Tagungsband zur 13. Recy & DepoTech-Konferenz, Montanuniversität Leoben, Österreich, 8.-11. November 2016

Recy & DepoTech 2016

Recycling & Abfallverwertung
Abfallwirtschaft & Ressourcenmanagement
Deponietechnik & Altlasten
Sondersession

Herausgeber
Roland Pomberger, Josef Adam, Alexia Aldrian, Susanne Hiden, Daniel Höllen, Lukas Kranzinger, Karl E. Lorber, Simone Neuhold, Thomas Nigl, Kerstin Pfandl, Renato Sarc, Therese Schwarz, Philipp Sedlazeck und Martin Wellacher.

AVW
Abfallverwertungstechnik & Abfallwirtschaft
Eigenverlag

Erfassung, Satz und Seitenlayout der einzelnen Manuskripte dieses Tagungsbandes lagen in der Verantwortung der jeweiligen Autoren.

Vervielfältigung und Verwendung der Texte und Bilder, auch auszugsweise, nur mit Genehmigung des Lehrstuhls für Abfallverwertungstechnik und Abfallwirtschaft der Montanuniversität Leoben gestattet.

Aus Gründen der Übersichtlichkeit werden im gesamten Tagungsband alle Namen ohne akademische Grade angegeben.

© Copyright 2016:

Montanuniversität Leoben, Lehrstuhl für Abfallverwertungstechnik und Abfallwirtschaft (AVAW)
Franz-Josef-Straße 18, 8700 Leoben, Österreich
Telefon: +43 (0) 3842 / 402-5101, Telefax: +43 (0) 3842 / 402-5102,
E-Mail: avaw@unileoben.ac.at, Internet: http://avaw.unileoben.ac.at/

AVAW
Abfallverwertungstechnik & Abfallwirtschaft
Eigenverlag

Gedruckt in Österreich: Christian Theiss GmbH, Am Gewerbepark 14, 9431 St. Stefan im Lavanttal, Österreich, Oktober 2016.

ISBN: 978-3-200-04777-8

FSC www.fsc.org MIX Papier aus verantwortungsvollen Quellen FSC® C012536

Gedruckt nach der Richtlinie des Österreichischen Umweltzeichens „Druckerzeugnisse“, Christian Theiss GmbH, Nr. 869

Inhalt

Vorwort Bundesminister A. Rupprechter 5
Vorwort Landeshauptmann H. Schützenhöfer 6
Vorwort Landesrat H. Seitinger 7
Vorwort Landesrat C. Buchmann 8
Vorwort Bürgermeister K. Wallner 9
Vorwort Sektionschef C. Holzer 10
Vorwort Magnifizenz W. Eichlseder 11
Vorwort ISWA-Präsident R. Kronberger 12
Vorwort VÖEB-Präsident H. Roth 13
Vorwort ÖWAV-Geschäftsführer M. Assmann 14
Editorial Professor R. Pomberger 15
Ehrenschutz 17
Ehrungen 18
Organisation, Redaktion und Kooperationspartner 19
Wissenschaftliches Komitee 20
Förderungen & Firmenpartnerschaften 23
Inhaltsverzeichnis 25
Plenarvorträge 53
Vorträge 93
Posterbeiträge 715
English Abstracts 863
Autorenverzeichnis 1017
Sachregister 1025

Vorwort

Herr Bundesminister Dipl.-Ing. Andrä Rupprechter

Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft (BMLFUW)

Die Recy & DepoTech findet heuer bereits zum 13. Mal statt und blickt auf eine eindrucksvolle Erfolgsgeschichte zurück. Durch geschickte Themenauswahl und besondere Atmosphäre gelingt es immer wieder aufs Neue, ein hochqualifiziertes internationales Publikum aus Wirtschaft, Verwaltung und Politik an die Montanuniversität Leoben in die Steiermark – das Grüne Herz Österreichs – zu bringen. Vorträge und Diskussionen zu den Schwerpunkten Recycling & Abfallverwertung, Abfallwirtschaft & Ressourcenmanagement sowie Deponietechnik & Altlasten behandeln ein breites Themenspektrum. So etabliert sich die Fachkonferenz sowohl für arrivierte abfallwirtschaftliche Stakeholder als auch für den Branchennachwuchs als Informationsdrehscheibe mit Wegweiser-Funktion.

Österreich ist bei der Verwertung von Abfällen ein echter Musterschüler. Wir haben unsere Hausaufgaben in diesem Bereich bestens erfüllt und erfahren dafür im In- und Ausland breite Anerkennung. Dies verdanken wir zu einem großen Teil der informierten und engagierten Bevölkerung, den Kommunen, einer praxisorientierten wissenschaftlichen Unterstützung und der Innovationskraft unserer heimischen Unternehmen.

Dies darf jedoch kein Ruhekissen sein – die nächsten Herausforderungen der europäischen Abfallpolitik sollen bis 2030 gelöst werden. Wenn wir die ambitionierten Recyclingziele erfolgreich umsetzen wollen, müssen wir schon heute die Weichen stellen. Einem Thinktank wie der Recy & DepoTech kommt dabei eine entscheidende Rolle zu. In der Symbiose von Wissenschaft und Praxis entstehen starke Impulse für eine wettbewerbsfähige und zugleich ressourcenschonende Wirtschaft mit geringem CO_2-Ausstoß.

In diesem Sinne hoffe ich auf einen regen Austausch von Forschungsergebnissen und praktischen Erfahrungen und wünsche der Recy & DepoTech 2016 viel Erfolg.

Glück Auf!

Dipl.-Ing. Andrä Rupprechter
Bundesminister für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft

Vorwort

Herr Landeshauptmann Hermann Schützenhöfer

Amt der Steiermärkischen Landesregierung

Sehr geehrte Tagungsteilnehmerinnen und -teilnehmer!

Die Abfallwirtschaftstagung Recy & DepoTech, die in diesem Jahr bereits zum 13. Mal in Leoben stattfindet, ist mittlerweile nicht nur die größte abfallwissenschaftliche Konferenz im deutschsprachigen Raum, sondern hat sich auch international einen hervorragenden Ruf erarbeitet. Ressourceneffizienz und Ressourcenschonung sind zentrale Themen für die Zukunft. Mit einer Forschungs- und Entwicklungsquote von 4,8% ist die Steiermark das innovativste Bundesland Österreichs und Vizeeuropameister. Die Montanuniversität leistet einen wichtigen Beitrag zu dieser Vorreiterrolle unseres Landes. Investitionen in Forschung und Entwicklung sind die Schlüssel zu einer positiven Entwicklung.

Mit den rund 100 Vorträgen wird die Recy & DepoTech 2016 wieder innovative Lösungen auf dem Gebiet der Abfallwirtschaft vorstellen und als Plattform von Wissens- und Erfahrungsaustausch zwischen Wissenschaft und Wirtschaft präsentieren. Die Verknüpfung von Innovation und Tradition wird in der Steiermark bereits seit Erzherzog Johann, der auch als Gründer der Montanuniversität gilt, aktiv gelebt und in seinem Geist fortgeschrieben. Als Landeshauptmann der Steiermark heiße ich Sie alle herzlich willkommen und ich lade Sie ein, auch abseits dieser Tagung, unser Land und die Region rund um den Erzberg zu erleben. Die steirische Kulinarik und Lebensfreude wird der Recy & DepoTech auch heuer wieder einen würdigen Rahmen verleihen.

Mein Dank gilt all jenen, die zum guten Gelingen dieser Veranstaltung beitragen: den Referentinnen und Referenten, aber auch den Organisatoren dieser Veranstaltung und den Kooperationspartnern.

Abschließend wünsche ich Ihnen allen eine produktive und inhaltlich ergiebige Tagung sowie schöne Stunden im „Grünen Herzen Österreichs“.

Ein steirisches „Glück auf“!

Hermann Schützenhöfer
Landeshauptmann der Steiermark

Vorwort

Herr Landesrat Hans Seitinger

Amt der Steiermärkischen Landesregierung

Wenn das 20. Jahrhundert das Jahrhundert der Arbeitsproduktivität war, dann muss das 21. Jahrhundert jenes der Ressourcenproduktivität werden. Bei einer prognostizierten Weltbevölkerung von knapp neun Milliarden Menschen im Jahr 2030 und einer rasanten ökonomischen Entwicklung der Schwellenländer, nimmt die Nachfrage nach Rohstoffen weiterhin stark zu. Deshalb ist es ein Gebot der Stunde, uns dringend auf langfristiges Denken, auf nachhaltige Strategien und „enkeltaugliches" Handeln umzustellen, um zukunftsfähig zu bleiben. Gerade deshalb sind Veranstaltungen wie die runderneuerte und umfassende abfallwirtschaftliche Konferenz Recy & DepoTech, wo sich Wissenschaft und Wirtschaft höchst anspruchsvoll austauschen – auch für politische Entscheidungsträger – von so großer Wichtigkeit. Diesmal stehen die neuen Ziele europäischer Abfallpolitik – die Unterstützung „wiederbefüllbarer Systeme"– im Fokus dieser internationalen Konferenz. Zu Recht will die EU den Übergang Europas zu einer Kreislaufwirtschaft fördern, um die globale Wettbewerbsfähigkeit zu steigern, ein nachhaltiges Wirtschaftssystem zu begünstigen und damit neue Arbeitsplätze zu schaffen. Die Montanuniversität Leoben hat sich bereits seit den neunziger Jahren mit der Einführung der Studienrichtung „Industrieller Umweltschutz, Entsorgungstechnik und Recycling" auf drei wesentliche, die Aufrechterhaltung des Wohlstands unserer Gesellschaft maßgebliche Bereiche, konzentriert und hierbei europaweit eine breite Themenführerschaft erarbeitet und behauptet: Im Bereich der Rohstoffe, der Werkstoffe sowie der Reststoffe. Es ist vor allem Herrn Professor DI Dr. Roland Pomberger und seinem überaus ambitionierten und professionell arbeitenden Team am Lehrstuhl für Abfallverwertungstechnik und Abfallwirtschaft zu danken, schon sehr früh dem Recycling über die gesamte Wertschöpfungskette einen wesentlichen Schwerpunkt in Lehre und Forschung eingeräumt zu haben. Denn Abfall als Rohstoff verfügbar zu machen ist nicht nur eine technische Herausforderung, sondern vor allem auch eine Frage der gesellschaftlichen Akzeptanz. Innovativ zu denken und neben ökonomischen Faktoren auch seine ökologische und soziale Verantwortung wahrzunehmen hat hier an der Montanuniversität – wie übrigens im Land Steiermark – eine gute und glaubwürdige Tradition! Als Verantwortlicher des „Lebensressorts" in der Steiermärkischen Landesregierung bin ich mehr denn je der festen Überzeugung, dass eine Gesellschaft, die sich ihrer Verantwortung gegenüber der Umwelt bewusst ist, einen Mehrwert für sich und die künftigen Generationen schafft. Deshalb ist die Recy & DepoTech hier an der Montanuniversität Leoben am goldrichtigen Platz.Ich wünsche dieser so hochkarätigen Tagung viele spannende, auch kontroverse, aber immer zukunftsweisende „disputationes" auf hohem fachlichen Niveau!

Hans Seitinger
Landesrat für Ressourcenmanagement der Steiermark

Foto: Ulrike Rauch

Vorwort

Herr Landesrat Dr. Christian Buchmann

Amt der Steiermärkischen Landesregierung

Sehr geehrte Damen und Herren!

Herzlich willkommen zur Recy & Depo Tech, der größten Abfallwirtschaftstagung Österreichs, bei der auch heuer wieder Expertinnen und Experten aus dem In- und Ausland über aktuelle Trends diskutieren. Die Anforderungen in der Abfallwirtschaft haben sich in den vergangenen Jahrzehnten tiefgreifend verändert. Ging es früher in erster Linie um eine sachgerechte Entsorgung von Abfällen, so steht heute die effiziente und nachhaltige Nutzung im Vordergrund. Abfall wird längst als wertvolle Rohstoffquelle gesehen. Damit sind neben Müllvermeidung und Abfalltrennung vor allem Themen wie Recycling oder die energetische Verwertung von Reststoffen im Fokus.

Dieser Paradigmenwechsel bietet auch neue Wachstumschancen für die Unternehmen der Branche. Die Steiermark ist hier international ganz vorne dabei und gilt heute als Modellregion für Stoffstrom-Management, durch das ein Großteil des Mülls als Rohstoff für neue Produkte verwendet wird. Heimische Unternehmen entwickeln Anlagen und innovative Technologien, die auf der ganzen Welt gefragt sind. Das sorgt für Wertschöpfung und Arbeitsplätze und trägt wesentlich dazu bei, dass die Steiermark die EU-Ziele, wonach bis 2030 mindestens 70 % des Siedlungsabfalls stofflich wiederverwertet werden, bereits deutlich erreicht hat.

Die Recy & Depo Tech an der Montanuniversität bietet die Möglichkeit, ins Gespräch zu kommen, sich auszutauschen und wechselseitig voneinander zu lernen.

Ich wünsche allen Teilnehmerinnen und Teilnehmern spannende Gespräche und interessante Einblicke.

Mit freundlichen Grüßen!

Dr. Christian Buchmann
Wirtschaftslandesrat der Steiermark

Vorwort

Herr Bürgermeister Kurt Wallner

Stadt Leoben

Foto: Freisinger / honorarfrei

Sehr geehrte Damen und Herren! Geschätzte TagungsteilnehmerInnen!

Die Recy & DepoTech-Abfallwirtschaftstagung ist eine in Fachkreisen höchst geschätzte Veranstaltung der Montanuniversität Leoben, die alle zwei Jahre in Leoben stattfindet. In der 13. Auflage ist nun auch im neuen Namen mit dem Zusatz „Recy“ der Paradigmenwechsel deutlich zu erkennen, den das Symposium in den mehr als zwanzig Jahren seit seinem Bestehen erfahren hat. Lag der Schwerpunkt in den 1990-er Jahren, als die Tagung von Prof. Karl E. Lorber, dem ehemaligen Leiter des Lehrstuhls für Abfallverwertungstechnik und Abfallwirtschaft der Montanuniversität Leoben, aufgebaut wurde, auf Fragen rund um richtige und effiziente Deponietechniken für Abfälle, wird unter seinem Nachfolger Prof. Roland Pomberger das Augenmerk verstärkt auf die Recyclingfrage und damit die Wiederverwendung von Altstoffen gelenkt.

Darin spiegelt sich auch der Strukturwandel deutlich wider, den die moderne Abfallwirtschaft nicht nur in Österreich in den letzten Jahrzehnten durchlaufen hat. Restmüll wird als wertvoller Rohstoff angesehen, den es bestmöglich zu nutzen und wiederzuverwerten gilt. Der Schritt von der Deponietechnik zur Recyclingtechnik ist in dieser Hinsicht der einzig richtige. Mit dem Lehrstuhl für Abfallverwertungstechnik und Abfallwirtschaft an der Montanuniversität nimmt Leoben in dieser Entwicklung eine international bedeutende Vorreiterrolle ein. Die hohen Teilnehmerzahlen an Fachexperten und Branchenvertretern an der Abfallwirtschaftstagung, die Interessierte aus der ganzen Welt anzieht, belegen dies eindrucksvoll.

Der sorgsame Umgang mit Rohstoffen, die Weiterverarbeitung von Reststoffen und ganz besonders die Abfallvermeidung werden die großen Herausforderungen der Zukunft sein. Um gute Ergebnisse zu erzielen, müssen hier die unterschiedlichsten Ebenen ineinandergreifen und zusammenarbeiten. Mit der Recy & DepoTech wird eine Plattform geboten, auf der sich Wissenschaft, Wirtschaft und Politik vernetzen können. Die Stadt Leoben als Austragungsort dieser international anerkannten Fachtagung ist stolz auf die innovativen Kräfte in der Stadt und an der Montanuniversität, die durch ihr ungebrochenes Engagement die dynamische Entwicklung der Abfallwirtschaft hin zur Recyclingwirtschaft stetig vorantreiben.

In diesem Sinne wünsche ich der Recy & DepoTech 2016 einen erfolgreichen Verlauf, spannende Diskussionen und einen fruchtbringenden Ideenaustausch.

Mit einem steirischen „Glück Auf“!

Kurt Wallner
Bürgermeister der Stadt Leoben

Vorwort

Herr Sektionschef Dipl.-Ing. Christian Holzer

Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft (BMLFUW)

Sehr geehrte Damen und Herren!

Die Herausforderungen der Österreichischen Abfallwirtschaft unterliegen einem steten Wandel, der zukünftig über die Vorgabe von ambitionierten Recyclingzielen zur mittelfristigen Entwicklung der gesamten EU in Richtung einer Kreislaufwirtschaft angetrieben wird und derzeit durch den Verfall von Energie- und Rohstoffpreisen geprägt ist.

In dieser Situation sind belastbare Analysen zu bestehenden Anlagen, Verfahren und Verhaltensweisen, aber auch neueste Erkenntnisse aus der Forschung sowie stabile und klare Rahmenbedingungen gefragt, die notwendige Investitionsentscheidungen von heute auch morgen noch gerechtfertigt erscheinen lassen.

Die namentliche Evolution der Konferenz zur Recy & DepoTech verdeutlicht nunmehr auch im Titel die bereits in der Vergangenheit eingeleitete Ausweitung der Tagungsschwerpunkte, die an der Montanuniversität Leoben seit Jahrzehnten im Forschungs- und Lehrbetrieb einen festen Stellenwert besitzen.

Das Tagungsprogramm der Recy & DepoTech 2016 beinhaltet dementsprechend ein weites Spektrum an Vorträgen und wird das interessierte Fachpublikum vor die schwierige Entscheidung stellen, welcher der vier Parallelsessionen der Vorzug zu geben ist und welche der über hundert Vorträge erst im Tagungsband nachgelesen werden. Unterstützt durch ein höchst arriviertes wissenschaftliches Komitee können neueste Erkenntnisse aus Forschung und Praxis präsentiert werden. Die Recy & DepoTech 2016 mutiert damit zum Katalysator für einen umfassenden und nicht nur für die Österreichische Abfallwirtschaft unverzichtbaren Wissenstransfer zwischen den verschiedenen Stakeholdern.

In diesem Sinne wünsche ich der neu ausgerichteten Konferenz einen erfolgreichen Verlauf mit zahlreichen Anstößen für eine positive Entwicklung der gesamten Branche.

Mit freundlichen Grüßen und einem herzlichen Glück auf!

Dipl.-Ing. Christian Holzer
Sektionschef des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft

Vorwort

Magnifizenz Univ.-Prof. Dipl.-Ing. Dr. Wilfried Eichlseder

Montanuniversität Leoben

Die Montanuniversität hat sich in den letzten Jahrzehnten in ihrem Forschungs- und Studienprogramm derart entwickelt, dass sie den Material- und Energiefluss von der Gewinnung bis zum Recycling abbilden kann. Dieser geschlossene Wertschöpfungskreislauf macht die Montanuniversität einzigartig. Damit wird eine wichtige Forderung der Nachhaltigkeit erfüllt, Ressourcen effizient und umweltfreundlich zu nutzen. Dies ist umso wichtiger, da die Weltbevölkerung wächst, Energie- und Materialverbrauch steigen, die Rohstoffvorkommen aber begrenzt sind.

Aufgrund der starken Nachfrage lassen sich langfristige Engpässe in der Rohstoffverfügbarkeit nicht ausschließen. Zur Sicherung der Rohstoffverfügbarkeit werden daher auch hohe Recyclingquoten beitragen müssen. Wir sind aufgefordert, unsere Ressourcen besser auszunützen, durch umweltfreundliche Gewinnung, durch optimierten Einsatz im Produkt oder durch Wiederverwendung. An der Erforschung neuer Methoden zur Ver-besserung angeführter Problemstellungen arbeiten an der Montanuniversität zahlreiche Wissenschaftler, die im Rahmen der Lehrveranstaltungen ihr Know-how auch an die jungen Studierenden weitergeben. Forschung und neue Technologien sichern Wettbewerbsfähigkeit, Arbeitsplätze und den Wohlstand einer Gesellschaft. Forschung ist ein entscheidender Faktor für den Erhalt und die Verbesserung der Leistungsfähigkeit einer Volkswirtschaft und deren Fähigkeit zur Innovation von Produkten und Produktionsprozessen.

Der Austausch von Erkenntnissen, wie er im Rahmen der Recy & DepoTech seit bereits 24 Jahren erfolgt, ist eine Bedingung, um neue Erkenntnisse auch in die Praxis umzusetzen. Die Recy & DepoTech hat sich in den vergangenen Jahren zur größten Abfallwirtschaftstagung im deutschsprachigen Raum entwickelt und liefert einen wichtigen Beitrag für den Wissensaustausch.

Die Veranstaltung wurde von Dr. Dirk Hengerer ins Leben gerufen und von em.Univ. Prof. Karl Lorber über Jahrzehnte erfolgreich weitergeleitet. Seit 2014 liegt die Leitung in den Händen von Prof. Roland Pomberger, der den begonnen Weg erfolgreich fortsetzt. Ich möchte ihm dazu herzlich gratulieren und auch danken!

Ich wünsche den TeilnehmerInnen interessante Fachvorträge, erbauliche Diskussionen und einen angenehmen Aufenthalt in Leoben.

Glück auf!

Univ.-Prof. Dipl.-Ing. Dr. Wilfried Eichlseder
Rektor der Montanuniversität Leoben

Vorwort

Herr Präsident Dipl.-Ing. Rainer Kronberger

ISWA Austria

Die Abfallwirtschaft wird zur Ressourcenwirtschaft und die DepoTech zur Recy & DepoTech.

Die Umbenennung der traditionellen DepoTech auf Recy & DepoTech berücksichtigt die allgemeine Weiterentwicklung der linearen „End of Pipe“ – Abfallwirtschaft zu einer kreislauforientierten Recycling- bzw. Ressourcenwirtschaft.

Dabei darf jedoch nicht außer Acht gelassen werden, dass derzeit diese Entwicklung im Wesentlichen auf wohlhabende Volkswirtschaften beschränkt ist.

Eine Erhebung der ISWA gemeinsam mit UNEP (United Nations Environmental Program) zeigt, dass aktuell 2 Milliarden (!) Menschen, also rund ¼ der Weltbevölkerung, über keine geordnete Abfuhr der Abfälle und rund 3 Milliarden über keine geeignete Abfallbehandlung verfügen. Besonders betroffen sind Regionen mit geringem Bruttonationalprodukt. In diesen Regionen wäre bereits eine regelmäßige Abfallsammlung und einfache Abfallbehandlung in Form einer kontrollierten Deponierung eine wichtige Weiterentwicklung.

Im weltweiten Kontext ist somit noch immer ein breites Spektrum an Herausforderungen für die Abfallwirtschaft gegeben.

Die DepoTech, nun Recy & DepoTech, hat sich von jeher mit den unterschiedlichsten Herausforderungen der Abfallwirtschaft befasst. Auch das aktuelle, äußerst umfangreiche Programm greift eine Vielzahl an Untersuchungsbereichen auf und leistet damit einen wertvollen Beitrag zur Weiterentwicklung der Abfallwirtschaft – im nationalen wie auch im internationalen Zusammenhang!

Im Namen von ISWA Austria möchte ich mich auch wieder sehr herzlich für die Möglichkeit bedanken, das ISWA Austria Stipendium im feierlichen Rahmen dieser hochkarätigen Fachveranstaltung verleihen zu können.

Ich darf einen erfolgreichen Verlauf der Veranstaltung wünschen!

Mit freundlichen Grüßen und „Glück Auf“!

Dipl.-Ing. Rainer Kronberger
Präsident der ISWA Austria

Vorwort

Herr Präsident Kommerzialrat Hans Roth

Verband Österreichischer Entsorgungsbetriebe (VÖEB)

Sehr geehrte Damen und Herren!

Unter dem neuen Namen Recy & DepoTech treffen sich heuer Vertreter aus Wissenschaft und Wirtschaft aus dem In- und Ausland bei einer der bedeutendsten Umwelttagung Österreichs. Wie kaum eine andere Branche durchläuft die Abfallwirtschaft einen rasanten Wandel – vom Müllkutscher hin zum Ressourcenmanager, vom Abfall zum Wertstoff. Da, wo wir heute stehen, als Kernakteure einer Kreislaufwirtschaft, haben wir eine gute Ausgangsbasis nachhaltige Akzente in der Umweltpolitik zu setzen. Gerade vor dem Hintergrund der Verknappung natürlicher Ressourcen ermöglicht es die Abfallwirtschaft und somit die moderne Ressourcenwirtschaft, spürbare energie- und umweltpolitische Impulse zu setzen.

Aus diesem Aspekt begrüßt der VÖEB den Vorschlag der EU-Kommission für ihr Kreislaufwirtschaftspaket. Die Anhebung der Recyclingquoten und das angestrebte Deponierungsverbot für recyclebare Abfälle sind ein wichtiger Schritt. Mittelfristig muss der Weg aber zu einem kompletten Deponierungsverbot im gesamten EU-Raum führen, liegen doch die Vorteile einer funktionierenden Kreislaufwirtschaft klar auf der Hand. Einerseits wäre die EU von Rohstofflieferungen aus Drittländern weniger abhängig, andererseits würde man neue Arbeitsplätze schaffen und eine zusätzliche Wertschöpfung in Europa ermöglichen. Besonders Österreich mit seinem Know-How und seinen Technologien würde profitieren.

Die Ausweitung der EU-weiten Wiederverwendungs- und Recyclingziele auf Siedlungsabfälle darf jedoch nicht heißen, dass diese Ausweitung mit einer Erweiterung der Daseinsvorsorge einhergeht. Die privaten Entsorgungs- und Umwelttechnologiebetriebe haben nicht nur diesen Markt federführend aufgebaut, sondern auch viel Kapital in moderne, umweltfreundliche Anlagen, neue Technologien sowie Forschung und Entwicklung investiert. Um Innovationen voranzutreiben, ist die Zusammenarbeit mit Universitäten unabdingbar. Daher freut es mich besonders, dass für unsere Branche die Montanuniversität Leoben ein verlässlicher Partner für Forschung und Entwicklung ist und wir gemeinsam – Praxis und Wissenschaft – unsere Vorreiterrolle bestätigen können.

In diesem Sinne freue ich mich auf eine spannende Recy & DepoTech 2016, auf Vernetzung von Wissen und verbleibe

Sehr herzlich

Euer Hans Roth

Kommerzialrat Hans Roth
Präsident des Verbandes Österreichischer Entsorgungsbetriebe

Vorwort

Herr Geschäftsführer Dipl.-Ing. Manfred Assmann

Österreichischer Wasser- und Abfallwirtschaftsverband (ÖWAV)

Mit der Fortschreibung des Bundesabfallwirtschaftsplans im Jahr 2017 und der Umsetzung des EU-Kreislaufwirtschaftspakets, mit neuen Zielvorgaben für Recycling und Wiederverwendung sowie einem Aktionsplan sowie Maßnahmen zum „Schließen des Kreises“ werden auf europäischer und nationaler Ebene in den kommenden Jahren weitere Schritte hin zu einer Recyclinggesellschaft gesetzt.

In diesem Zusammenhang hat der ÖWAV unter der Leitung von Univ.-Prof. Roland Pomberger im Frühjahr 2016 das ÖWAV-ExpertInnenpapier „Überlegungen und Vorschläge aus Sicht der Abfallwirtschaft zur Verbesserung der Ressourcenschonung und -effizienz“ fertiggestellt. Zudem werden im ÖWAV-Arbeitsausschuss „Abfallstrategie – BAWP 2017“ weitere Aktivitäten gesetzt, um diesen wichtigen Entwicklungsschritt der Abfallbewirtschaftung in Europa fachlich zu begleiten und Vorschläge für eine erfolgreiche Weiterentwicklung der Ressourcenbewirtschaftung unter Einhaltung der Ziele und Grundsätze des AWG 2002 einzubringen.

Dabei geht es dem ÖWAV um bestmögliche Informationsarbeit und um die Unterstützung aller Akteure im Bereich der Abfallwirtschaft. Hierzu zählen neben den Abfallverbänden, Kommunen und der privaten Entsorgungswirtschaft auch die Haushalte, Gewerbebetriebe und Industrien, die durch ihre Bereitschaft und ihr Bekenntnis zum Umweltschutz einen erheblichen Beitrag zu einer erfolgreichen Ressourcenbewirtschaftung leisten können.

Es ist daher unerlässlich, in der Bevölkerung das Bewusstsein für die Bedeutung des Kreislaufdenkens in der Abfallbewirtschaftung weiter zu schärfen und diese neue Denkweise insbesondere auch in der produzierenden Industrie zu verankern. Das „Image des Abfalls“ als Rohstoff und damit auch das Vertrauen der Akteure in eine nachhaltig orientierte Abfallbewirtschaftung muss weiter gestärkt und die Abfallbewirtschaftung als unverzichtbarer Beitrag zu einer zukunftsorientierten Ressourcennutzung und Sekundärrohstoffgewinnung hervorgehoben werden.

Die diesjährige Recy & DepoTech bietet den VertreterInnen der Branche wieder die Möglichkeit, Innovationen aus erster Hand zu erhalten und Informationen auszutauschen, und bildet daher einen wesentlichen Baustein der Kommunikation der Entwicklung von der Abfallwirtschaft hin zu einer Ressourcen- und Recyclingwirtschaft und -gesellschaft.

Mit freundlichen Grüßen!

Dipl.-Ing. Manfred Assmann
Geschäftsführer des Österreichischen Wasser- und Abfallwirtschaftsverbandes

Editorial

Herr Univ.-Prof. Dipl.-Ing. Dr.mont. Roland Pomberger

Montanuniversität Leoben
Leiter der Recy & DepoTech 2016

Herzlich willkommen zur Recy & DepoTech 2016. Keine Sorge, trotz neuem Namen werden der Geist und die Qualität der Tagung jedenfalls weiter bestehen bleiben. Wir haben nur den Namen etwas angepasst, weil die DepoTech schon längst zu einer umfassenden abfallwirtschaftlichen Tagung geworden ist. Deponietechnik und Altlastensanierung bleiben natürlich weiter wichtige Themen. Aber der Fokus hat sich erweitert und dem wollen wir auch durch eine kleine Anpassung der „Marke“ Rechnung tragen. Wir dokumentieren damit auch nach außen, dass wir uns von der Deponie bis zum Recycling umfassend mit abfallwirtschaftlichen Themen befassen.

Dieses Jahr werden wir sicherlich darüber diskutieren, wie wir neue Ziele der europäischen Abfallpolitik umsetzen können. Auch wenn die genauen Inhalte der abfallrelevanten EU-Richtlinien noch nicht im Detail klar sind, klare und hohe Zielvorgaben für das Recycling sind zu erwarten. Nach den bisherigen Entwürfen sollen ja bis 2030 Recyclingziele erreicht werden, die für viele Länder aus heutiger Sicht noch utopisch erscheinen. Geeignete Strategien und Technologien zu präsentieren und mit einem internationalen Fachpublikum zu diskutieren, ist eine Hauptaufgabe der Recy & DepoTech in diesem Jahr. Nur durch die intensive Diskussion zwischen den abfallwirtschaftlichen Stakeholdern können am Ende die richtigen Entscheidungen getroffen werden.

Die ökonomischen Rahmenbedingungen sind aktuell nicht besonders förderlich für ressourcenorientierten Umgang mit Abfällen. Tiefe Energie- und Rohstoffpreise behindern die Umsetzung neuer Projekte und sind Gift für das Recycling. Aber eines ist sicher: Es ist nur eine Frage der Zeit, bis diese volatilen Märkte wieder drehen. Vielleicht müssen wir aber auch darüber nachdenken, ob uns der Umweltnutzen des Recyclings vielleicht doch auch etwas Wert sein sollte.

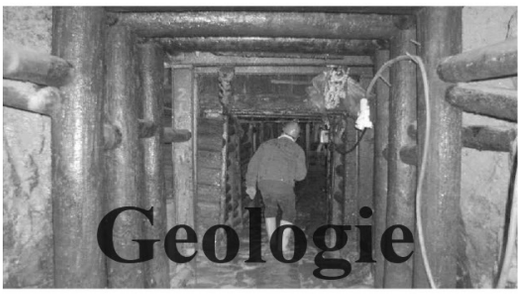
Die neue Recy & DepoTech wird getragen vom Austausch zwischen den ProgrammgestalterInnen, ReferentInnen, Chairpersons und TeilnehmerInnen. Ich lade Sie ein zur Diskussion, zum Nachdenken, zum Diskurs, zum Ideenaustausch. Manche Diskussionen werden auch kontrovers sein. Die Recy & DepoTech 2016 steht aber jedenfalls für wertschätzenden Austausch auf hohem fachlichen Niveau.

Ich wünsche Ihnen und uns eine erfolgreiche Recy & DepoTech 2016.

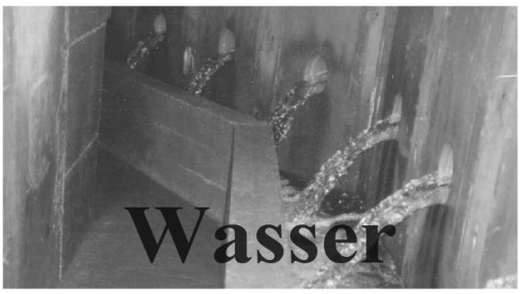
Mit herzlichem Glück auf!

Univ.-Prof. Dipl.-Ing. Dr.mont. Roland Pomberger
Leiter der Recy & DepoTech 2016 und des Lehrstuhls für Abfallverwertungstechnik und Abfallwirtschaft (AVAW) der Montanuniverstität Leoben

Kompetenz in ...

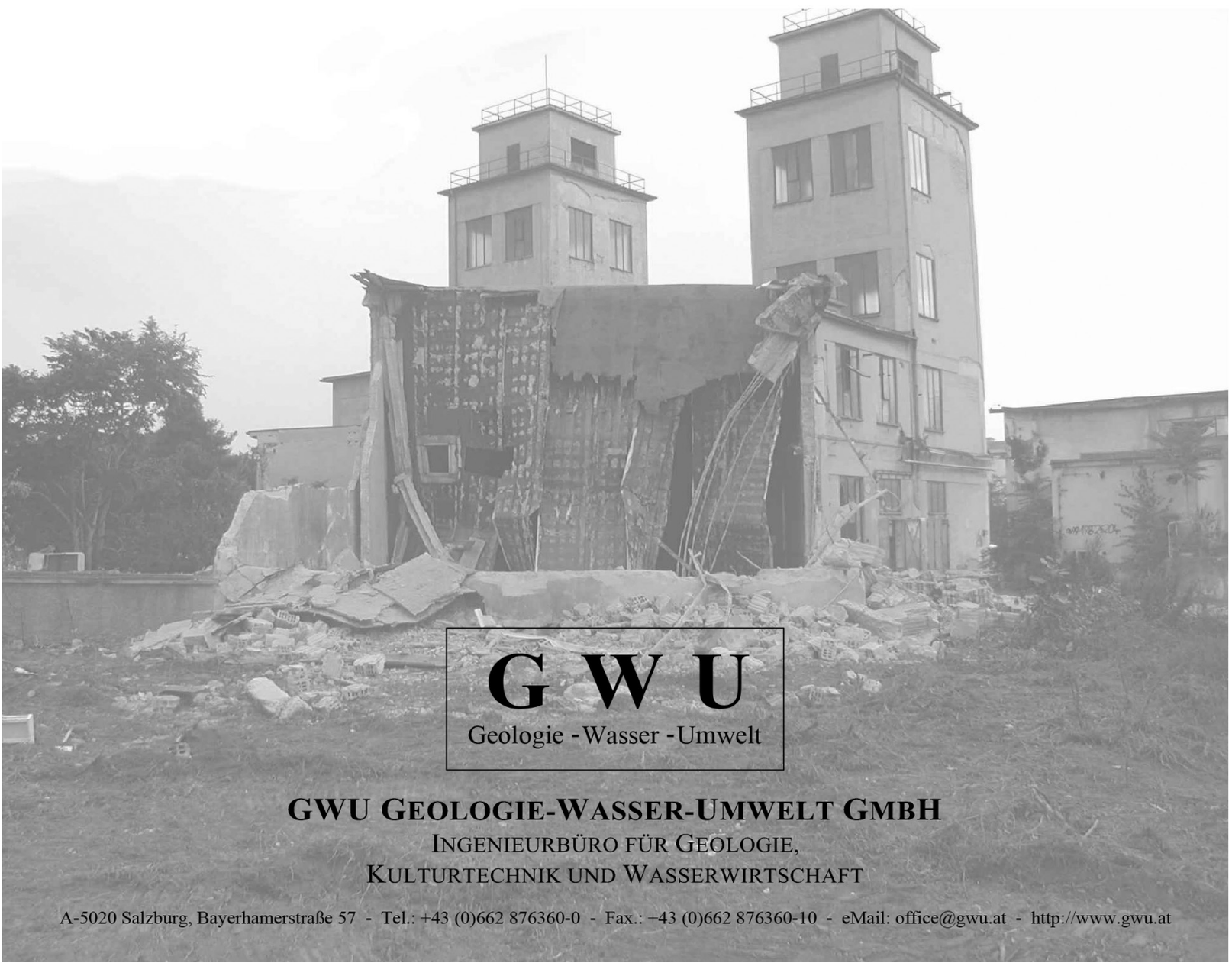


Geologische Dokumentation
und Beratung,
Kartierung,
Baugrunderkundung,
Bohrbetreuung,
Geologische Gutachten für
alle Planungsphasen,
Naturgefahrenbewertung,
Steinschlagsimulation, ...



Wasserwirtschaftliche
Beweissicherung,
Hydrogeologische Gutachten,
Planungen für
Trinkwasserver- und
Abwasserentsorgung,
wasserrechtliche Bauaufsicht,
Baustellenkoordination,
Erdwärmenutzung, ...

Abfall- und Aushubbeurteilung,
Schad- und Störstofferkundung,
Umwelttechnische
Bauüberwachung,
Verdachtsflächenerkundung,
Altlastensanierung,
Grundstücksbewertung,
Deponieplanung und -aufsicht,
Ausgangszustandsbericht gem.
Industrieemissionsrichtlinie,
Umweltverträglichkeitserklärung
(UVE), ...



G W U
Geologie - Wasser - Umwelt

GWU GEOLOGIE-WASSER-UMWELT GMBH
INGENIEURBÜRO FÜR GEOLOGIE,
KULTURTECHNIK UND WASSERWIRTSCHAFT

A-5020 Salzburg, Bayerhamerstraße 57 - Tel.: +43 (0)662 876360-0 - Fax.: +43 (0)662 876360-10 - eMail: office@gwu.at - http://www.gwu.at

Ehrenschutz

Bundesminister Andrä RUPPRECHTER
Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft

Landeshauptmann Hermann SCHÜTZENHÖFER
Amt der Steiermärkischen Landesregierung

Landesrat Hans SEITINGER
Amt der Steiermärkischen Landesregierung

Landesrat Christian BUCHMANN
Amt der Steiermärkischen Landesregierung

Landesrat Christopher DREXLER
Amt der Steiermärkischen Landesregierung

Hofrat Wilhelm HIMMEL
Amt der Steiermärkischen Landesregierung

Bürgermeister Kurt WALLNER
Stadtgemeinde Leoben

Sektionschef Christian HOLZER
Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft

Magnifizenz Wilfried EICHLSEDER
Montanuniversität Leoben

Präsident Rainer KRONBERGER
ISWA Austria

Generalsekretärin Nadine DE GREEF
European Federation of Waste Management and Environmental Services (FEAD)

Präsident Hans ROTH
Verband Österreichischer Entsorgungsbetriebe (VÖEB)

Geschäftsführer Manfred ASSMANN
Österreichischer Wasser- und Abfallwirtschaftsverband (ÖWAV)

Geschäftsführer Bernhard PUTTINGER
Green Tech Cluster Styria GmbH

Ehrungen

Aufgrund ihrer Verdienste um die Umwelttechnik / Abfallwirtschaft in Wissenschaft und Praxis und ihrer langjährigen aktiven Mitarbeit an der DepoTech – nunmehr Recy & DepoTech – ehren und danken wir:

Ing. Alfred Krenn
Herr Ing. Alfred Krenn, geboren 1954, ist ein Pionier der regionalen Umwelt- und Abfallwirtschaft. Seit 1987 verantwortete er als Amtsleiter bei der Stadtgemeinde Leoben die Bereiche Umweltschutz und Müllbeseitigung, von 1990 bis 2016 als Leiter des Referates Umwelt und Tiefbau. Seit 1990 ist er als Geschäftsführer des Abfallwirtschaftsverbandes Leoben für eine zentrale industriell geprägte Region der Steiermark in abfallwirtschaftlichen Fragen verantwortlich. Ing. Alfred Krenn ist ein Praktiker, der nachhaltige für alle Stakeholder akzeptable Lösungen sucht und dann konsequent umsetzt. So kann der Bezirk Leoben auf eine Anzahl von Abfallbehandlungsanlagen verweisen, mit denen im Sinne einer regionalen Partnerschaft kooperiert wird. Als Lehrbeauftragter an der Montanuniversität ist „Fredi“ Krenn seit ca. 20 Jahren erfolgreich als Lektor tätig. Die Studenten des Industriellen Umweltschutzes profitieren von seinen Fällen aus der Praxis und der großen Erfahrung eines Profis der kommunalen Abfallwirtschaft. Sehr engagiert ist Alfred Krenn im österreichischen Städtebund und ist für ihn als Delegierter beim Rat der Gemeinden und Regionen Europas in Brüssel tätig.

Dr.-Ing. Marco Ritzkowski
Herr Dr.-Ing. Marco Ritzkowski promovierte er an der Technischen Universität Hamburg-Harburg (TUHH) am Institut für Abfallressourcenwirtschaft. Zwischen 2005 und 2009 arbeitete und lehrte er als post-doc am Institut für Umwelttechnik und Energiewirtschaft Als Projektmanager der TuTech Innovation GmbH in Hamburg übernahm er ab 2009 die Bearbeitung und Leitung diverser nationaler und internationaler Forschungsprojekte in den Bereichen Abfallbehandlung, Deponietechnik und Deponienachsorge. Marco Ritzkowski ist seit 2012 Geschäftsführer der IWWG sowie Redaktionsleiter der internationalen Fachzeitschrift „Waste Management“. Er ist Autor von mehr als 100 wissenschaftlichen Veröffentlichungen in Fachzeitschriften und Konferenzbänden (davon neun zur DepoTech in Leoben) sowie mehreren Fachbüchern. Dr. Ritzkowski ist ein langjähriger internationaler Unterstützer und Förderer unserer Konferenz.

Dipl.-Ing. Walter Scharf
Herr Dipl.-Ing. Walter Scharf, geb. 1949, kann ohne Übertreibung als „Urgestein“ der österreichischen Abfallwirtschaft bezeichnet werden. Neben seiner vielseitigen nationalen und internationalen Planertätigkeit als Zivilingenieur, Geschäftsführer und Gesellschafter der Ingenieurgemeinschaft Innovative Umwelttechnik GmbH ist er in vielen Fachgremien und Interessensvertretungen seit vielen Jahren führend tätig. Hervorgehoben seien der Vorsitz des ÖNORM-Komitees (TC) für Abfallwirtschaft, die Vizepräsidentschaft des ÖWAV und die Leitung der Fachgruppe Abfallwirtschaft und Altlastensanierung im ÖWAV. Über 30 Jahre Erfahrung im Bereich Umweltschutz, die Planung und Umsetzung vieler Abfallbehandlungsanlagen und die Verfassung wissenschaftlicher und beratender Arbeiten auf dem Gebiet der Abfallwirtschaft zeichnen ihn als international anerkannten Experten aus.

Organisation

Lehrstuhl für Abfallverwertungstechnik und Abfallwirtschaft (AVAW)
der Montanuniversität Leoben

Franz-Josef-Straße 18, 8700 Leoben, Österreich
Telefon: +43 (0) 3842 / 402-5103, Fax: +43 (0) 3842 / 402-5102
E-Mail: info@recydepotech.at

Roland Pomberger
Tanja Trieb

Redaktion

Tanja Trieb

Kooperationspartner

Access to Sustainable Knowledge (ASK)
ATEC Business Information GmbH (RECYCLING magazin)
CRC Press Taylor & Francis Group
European Federation of Waste Management and Environmental Services (FEAD)
Green Tech Cluster Styria GmbH
Industriellenvereinigung Steiermark
International Solid Waste Association (ISWA Austria)
Logistik Club Leoben (Verein)
MSV Mediaservice & Verlag GmbH (EU-Recycling Magazin)
Österreichischer Wasser- und Abfallwirtschaftsverband (ÖWAV)
Save the PLANET (Konferenz)
SCIAM Fachmedien GmbH & Co KG (Umweltjournal)
TK Verlag Karl Thomé-Kozmiensky
Umwelttechnik-Cluster Oberösterreich
Verband Österreichischer Entsorgungsbetriebe (VÖEB)
Verein zur Verleihung des Zertifikates eines Entsorgungsfachbetriebes (V.EFB)

Wissenschaftliches Komitee

Antrekowitsch Helmut, Montanuniversität Leoben, Österreich
Assmann Manfred, Österreichischer Wasser- und Abfallwirtschaftsverband, Österreich

Baumgartner Rupert, Karl-Franzens-Universität Graz, Österreich
Bezama Alberto, Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung-UFZ, Deutschland
Bockreis Anke, Universität Innsbruck, Österreich
Brandstätter-Scherr Kerstin, Universität für Bodenkultur Wien, Österreich
Brunner Paul H., Technische Universität Wien, Österreich

Dornack Christina, Technische Universität Dresden, Deutschland

Eisenberger Martin, Umweltrechtsconsulting, Österreich

Faulstich Martin, Clausthaler Umwelttechnik-Institut GmbH (CUTEC), Deutschland
Fellner Johann, Technische Universität Wien, Österreich
Flamme Sabine, Fachhochschule Münster, Deutschland
Fricke Klaus, Technische Universität Braunschweig, Deutschland

Gäth Stefan, Justus-Liebig-Universität Giessen, Deutschland
Gidarakos Evangelos, Technische Universität Crete, Griechenland
Goldmann Daniel, Technische Universität Clausthal, Deutschland

Herzer Stefan, Verband Österreichischer Entsorgungsbetriebe, Österreich
Himmel Wilhelm, Amt der Steiermärkische Landesregierung, Österreich
Hodecek Peter, Scholz Austria GmbH, Österreich
Holzer Christian, Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Österreich
Holzer Clemens, Montanuniversität Leoben, Österreich
Huber-Humer Marion, Universität für Bodenkultur Wien, Österreich

Kienberger Thomas, Montanuniversität Leoben, Österreich
Kranert Martin, Universität Stuttgart, Deutschland
Kreindl Gernot, Stadtgemeinde Leoben, Österreich
Krenn Alfred, Abfallwirtschaftsverband Leoben, Österreich
Kroker Daisy, Verband Österreichischer Entsorgungsbetriebe, Österreich
Kronberger Rainer, ISWA Austria - International Solid Waste Association, Österreich

Lehner Markus, Montanuniversität Leoben, Österreich
Loibner Andreas P., Universität für Bodenkultur Wien, Österreich
Lorber Karl E., Montanuniversität Leoben, Österreich

Wissenschaftliches Komitee

Mocker Mario, Ostbayerische Technische Hochschule Amberg-Weien, Deutschland

Navia Diez Rodrigo, University of La Frontera, Chile
Nelles Michael, Universität Rostock, Deutschland

Özkaraova Güngör Burcu, Ondokuz Mayis University, Türkei

Pomberger Roland, Montanuniversität Leoben, Österreich
Pretz Thomas, Rheinisch-Westfälische Technische Hochschule Aachen (RWTH), Deutschland

Ragossnig Arne, UTC UmweltTechnik und GeoConsulting ZT GmbH, Österreich
Raupenstrauch Harald, Montanuniversität Leoben, Österreich
Rechberger Helmut, Technische Universität Wien, Österreich
Reiselhuber Karl, Magistrat der Stadt Wien, Österreich
Rettenberger Gerhard, Hochschule Trier, Deutschland
Ritzkowsky Marco, Technische Universität Hamburg-Harburg, Deutschland

Scharff Christoph, ARA Altstoff Recycling Austria AG, Österreich
Schmidt Gerald, Redux Recycling GmbH, D
Stadler Helmut, ISWA - International Solid Waste Association / V.EFB, Österreich
Stark Wolfgang, Ökoplus Umweltforschung und Consulting GmbH, Österreich

Thiel Stephanie, TK Verlag Thomé-Kozmiensky, Deutschland
Thomé-Kozmiensky Karl J., TK Verlag Thomé-Kozmiensky, Deutschland

Ulanova Olga, Technische Universität Irkutsk, Russland

Wruss Werner, ESW Consulting Wruss ZT GmbH, Österreich

Ziehenberger Gerhard, Saubermacher Dienstleistungs AG, Österreich
Zorzi Michael, Bundesaltlastensanierungsges.m.b.H., Österreich

Die Umwelt schützend im Blick

Unsere maßgeschneiderten Lösungen und innovativen Produkte sind der Garant für erfolgreiche Projekte. Wir bieten Lösungen für zuverlässige Sicherungsmaßnahmen in der Umweltschutztechnik. Entdecken Sie die Welt der Geokunststoffe – entdecken Sie HUESKER.

www.HUESKER.de

HUESKER

Ideen. Ingenieure. Innovationen.

Förderungen & Firmenpartnerschaften

Förderer

Amt der Steiermärkischen Landesregierung – Abteilung 8 Gesundheit, Pflege und Wissenschaft
Amt der Steiermärkischen Landesregierung – Abteilung 12 Wirtschaft, Tourismus, Sport
Amt der Steiermärkischen Landesregierung – Abteilung 14 Abfallwirtschaft und Nachhaltigkeit
Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft
Stadtgemeinde Leoben

Gold-Firmenpartner

Altstoff Recycling Austria AG (ARA)
GWU Geologie-Wasser-Umwelt GmbH
HUESKER Synthetic GmbH
Metso Denmark A/S
Saubermacher Dienstleistungs AG

Mittagsbuffet-Firmenpartner

Magistrat der Stadt Wien

Bronze-Firmenpartner

Balsa GmbH
Linder-Recycingtech GmbH
Loacker Recycling GmbH
MAGNA STEYR ENGINEERING AG & CO KG
PORR Umwelttechnik GmbH

Bronze-Firmenpartner

Industriellenvereinigung Steiermark

(Stand 16.09.2016)

100 Tonnen Konfetti in einer Stunde. Zeit zu feiern.
Es gibt zahlreiche Gründe, warum unsere M&J PreShredder so gut darin sind, Holzabfälle in Teilchengröße zu zerlegen, die Sie benötigen. Zum einen ist da die Präzision der asynchronen Zerkleinerung.
Zum anderen ist da die Intelligenz der automatischen Umkehr.
Ganz zu schweigen von einer extrem aggressiven Messerkonstruktion.
Alle Aspekte zusammen garantieren Ihnen maximale Präzision und Effizienz. Wenn Sie der Meinung sind, dass dies, können Sie stets 100 Tonnen Konfetti in einer Stunde produzieren.
metso
Expect results
Metso Denmark A/S,
DK-8700 Horsens, Denmark,
Herr Erik Jørgensen
erik.jorgensen@metso.com,
mobil +45 6023 8516
www.metso.com/recycling

Inhaltsverzeichnis Vorträge

PLENARVORTRÄGE

Ökonomische Bedingungen des Recycling
H.-G. Baum *53*

Circular Economy – Geradeaus in den Kreislauf?
C. Scharff *59*

Herausforderungen und abfallwirtschaftliche Zukunftslösungen der österreichischen Zementindustrie
S. Spaun & F. Papsch *67*

Dynamische Darstellung der Leistungsfähigkeit der Siedlungsabfallwirtschaft in der EU mittels der Ternärdiagrammmethode
R. Pomberger, R. Sarc & K.E. Lorber *71*

RECYCLING & ABFALLVERWERTUNG

Batterien (11_)

Re-Use-Prozess für Hochenergie-Lithium-Ionen-Akkumulatoren unbekannten Zustands
H. Weiss & H. Ziegerhofer *93*

Re-Use von Antriebsbatterien aus Elektrofahrzeugen in Stationärspeichern – Chancen und Risiken
R.U. Bürger & F. Hauk *99*

So viele verschwendete Ressourcen in den Batterien
G. Schmidt, H. Kuhlmann & A. Arnberger *103*

Improved Eco-Design of Lithium-Ion Battery Packs for Simplifying the Recycling Process
T.E. Schwarz, B. Rutrecht, A.Curtis, P. Handel, S. Seger & J. Worschech *111*

Metallrecycling (12_)

A New Concept to Recover Heavy Metals from Industrial Wastewater
M. John, S. Heuss-Aßbichler & A.L. Huber *115*

Recycling von Metallen aus Abfallbeizen
M. Wellacher & L. Nachtschatt *121*

Konditionierung und Recycling aluminiumhaltiger Reststoffe minderer Qualität
M. Zöhrer, H. Antrekowitsch & F. Duspiva *129*

Elektrodynamische Fragmentierung (13_)

Industrieller Einsatz des Hochspannungsimpuls-Verfahren zur Aufbereitung von Verbrennungsrückständen
A. Weh & J. Käppeler *135*

Elektrodynamische Fragmentierung von Betonabbruch
T. Keller, M. Streicher-Porte & H. Schuler *141*

Einsatz der elektrodynamischen Fragmentierung zum Recycling von Werkstoffverbunden
F. Pestalozzi, J. Woidasky & T. Hirth *147*

Recyclingverfahren (14_)

Voraufbereitung von Altholz für das stoffliche Recycling
H. Leitner & A. Kunter *153*

Verfahren zur Verwertung von Dämmmaterialabfällen aus Mineralwolle in Spezialbaustoffen
J. Gröper & D. Lack *161*

Karbonatisierung von Aschen und Schlacken zur Erzeugung von Wertstofffraktionen
D. Höllen, K. Pleßl, M. Stöllner, K.P. Sedlazeck, T. Schwarz, I. Niesenbacher, R. Treimer & M. Lehner *167*

Kunststoffrecycling (15_)

Weiterentwicklung eines nassmechanischen Aufbereitungsverfahrens für Altkunststofffraktionen
D. Schwabl, M. Czerniak, H. Flachberger, L. Kranzinger, R. Pomberger, M. Bauer, L. Himler, M. Lehner & W. Hofer *173*

Polymer Recyclates for Technical Parts – Rec2TecPart
M. Katschnig, C. Holzer, B. Hornitschek & B. Purgleitner *179*

Recycling kritischer Rohstoffe (16_)

Strategische Metalle aus Telekommunikations-Netztechnik: Endlich eine Chance für Robotik?
S. Kreibe & A. Förster *183*

Rückgewinnung von Seltenerd- und Platingruppenmetallen aus Aufbereitungs- und Produktionsrückständen
C. Gellermann, K. Kazmierczak, G. Homm, T. Brämer & R. Stauber *189*

A System Model of the Recycling of Critical Raw Materials from Wastes and By-Products in Austria
A. Schober, J.-P. Schöggl, M.M.C. Fritz, R.J. Baumgartner & K. Pfandl *193*

Phosphor (17_)

P-Cycle: Mit Algen zu einem geschlossenen Phosphorkreislauf – Das Pilot-Projekt PRiMA
T. Grabner & S. Gäth *199*

Recycling of Phosphorus – Application of Slag and Ashes in Agriculture
P. Drissen & M. Rex *203*

Verfahrenstechnische Lösungen (18_)

Weiterverwendung mineralischer Baustoffe und Entwässerung von Prozesswässern in geotextilen Schläuchen
H. Geißler, M. Wilke & B. Kempf *209*

XMercury – Ein innovatives Verfahren zur Reduktion von Quecksilberemissionen bei der Herstellung von Zementklinker
F. Salzer & H. Flachberger *215*

Recycling von Trübwasserinhaltsstoffen mittels Ionentauscher-Loop-Stripping
M. Ellersdorfer, J. Lubensky, A. Lechleitner & K. Stocker *221*

MVA-Rückstände (19_)

Aufbereitung von Rückständen aus der thermischen Abfallbehandlung – Trocken oder nass?
A. Ragoßnig & J. Maier *227*

Effizienz von Extraktionsverfahren bei der Metallentfrachtung von MVA-Flugaschen
G. Weibel, U. Eggenberger, U. Mäder & S. Schlumberger *233*

Innovative Aufbereitung von Müllverbrennungsschlacke
G. Stockinger *237*

Innovative Verfahren zur Herstellung von Baustoffkomponenten aus Hausmüllverbrennungsasche
S. Lübben *243*

ABFALLWIRTSCHAFT & RESSOURCENMANAGEMENT

Rechtlich-technische Aspekte 1 (21_)

Die neue europäische Dimension des Abfallstroms „Altfahrzeuge“ zur Verhinderung illegaler Exporte
P. Hodecek *249*

Die EU-Verordnung 1907/2006 (REACH) und ihr Einfluss auf das werkstoffliche Recycling von Kunststoffen
C. Pfeisinger *255*

Auf der Überholspur in Richtung Kreislauf – Fast-Track Notifizierung als Modell um legale Exporte zu vereinfachen
C. Slijkhuis *261*

Stand der Technik in der Abfallverbrennung: Review des BREF Waste Incineration
H. Stoiber *265*

Rechtlich-technische Aspekte 2 (22_)

Erfahrungen im Vollzug der Recycling-Baustoffverordnung
J. Mitterwallner & W. Himmel *271*

Verwendung von Tunnelausbruchmaterial – Die neue Richtlinie der Österreichischen Bautechnik Vereinigung
R. Galler *275*

EEffG – Die Unternehmens- und Lieferantenverpflichtung aus Sicht eines Abfallwirtschaftsbetriebs
C. Rudlstorfer & R. Piller *281*

Circular Economy (23_)

Das neue Kreislaufwirtschaft-Paket: Geniestreich oder heiße Luft?
A. Bartl *287*

Kreislaufgeschäftsmodelle machen Design for Recycling profitabel
R. Fasko & L. Karrer *293*

Wie wichtig ist Recycling in der Knowledge & Innovation Community (KIC) EIT RawMaterials?
A. Maier *299*

Re-Use (24_)

Re-Use, Reduce, Refuse - Konfus? Zur Systematisierung von Abfallvermeidung und Wiederverwendung
U. Gelbmann *305*

Österreichische Expertise für eine deutschlandweite Re-Use Dachmarke
M. Meissner & N. von Gries *311*

RUN: Sammlung, qualitätsgesicherte Aufarbeitung und Vermarktung gebrauchter Notebooks aus Haushalten
R. Brüning, J. Wolf & E. Herbeck *317*

Biogene Abfälle (25_)

Lebensmittelabfälle in Österreich – Fakten statt Mythen
C. Pladerer, P. Hietler, M. Meissner, G. Bernhofer & M. Kalleitner-Huber *323*

Einflussgrößen auf die separate Bioguterfassung unter besonderer Berücksichtigung der Qualität
M. Kranert, L. Böhme, A. Fritzsche & R. Gottschall *329*

Bioabfall vs. organikreiche Restabfälle als Co-Substrat für bestehende Faultürme auf Kläranlagen
M.J. Meirer, W. Müller & A. Bockreis *335*

Mechanisch-biologische Behandlung (26_)

Lessons Learned on the Way to Realize and Operate MBT Plants
T. Schneider *341*

Auswirkungen der Umsetzung des Kreislaufwirtschaftsgesetzes ausgewählter Stoffströme auf die MBA in Deutschland
C. Dornack & C. Wünsch *347*

BREF Abfallbehandlung – Auswirkungen auf österreichische Anlagen
K. Harather & M. Pinkel *355*

Stoffkreisläufe (27_)

Großtechnische Schließung von Stoffkreisläufen in der Bau- und Recyclingindustrie
P. Van der Haegen & R. Albert *361*

Rohstoffe für Erneuerbare Energien – Knappheit oder Überfluss?
M. Mocker, J. Aigner & S. Kroop *369*

Beitrag der Verbrennung zum Recycling
W. Hauer, M. Merstallinger & H. Schöner *373*

Digitalisierung in der Abfallwirtschaft (28_)

Big Brother in der Abfallwirtschaft – Anwendungsbeispiele für GIS und BIM
D. Söderlindh, J. Novak, M. Angst-Ragoßnig & A. Ragoßnig *379*

Abfallwirtschaft 2.0 – Ein neues Modell digitaler Innovation für die Entsorgungswirtschaft
A. Opelt & R. Mittermayr *385*

Neue Wege (Möglichkeiten, Erkenntnisse) in der kommunalen Gebiets- und Tourenplanung
W. Fischer *391*

Untersuchung der Zusammensetzung von Elektrokleingeräten und Entwicklung einer Demontagedatenbank
P. Beigl & S. Salhofer *397*

Regionale Abfallwirtschaft (29_)

Herausforderungen bei der Fortschreibung des Landesabfallwirtschaftsplanes für die Steiermark
P. Cichy, W. Himmel & M. Wellacher *403*

Altstoffsammelzentrum Leoben – Funktionelle und konzeptionelle Planung
A. Krenn & G. Kreindl *411*

Wertstoffhof und Circular Economy
W.P. Bauer *417*

Erfolgsmodell Umweltkommission Wels – 25 Jahre Bürgerbeteiligung in der Abfallwirtschaft
H. Retzl, R. Piller & C. Rudlstorfer *423*

DEPONIETECHNIK & ALTLASTEN

Fallbeispiele 1 (31_)

Semmering-Basistunnel: Deponie Longsgraben und die komplexen Randbedingungen
G. Nipitsch & M. Nipitsch *429*

Aerobe Stabilisierung von Deponien – technische Lösungen und erste Ergebnisse geförderter Projekte in Deutschland
R. Haubrichs *435*

Die Sanierung der Sondermülldeponie Kölliken (CH) – Ein Fazit
B.U. Müller, B. Covelli & H. Merz *441*

Erkenntnisse nach Ende des Abfallaushubs: Was wichtig war im Sanierungsprojekt Bonfol (CH)
M. Fischer *447*

Fallbeispiele 2 (32_)

Tracer als Funktionsnachweis von Funnel & Gate-Systemen am Beispiel der Altlast O76 "Kokerei Linz"
R. Mayr, C. Angermayer, G. Hirsch & G. Gnjezda *453*

ISCO und ISBR – Effiziente In-Situ Technologien zur Sanierung von LCKW-Schäden
E.-H. Ruiter, H.-G. Edel & T. Meyer *459*

Voruntersuchungen zur in situ Sanierung der Altlast W26
B.T. Bogolte, R. Philipp, M. Brandstätter & H-P. Weiss *465*

Biologische in-situ Sanierung durch Belüftung (Bioventing)
K. Finsterwalder & H. Kraiger *471*

Deponiegas und Sickerwasser (33_)

Vorschlag zur verbesserten Beschreibung des Deponiegashaushaltes
G. Rettenberger *477*

Reducing Leachate Treatment Costs, But How?
C. Schröder *483*

Entwicklung in der Deponienachsorge – Forschungs-Sickerwasseranlage im halbtechnischen Maßstab
C. Steiner, A. Rehorek & M. Denecke *487*

Deponietechnik und -betrieb (34_)

Massenmanagement beim Bau von Deponien aus planerischer Sicht
U. Bartl, S. Chrszon & P. Hiemann *493*

Die Anwendung von Geogittern im Deponiebau und dabei besonders zu berücksichtigende Randbedingungen
O. Syllwasschy *499*

Die erfolgreiche Umsetzung des UVP-Verfahrens Deponie Rautenweg Wien
K.S. Reiselhuber *505*

Spezielle Themen (35_)

Einbringungstechniken von Bodenzusätzen in kontaminiertes Grünland (Langzeitversuch)
W. Friesl-Hanl, A. Watzinger & M.H. Gerzabek *509*

Deponierung und Verwertung von gefährlichen Abfällen im Kali- und Steinsalzbergbau
F. Bretthauer, J. Glienke & F.X. Spachtholz *513*

Nachsorge (36_)

Kombinierte Deponiebelüftung und -bewässerung über horizontale Drainagesysteme
M. Ritzkowski, R. Stegmann & B. Walker *519*

Teeröl-DNAPL assoziierte vertikale biogeochemische Gradienten im Grundwasser
K.E. Brandstätter-Scherr & M. Nahold *525*

Kohlenstoffsenke Deponie – Restkohlenstoffgehalt nach Aerobisierung
E. Binner, A. Pukhnyuk & M. Huber-Humer *529*

Landfill Mining (37_)

Deponierückbau als Beitrag zur Ressourcensicherung – Verwertbare Stoffströme aus der Feinaufbereitung
S. Wanka, K. Münnich & K. Fricke *535*

Entwicklung eines Simulationsmodells zur Kostenabschätzung von Landfill Mining Projekten
T. Wolfsberger, R. Hermann, R. Sarc, R. Pomberger & M. Pinkel *541*

Landfill Mining: Entwicklung eines gesamtheitlichen Bewertungsverfahrens
R. Hermann, R. Pomberger & T. Wolfsberger *547*

ALSAG-Neu (38_)

Die relevanten technischen Aspekte im neuen Altlastensanierungsgesetz
S. Weihs *553*

Novelle des Altlastensanierungsgesetzes – Entscheidungshilfen
G. Döberl, S. Weihs & D. Müller-Grabherr *555*

Möglichkeiten zur Etablierung einer Förderungsschiene für „Brachflächen“
J. Laber & M. Ortmann *559*

Monitoring (39_)

Intensiviertes Monitoring zur Bewertung der Deponienachsorge
D. Laner & J. Fellner *561*

Kohlenstoff- und Stickstoffbilanzen bei der in-situ Belüftung von Altablagerungen
C. Brandstätter, R. Prantl & J. Fellner *565*

FTIR-Sickerwasseranalysen für Monitoring von Altablagerungen und Deponien
S. Lenz, K. Böhm, E. Binner, R.Ottner & M. Huber-Humer *571*

SONDERSESSION

Bewertung abfallwirtschaftlicher Systeme (41_)

Ressourceneffizienz im Online-Handel
S. Gäth *577*

Quo vadis Kunststoffrecycling – Bestandsaufnahme der polyolefinen Kunststoffe in der österreichischen Abfallwirtschaft
L. Kranzinger, R. Pomberger, D. Schwabl & M. Bauer *583*

Bestimmung der fossilen Kohlendioxidemissionen aus österreichischen Müllverbrennungsanlagen
H. Rechberger, T. Schwarzböck, O. Cencic & J. Fellner *589*

Assessing the Resource Efficiency of Biorefineries Using Organic Residues – Methodology and Examples
G. Jungmeier, M. Hingsamer & R. van Ree *595*

Spezielle abfallwirtschaftliche Lösungen (42_)

UrbanFoodSpots – Kühlstationen mit integriertem Informationssystem zur Lebensmittelweitergabe im urbanen Raum
G. Bernhofer, M. Kalleitner-Huber, G. Mraz, C. Pladerer, M. Pohl, E. Weißenböck, R. Wauschek & S. Gemballa *603*

Rückgewinnung von Hochleistungswerkstoffen aus Triebwerken unter Berücksichtigung der Unbrauchbarmachung
S. Jeanvré & J. Woidasky *607*

Warum findet derzeit kein Recycling von NdFeB-Abfällen in Europa statt?
S. Schwarz, T. Elwert & M. Hoffmann *613*

Stummel – und dann? Abbauverhalten verschiedener Zigarettenfilter in der Umwelt
J. Schneider & S. Gäth *619*

Anlagentechnik (43_)

Praxisbeispiele eines hochflexiblen Mischsystems
P. Nold & H. Eirich *625*

Pneumatische Förderung von alternativen Brennstoffen – Komplexität erfordert intelligente Systeme
H. Faber *631*

Trocknungsanlagen in Recyclingprozessen
M. Trojosky & R. Primavesi *637*

International Waste Management (44_)

Abfallwirtschaft in China – Stand und Perspektiven
M. Nelles, A. Nassour & G. Morscheck *643*

Abfallwirtschaft in der Republik Kroatien – Nachhaltig: Ja oder Nein?
Z. Milanović *649*

A SWOT Analysis for Municipal Waste Management in Turkey and the Challenges in the Course of Access to EU
G. Akinci, E.D. Guven, A. Bolukbas, G. Gok & M. Bilgin *657*

International Waste to Energy (45_)

Evaluation of SRF Production from Biodegradable MSW: A Case Study for Izmir City-Turkey
A. Bölükbaş & G. Akıncı *661*

Solid Recovered Fuel – Optimization of Plants in the Polish Economic Reality
A. Gradziński *667*

International Waste Treatment (46_)

Practices and Problems in MSW Management for Bio-Waste in Turkey
E.B. Özkaraova Güngör, H. Sarptaş & E. Erdin *675*

Current Practices and Future Management Options of Medical Waste Management in Turkey
H. Sarptaş, B. Dindar, B. Sakız & E. Erdin *681*

A New Methodical Approach for Environmental Impact Assessment (EIA) Related to MSW Landfills in Russia
E.E. Zyryanova & O.V. Ulanova *689*

International Special Topics (47_)

Changes in the Solid Waste Composition of Metropolitan Cities: A Case Study for Izmir
E.D. Guven *693*

An Investigation on GIS-based Estimation of Municipal Solid Waste Generation
F. Aydın & H. Sarptaş *699*

Aktueller Zustand eines aktiven Absetzteiches: Feststellungen und Empfehlungen
L.P. Draganov & C. Drebenstedt *707*

Inhaltsverzeichnis Posterbeiträge

RECYCLING & ABFALLVERWERTUNG

Untersuchungen zur Kupferrückgewinnung aus Feinfraktionen von MVA-Schlacken mittels Flotation
A. Haas, B. Breitenstein, T. Elwert & D. Goldmann *715*

Untersuchung zur Entstehung brennbarer Gase beim Recycling von Li-Ionen Batterien
M. Lammer, A. Königseder, K. Mayer, S. Lux & V. Hacker *719*

Is an Effective Recovery of Heavy Metals from Industrial Effluents Feasible?
A.L. Huber, S. Heuss-Aßbichler & M. John *721*

Flugaschezugabe in einen Drehrohrofen zur Behandlung von gefährlichen Abfällen – Auswirkungen auf die Schlackenqualität
F. Huber, A. Purgar, D. Blasenbauer, F. Winter & J. Fellner *725*

Rohstoffliches Recycling von Biomasserückständen als Koksersatz in der Eisen- und Stahlerzeugung
A. Sauter & S. Freitas Seabra da Rocha *729*

European Harmonization of Methods to Quantify Methane Emissions from Biogas Plants
M. Hrad & M. Huber-Humer *733*

KIC RawMaterials Scrap Cycle
A. Pichler, T. Wolfinger, M. Zarl & J. Schenk *737*

Elektrohydraulische Zerkleinerung: Innovative Methode zum Recycling galvanisierter Kunststoffe
T. Hartfeil, S. Grieger, K. Bokelmann, J. Herdegen, A.-L. Bachmann, C. Gellermann & R. Stauber *739*

Rückbau- und Recyclingstrategien für Wärmedämmverbundsysteme (WDVS)
N. Heller & S. Flamme *743*

Materialzusammensetzung und Recycling von Leiterplatten
A. Jandric *747*

Energetische Verwertung einer Feinfraktion aus der MBA durch pyrolytische Behandlung
M. Meirhofer, C. Strasser, R. Kranner & C. Wartha *751*

Abgaskondensation zur Steigerung der Energieeffizienz in der Abfallverbrennung
A. Zschetzsche & H. Pauli *755*

New Sampling Technique for Coarse Waste Materials from Bales
M. Wellacher & T. Berto *759*

VDI 2343 Recycling von elektr(on)ischen Geräten – Blatt Vermarktung
R. Brüning & J. Wolf *763*

Forschungsvorhaben zur Wärmerückgewinnung mittels Trockenschlackegranulation 2.0 – Umsetzung
K. Doschek & H. Raupenstrauch *767*

Metallisch vorliegender Anteil des Gesamtmetallgehalts für verschiedene Elemente in Ersatzbrennstoffen
A. Aldrian, P. Eggenbauer, R. Sarc & R. Pomberger *769*

Material vs. Energy Recovery – An Assessment Using Computational Tools NERUDA and JUSTINE
J. Kropáč, J. Gregor & M. Pavlas *773*

Kunststoffrecycling im Automotivsektor – Chance oder Illusion?
D. Schönmayr *777*

Elektrodynamische Fragmentierung von Elektroschrott
C. Iseli, M. Streicher-Porte, R. Martino, S. Gaydardzhiev & A. Weh *781*

Kann sich die Behandlung von Kühl- und Gefriergeräten mit den eingesetzten Treibgasen ändern?
M. Samhaber, M. Bartmann & M.A. Pollak *785*

Gewinnung von Wertkomponenten aus Stahlwerksreststoffen mit Hilfe des RecoDust-Prozesses
W. Reiter, B. Geier, F. Edler, K. Pilz & H. Raupenstrauch *789*

Stand der Technik der deutschen Rostaschenaufbereitung aus der Abfallverbrennung im Fokus der Mineralik
V. Enzner & K. Kuchta *791*

ABFALLWIRTSCHAFT & RESSOURCENMANAGEMENT

Anforderungen an den emissionsarmen Betrieb von Kompostanlagen im Hinblick auf das BVT-Dokument
C. Rolland, J. Kuczewski-Poray & R. Siebenhandl *795*

Auswirkung des nachhaltigen Rückbaus von Gebäuden auf den Planungsprozess in Österreich
A. Hogge, A. Bockreis, A. Tautschnig & T. Hogge *799*

A Common Framework for Assessing Life Cycle Impacts of Food Waste Prevention, Valorisation & Treatment
N. Unger, J. Davis, K Östergren & M. Loubiere *803*

Überarbeitung und Optimierung eines Abfallwirtschaftskonzepts in der Fahrzeugindustrie
C. Mair & R.J. Baumgartner *807*

Release of Hydrogen Gas During the Transport of MSWI Bottom Ash
S. Heuss-Aßbichler & A.L. Huber *811*

Elektronisches Datenmanagement in der Umwelt und Abfallwirtschaft – Fluch oder Segen?
R. Hummel, A. Ragoßnig, J. Novak & J. Maier *815*

Current State of Biowaste Management in the Czech Republic
B. Lyčková, J. Mudruňka, S. Štanclová, R. Kučerová & V. Dirner *817*

Energieverbunde kommunaler Kläranlagen
K. Schopf, B. Schmid, & T. Kienberger *821*

Kontinuierliche Feststoffvolumenstrommessung in mechanisch biologischen Abfallbehandlungsanlagen
M. Bosling, E. Coskun, T. Pretz, L. Wittmann, M. Reiser & M. Kranert *825*

New Trends of Circular Economy in the City of Velika Gorica
E. Kolarec, S. Kalambura & N. Jovičić *829*

48er-Tandler – Der Standort für Re-Use in Wien
F. Howorka *833*

DEPONIETECHNIK & ALTLASTEN

Altlastenrelevante Schadstoffe und die Bewertung eines eingesetzten Vor-Ort-Analysenverfahrens
A. Gratzl, O. Mann, K. Wruss, C. Angermayer & G. Hirsch *837*

Wissenschaftliche Erkenntnisse aus der Belüftung der Altlast Heferlbach
J. Fellner, D. Laner, C. Brandstätter & R. Prantl *841*

Deponie Kapiteltal, DK I-Erweiterung – „Deponie auf Deponie“
U. Bartl & P. Hiemann *843*

Sequential Extraction as a Method for Analysis of Heavy Metals Mobility in Soils
S. Casaseca & M. Wellacher *847*

Monitoring des anaeroben mikrobiellen in situ Mineralölabbaues über akzeptorseitige Stabilisotopenfraktionierung
M. Kern, K.E. Brandstätter-Scherr & A. Watzinger *851*

Effect of Organic Carbon in MSWI Bottom Ash on the Mobilization of Heavy Metals
R.M. Cavallino, U. Eggenberger & G. Weibel *857*

sorting solutions
for the recycling world

Binder+Co ist der Spezialist für die Sortierung von Glas, Kunststoff, Papier, Gewerbe- und Haushaltsmüll, Ersatzbrennstoffen, EAG, Schlacke, Holz, Metalle und Bauschutt.

Mit flexiblen und wirtschaftlichen Systemen sorgen wir für höchste Reinheit, konstante Produktqualität und maximalen Gewinn.

Kein anderes Sortiersystem hat die Recyclingwelt so nachhaltig verändert wie CLARITY von Binder+Co.

www.binder-co.com

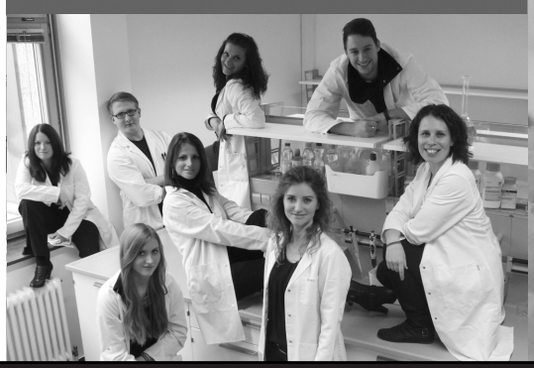
binder+co

Ihre Vorteile

- Hohe Flexibilität,
- qualitätsgerechte Analytik,
- termingerechte Analysenergebnisse,
- absolute Vertraulichkeit,
- fundierte Beratung,
- umfassende Serviceleistungen von der Probenahme bis hin zur Erstellung von Gutachten.

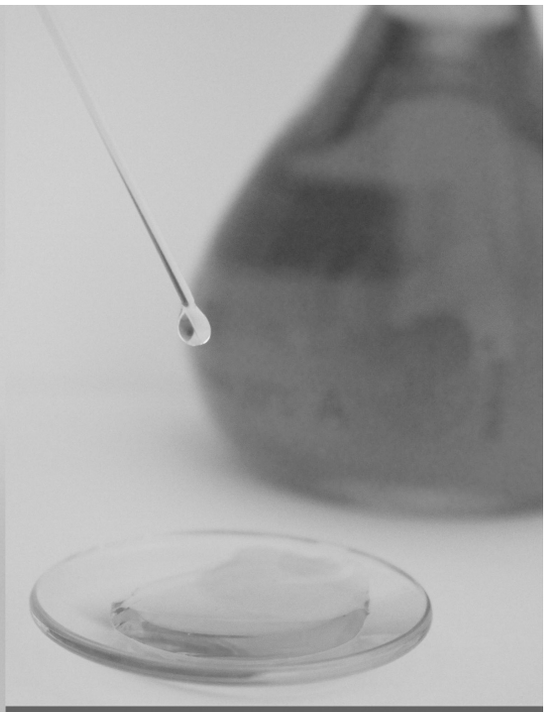
Unser Team

Bei Fragen steht Ihnen unser Labor-Team jederzeit gerne zur Verfügung.



Kontakt:

Lehrstuhl für Abfallverwertungstechnik
und Abfallwirtschaft
DI Alexia Aldrian
alexia.aldrian@unileoben.ac.at
+43(0)3842/402-5116
Franz-Josef-Straße 18
8700 Leoben



Umwelt- und prozessanalytisches Labor

Lehrstuhl für
Abfallverwertungstechnik
und Abfallwirtschaft

Montanuniversität Leoben

Bewährte Qualität seit 1997

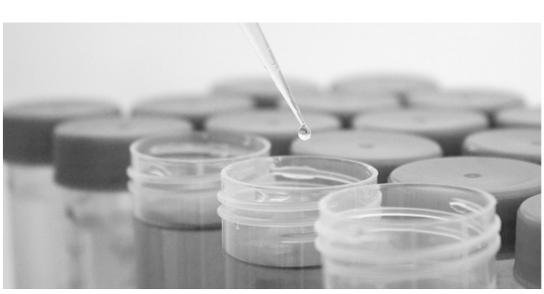
Das umwelt- und prozessanalytische Labor des Lehrstuhls für Abfallverwertungstechnik und Abfallwirtschaft ist seit 1997 auf dem Gebiet der Umweltanalytik tätig.

Beste Ausstattung

Das Labor ist mit modernen Analysengeräten für die Charakterisierung von Abfällen, Abwässern, Böden, Sekundärbrennstoffen, Brennstoffen, Biobrennstoffen, Schlacken und sonstigen Prozessprodukten ausgestattet.

Akkreditierte Prüfstelle

Als akkreditierte Prüfstelle (PSID: 340) nach EN ISO/IEC 17025 i.d.g.F. unterzieht sich unser Labor in regelmäßigen Abständen den Begutachtungen der durch die österreichische Akkreditierungsstelle „Akkreditierung Austria“ bestellten Sachverständigen sowie kontinuierlichen externen und internen Qualitätskontrollen. Diese Prüfungen und unser qualifiziertes und erfahrenes Labor-Team garantieren einen gleichbleibend hohen Qualitätsstandard der von uns erbrachten Leistungen im täglichen Laborbetrieb.



Schwerpunkte

Abwässer,

Abfälle,

Biobrennstoffe,

Brennstoffe,

Böden,

Ersatzbrennstoffe,

Prozessprodukte und

-rückstände

sowie

Schlacken.

Der aktuell gültige Akkreditierungsumfang ist auf der Homepage des Lehrstuhls abrufbar.
http://avaw.unileoben.ac.at

Probenvorbereitung metallischer Proben

- Kleinteilige E-Schrott-Fraktionen,
- Leiterplatten,
- Handys,
- Ladegeräte, Akkus,
- Festplatten (Ausnahme: Magneten)
- usw.

Abhängig von der Materialhärte ist eine stufenweise Aufbereitung bis hin zu einer analysenfeinen Probe möglich!

Index English Abstracts of Lectures

PLENARY SESSION PRESENTATION

Economic Conditions for Recycling of Waste
H.-G. Baum *863*

Circular Economy – Straight into the Cycle?
C. Scharff *864*

Future Challenges and Waste Management oriented Solutions of the Austrian Cement Industry
S. Spaun & F. Papsch *865*

Dynamic Visualisation of Municipal Waste Management Performance in the EU Using Ternary Diagram Method
R. Pomberger, R. Sarc & K.E. Lorber *866*

RECYCLING & WASTE PROCESSING

Batteries (11_)

Re-Use-Process for High-Energy Lithium-Ion-Accumulators of Unknown Condition
H. Weiss & H. Ziegerhofer *867*

Re-Use of Traction Batteries of Electrical Vehicles in Stationary Storage Systems – Chances and Risks
R.U. Bürger & F. Hauk *868*

Wasted Resources in Batteries
G. Schmidt, H. Kuhlmann & A. Arnberger *869*

Improved Eco-Design of Lithium-Ion Battery Packs for Simplifying the Recycling Process
T.E. Schwarz, B. Rutrecht, A.Curtis, P. Handel, S. Seger & J. Worschech *870*

Recycling of Metals (12_)

A new Concept to Recover Heavy Metals from Industrial Wastewater
M. John, S. Heuss-Aßbichler & A.L. Huber *871*

Metal Recycling from Pickling Solutions
M. Wellacher & L. Nachtschatt *872*

Processing and Recycling of Low Quality Aluminum Containing Residues
M. Zöhrer, H. Antrekowitsch & F. Duspiva *873*

Electrodynamic Fragmentation (13_)

Industrial use of High Voltage Pulse Power Process for the Treatment of Incineration Bottom Ash
A. Weh & J. Käppeler *874*

Electrodynamic Fragmentation of Concrete Waste
T. Keller, M. Streicher-Porte & H. Schuler *875*

Deployment of Electrodynamic Fragmentation to Recycle Material Composites
F. Pestalozzi, J. Woidasky & T. Hirth *876*

Recycling Processes (14_)

Pre-Treatment of Waste Wood for Material Recycling
H. Leitner & A. Kunter *877*

Method for the Reutilization of Mineral Rock Wool-Based Insulating Material in Special Building Material
J. Gröper & D. Lack *878*

Carbonation of Ashes and Slags for Production of Recyclable Fractions
D. Höllen, K. Pleßl, M. Stöllner, K.P. Sedlazeck, T. Schwarz, I. Niesenbacher, R. Treimer & M. Lehner *879*

Recycling of Plastics (15_)

Further Development of a Wet Mechanical Treatment for Processing Waste Plastic Fractions
D. Schwabl, M. Czerniak, H. Flachberger, L. Kranzinger, R. Pomberger, M. Bauer, L. Himler, M. Lehner & W. Hofer *880*

Polymer Recyclates for Technical Parts – Rec2TecPart
M. Katschnig, C. Holzer, B. Hornitschek & B. Purgleitner *881*

Recycling of Critical Raw Materials (16_)

Strategic Metals from Telecommunications Network Technology: An Opportunity for Robotics?
S. Kreibe & A. Förster *882*

Recovery of Rare Earth Elements and Platinum-Group Metals from Tailings and Production Residues
C. Gellermann, K. Kazmierczak, G. Homm, T. Brämer & R. Stauber *883*

A System Model of the Recycling of Critical Raw Materials from Wastes and By-Products in Austria
A. Schober, J.-P. Schöggl, M.M.C. Fritz, R.J. Baumgartner & K. Pfandl *884*

Phosphorus (17_)

P-Cycle: Closing the Phosphorus Cycle by Algae – The Pilot Project "Phosphorus Recycling in Marburg" (PRIMA)
T. Grabner & S. Gäth *885*

Recycling of Phosphorus – Application of Slag and Ashes in Agriculture
P. Drissen & M. Rex *886*

Process Engineering Solutions (18_)

Recycling of Mineralic Construction Material and Dewatering of Process-Sludges in Geosynthetical Tubes
H. Geißler, M. Wilke & B. Kempf *887*

XMercury – An Innovative Concept to Reduce Mercury Emissions of Cement Clinker Production
F. Salzer & H. Flachberger *888*

Processing of Sludge Liquor via Ion-Exchanger-Loop-Stripping
M. Ellersdorfer, J. Lubensky, A. Lechleitner & K. Stocker *889*

MSWI-Residues (19_)

Processing of Residues of Thermal Waste Treatment – Dry or Wet?
A. Ragoßnig & J. Maier *890*

Extraction of Heavy Metals in Fly Ash from Municipal Solid Waste Incineration
G. Weibel, U. Eggenberger, U. Mäder & S. Schlumberger *891*

Innovative Processing of Waste Incineration Ash
G. Stockinger *892*

Innovative Treatments of Incinerator Bottom Ashes for the Production of Components of Construction Materials
S. Lübben *893*

WASTE MANAGEMENT & RESOURCE MANAGEMENT

Legal and Technical Aspects 1 (21_)

The New European Dimensions of the Waste Stream „End-of-Live Vehicles" (ELVs) to Avoid Illegal Shipments
P. Hodecek *894*

EU-Regulation 1907/2006 (REACH) and its Influence on the Material Recycling of Plastics
C. Pfeisinger *895*

On the Fast Track Towards a Circular Economy – Fast-Track Notifications to Speed-Up Waste Shipments
C. Slijkhuis *896*

State of the Art in Waste Incineration: Review of the BAT Reference Document
H. Stoiber *897*

Legal and Technical Aspects 2 (22_)

Experiences in Executing the Austrian Recycling Building Material Ordinance
J. Mitterwallner & W. Himmel *898*

Utilization of Tunnel Excavation Material – The New Austrian Guideline
R. Galler *899*

EEffG – The Obligation for Companies and Distributors from the Point of View of a Waste Mangement Company
C. Rudlstorfer & R. Piller *900*

Circular Economy (23_)

The New Circular Economy Package: A Stroke of Genius or Hot Air?
A. Bartl *901*

Circular Economy Business Models are Making Design for Recycling Profitable
R. Fasko & L. Karrer *902*

The Role of Recycling in the Knowledge & Innovation Community (KIC) EIT RawMaterials?
A. Maier *903*

Re-Use (24_)

Reduce, Reuse, Refuse – Confuse? A Systematical Approach to Different Activities of Reuse
U. Gelbmann *904*

Austrian Re-Use Expertise for a German Umbrella Brand
M. Meissner & N. von Gries *905*

RUN: Collection, Quality-Ensured Refurbishment and Marketing of Used Notebooks from Private Households
R. Brüning, J. Wolf & E. Herbeck *906*

Biogenic Waste (25_)

Food Waste in Austria – The Facts
C. Pladerer, P. Hietler, M. Meissner, G. Bernhofer & M. Kalleitner-Huber *907*

Impact Factors on the Quality of Separate-Collected Organic Waste from Households
M. Kranert, L. Böhme, A. Fritzsche & R. Gottschall *908*

Organic Waste vs. Organic Rich Residual Waste as Co-Substrate for Digesters at Waste Water Treatment Plants
M.J. Meirer, W. Müller & A. Bockreis *909*

Mechanical and Biological Treatment (26_)

Lessons Learned on the Way to Realize and Operate MBT Plants
T. Schneider *910*

Impact of Implementation of the German Waste Management Act of Selected Waste Streams on the Operation of MBT in Germany
C. Dornack & C. Wünsch *911*

BREF Waste Treatment – Impact on Austrian Plants
K. Harather & M. Pinkel *912*

Material Cycles (27_)

Closing the Material Cycle in the Construction Industy on Industrial Scale
P. Van der Haegen & R. Albert *913*

Raw Materials for Renewable Energies – Scarcity or Abundance?
M. Mocker, J. Aigner & S. Kroop *914*

The Contribution of Waste Incineration to Recycling
W. Hauer, M. Merstallinger & H. Schöner *915*

Waste Management Digitalization (28_)

Surveillance or Waste Management – Fields of Application for GIS and BIM
D. Söderlindh, J. Novak, M. Angst-Ragoßnig & A. Ragoßnig *916*

Waste Management 2.0 – A New Model of Digital Innovation in Waste Management
A. Opelt & R. Mittermayr *917*

New Ways (Potentials, Findings) in Municipal Area and Route Planning
W. Fischer *918*

Investigation of Composition of Small Domestic Applicances and Development of a Material Composition Database for WEEE
P. Beigl & S. Salhofer *919*

Regional Waste Management (29_)

Challenges for the Update of the Styrian Waste Management Plan
P. Cichy, W. Himmel & M. Wellacher *920*

Recycling Center Leoben – Functional and Conceptual Planning
A. Krenn & G. Kreindl *921*

Civic Amentity Sites and Circular Economy
W.P. Bauer *922*

The Environment Commission in Wels – 25 Years of Civic Participation in Waste Industry
H. Retzl, R. Piller & C. Rudlstorfer *923*

LANDFILL TECHNOLOGY & SITE REMEDIATION

Case Studies 1 (31_)

Semmering Base Tunnel: The Longsgraben Landfill and the Complex Boundary Conditions
G. Nipitsch & M. Nipitsch *924*

Aerobic Stabilization of Landfills – Technical Solutions and First Results from Public Funded Projects in Germany
R. Haubrichs *925*

The Complete Dismantling of the Kölliken (CH) Hazardous Waste Landfill – First Results
B.U. Müller, B. Covelli & H. Merz *926*

Lessons Learned – Important Aspects for the Bonfol Landfill Remediation (2000 Until 2016)
M. Fischer *927*

Case Studies 2 (32_)

Functional Checks at an Implemented Funnel & Gate System with Tracer on the Contaminated Site “Coking Plant Linz”
R. Mayr, C. Angermayer, G. Hirsch & G. Gnjezda *928*

ISCO and ISBR – Efficient In-Situ Technologies for the Clean-up of CHC Contaminated Brownfields
E.-H. Ruiter, H.-G. Edel & T. Meyer *929*

Lab and Field Tests for the Implementation of the In-Situ Remediation of the Brown Field W26
B.T. Bogolte, R. Philipp, M. Brandstätter & H-P. Weiss *930*

Biological In-Situ Remediation by Aeration (Bioventing)
K. Finsterwalder & H. Kraiger *931*

Landfill and Leachate (33_)

Proposal for an Improved Modelling of the Gas Production
G. Rettenberger *932*

Reducing Leachate Treatment Costs, But How?
C. Schröder *933*

Development in Landfill Aftercare – Research in Pilot Plant Scale
C. Steiner, A. Rehorek & M. Denecke *934*

Landfill Technology and -operating (34_)

Material Management during the Construction of Landfills from the Planner’s Point of View
U. Bartl, S. Chrszon & P. Hiemann *935*

Geogrids in Landfill Design and Their Boundary Conditions
O. Syllwasschy *936*

Successful Implementation of the EIA Process for the Rautenweg Landfill in Vienna
K.S. Reiselhuber *937*

Special Topics (35_)

Long-Term Field Experiment on Grassland Using Novel Application Techniques for Soil Amendments
W. Friesl-Hanl, A. Watzinger & M.H. Gerzabek *938*

Disposal and Recovery of Hazardous Wastes in Potash and Rock Salt Mines
F. Bretthauer, J. Glienke & F.X. Spachtholz *939*

Aftercare (36_)

Combined Landfill Aeration and Moisturization by Means of Horizontal Drainage Systems
M. Ritzkowski, R. Stegmann & B. Walker *940*

Vertical Biogeochemical Gradients in a Coal-tar DNAPL Impacted Aquifer
K.E. Brandstätter-Scherr & M. Nahold *941*

Carbon Sink Landfill – Expected Carbon Content After Aerobisation
E. Binner, A. Pukhnyuk, P. Lechner & M. Huber-Humer *942*

Landfill Mining (37_)

Landfill Mining – A Contribution of Waste Management to Resource Conservation – Recycling of Fine Material
S. Wanka, K. Münnich & K. Fricke *943*

Development of a Cost Simulation Model for Landfill Mining Projects
T. Wolfsberger, R. Hermann, R. Sarc, R. Pomberger & M. Pinkel *944*

Landfill Mining: Developing a Comprehensive Assessment Method
R. Hermann, R. Pomberger & T. Wolfsberger *945*

New ALSAG (38_)

A New Legislation on the Remediation of Contaminated Sites – Technical Aspects
S. Weihs *946*

Implementation of a New Legislation on the Remediation of Contaminated Sites – Guidance Document
G. Döberl, S. Weihs & D. Müller-Grabherr *947*

Establishing an Environmental Support Scheme for “Brownfield-Recycling”
J. Laber & M. Ortmann *948*

Monitoring (39_)

Intensified Leachate Monitoring to Evaluate Landfill Aftercare
D. Laner & J. Fellner *949*

Carbon- and Nitrogen- Balances During the In-Situ Aeration of Old Landfills
C. Brandstätter, R. Prantl & J. Fellner *950*

FTIR Analysis in Leachate as a New Approach for Monitoring Abandoned and Operating Landfills
S. Lenz, K. Böhm, E. Binner, R.Ottner & M. Huber-Humer *951*

SPECIAL SESSION

Valuation of Waste Management Systems (41_)

Resource Efficiency in Online Trading
S. Gäth *952*

Inventory of the Polyolefin Plastics in the Austrian Waste Management System
L. Kranzinger, R. Pomberger, D. Schwabl & M. Bauer *953*

Determination of Fossil Carbondioxide Emissions from Austrian Waste-to-Energy Plants
H. Rechberger, T. Schwarzböck, O. Cencic & J. Fellner *954*

Assessing the Resource Efficiency of Biorefineries Using Organic Residues – Methodology and Examples
G. Jungmeier, M. Hingsamer & R. van Ree *955*

Special Waste Management Solutions (42_)

UrbanFoodSpots – Cooling Stations with an Integrated Information System for Passing on Food in Urban Area
M. Kalleitner-Huber, G. Bernhofer, G. Mraz, C. Pladerer, M. Pohl, E. Weißenböck, R. Wauschek & S. Gemballa *956*

Recycling of High-Performance Materials Considering Documented Destruction of Serialized Aviation Components
S. Jeanvré & J. Woidasky *957*

Why is a Recycling of NdFeB Magnets Currently Not Taking Place in Europe?
S. Schwarz, T. Elwert & M. Hoffmann *958*

Cigarette Butts, Why Should We Care? – The Degradation of Cigarette Butts in the Environment
J. Schneider & S. Gäth *959*

Plant Engineering (43_)

Practical Examples of a Highly Flexible Mixing System
P. Nold & H. Eirich *960*

Pneumatic Feeding of Alternative Fuels – Complexity Demands Intelligent Systems
H. Faber *961*

Drying Applications in the Recycling Industry
M. Trojosky & R. Primavesi *962*

International Waste Management (44_)

Waste Management in China – Current Situation and Prospects
M. Nelles, A. Nassour & G. Morscheck *963*

Waste Management in Croatia – Is it Sustainable or Not?
Z. Milanović *964*

A SWOT Analysis for Municipal Waste Management in Turkey and the Challenges in the Course of Access to EU
G. Akinci, E.D. Guven, A. Bolukbas, G. Gok & M. Bilgin *965*

International Waste to Energy (45_)

Evaluation of SRF Production from Biodegradable MSW: A Case Study for Izmir City-Turkey
A. Bölükbaş & G. Akıncı *966*

Solid Recovered Fuel – Optimization of Plants in the Polish Economic Reality
A. Gradziński *967*

International Waste Treatment (46_)

Practices and Problems in MSW Management of Bio-Waste in Turkey
E.B. Özkaraova Güngör, H. Sarptaş & E. Erdin *968*

Current Practices and Future Management Options of Medical Waste Management in Turkey
H. Sarptaş, B. Dindar, B. Sakız & E. Erdin *969*

The New Methodical Approach for Environmental Impact Assessment Related to MSW Landfills in Russia
E.E. Zyryanova & O.V. Ulanova *970*

International Special Topics (47_)

Changes in the Solid Waste Composition of Metropolitan Cities: A Case Study for Izmir
E.D. Guven *971*

An Investigation on GIS-Based Estimation of Municipal Solid Waste Generation
F. Aydın & H. Sarptaş *972*

Actual Conditions of an Active Tailing Pond. Results and Recommendations
L.P. Draganov & C. Drebenstedt *973*

Index English Abstracts of Poster Contributions

RECYCLING & WASTE PROCESSING

Froth Flotation of Copper and Copper Compounds from Fine Fractions of Waste Incineration Bottom Ashes
A. Haas, B. Breitenstein, T. Elwert & D. Goldmann *976*

Determination of Evolution of Flammable Gases during Recycling of Li-Ion Batteries
M. Lammer, A. Königseder, K. Mayer, S. Lux & V. Hacker *977*

Is an Effective Recovery of Heavy Metals from Industrial Effluents Feasible?
A.L. Huber, S. Heuss-Aßbichler & M. John *978*

Effects of Fly Ash Addition into a Hazardous Waste Incinerator on Bottom Ash Quality
F. Huber, A. Purgar, D. Blasenbauer, F. Winter & J. Fellner *979*

Recycling of Biomass Residues as a Coke Substitute in the Iron and Steel Production
A. Sauter & S. Freitas Seabra da Rocha *980*

European Harmonization of Methods to Quantify Methane Emissions from Biogas Plants
M. Hrad & M. Huber-Humer *981*

KIC Raw Materials Scrap Cycle
A. Pichler, T. Wolfinger, M. Zarl & J. Schenk *982*

Electrohydraulic Fragmentation: Innovative Process for the Recycling of Galvanised Plastics
T. Hartfeil, S. Grieger, K. Bokelmann, J. Herdegen, A.-L. Bachmann, C. Gellermann & R. Stauber *983*

Dismantling and Treatment of External Thermal Insulation Composite System (ETICS)
N. Heller & S. Flamme *984*

Material Composition and Recovery of Printed Circuit Boards
A. Jandric *985*

Pyrolytic Conversion of a Fine Fraction of a Mechanical-Biological Waste Treatment Plant (MBT) for Energy Recovery
M. Meirhofer, C. Strasser, R. Kranner & C. Wartha *986*

Flue Gas Condensation for Increased Efficiency of Waste-to-Energy Plants
A. Zschetzsche & H. Pauli *987*

New Sampling Technique for Coarse Waste Materials from Bales
M. Wellacher & T. Berto *988*

VDI 2343 Recycling of Electrical and Electronic Equipment – Part Marketing
R. Brüning & J. Wolf *989*

Dry Slag Granulation with Heat Recovery – FORWÄRTS 2.0
K. Doschek & H. Raupenstrauch *990*

Percentage of Metallic Components of the Total Metal Content for Several Elements in Solid Recovered Fuels
A. Aldrian, P. Eggenbauer, R. Sarc & R. Pomberger *991*

Material vs. Energy Recovery – An Assessment Using Computational Tools NERUDA and JUSTINE
J. Kropáč, J. Gregor & M. Pavlas *992*

Automotive Plastics and Recycling: – Chance or Illusion?
D. Schönmayr *993*

Elektrodynamic Fragmentation of E-Waste
C. Iseli, M. Streicher-Porte, R. Martino, S. Gaydardzhiev & A. Weh *994*

Could Fridge Recycling Treatment be Changed due to VHC Used as a Foam Blowing-Agent?
M. Samhaber, M. Bartmann & M.A. Pollak *995*

Recycling of Precious Metals from Steel Mill Residues With the RecoDust-Process
W. Reiter, B. Geier, F. Edler, K. Pilz & H. Raupenstrauch *996*

„State-of-the-art“ of German Bottom Ash Treatment from Waste Incineration on the Focus of Minerals
V. Enzner & K. Kuchta *997*

WASTE MANAGEMENT & RESOURCE MANAGEMENT

Requirements for the Low-Emission Operation of Composting Facilities with Respect to the BAT Document
C. Rolland, J. Kuczewski-Poray & R. Siebenhandl *998*

Impact of Sustainable Dismantling of Buildings on the Design Process in Austria
A. Hogge, A. Bockreis, A. Tautschnig & T. Hogge *999*

A Common Framework for Assessing Life Cycle Impacts of Food Waste Prevention, Valorisation and Treatment
N. Unger, J. Davis, K Östergren & M. Loubiere *1000*

Revision and Optimization of a Waste Management Concept in a Company of the Vehicle Industry
C. Mair & R.J. Baumgartner *1001*

Release of Hydrogen Gas during the Transport of MSWI Bottom Ash
S. Heuss-Aßbichler & A.L. Huber *1002*

Electronic Data Management in Environment & Waste Management – Boon or Bane?
R. Hummel, A. Ragoßnig, J. Novak & J. Maier *1003*

Current State of Biowaste Management in the Czech Republic
B. Lyčková, J. Mudruňka, S. Štanclová, R. Kučerová & V. Dirner *1004*

Energy Networks of Municipal Sewage Plants
K. Schopf, B. Schmid, & T. Kienberger *1005*

Continuous Volume Flow Measurement of Solids in MBT Plants
M. Bosling, E. Coskun, T. Pretz, L. Wittmann, M. Reiser & M. Kranert *1006*

New Trends of Circular Economy in the City of Velika Gorica
E. Kolarec, S. Kalambura & N. Jovičić *1007*

48er-Tandler – A Waste Prevention and Reuse Initiative of the City of Vienna
F. Howorka *1008*

LANDFILL TECHNOLOGY & SITE REMEDIATION

Relevant Pollutants at a Contaminated Site and Evaluation of an In-Situ Analytical Method
A. Gratzl, O. Mann, K. Wruss, C. Angermayer & G. Hirsch *1009*

Scientific Findings of the In-Situ Aeration Projekt “Heferlbach”
J. Fellner, D. Laner, C. Brandstätter & R. Prantl *1010*

Landfill Kapiteltal, DC I-Expansion – “Landfill on Landfill”
U. Bartl & P. Hiemann *1011*

Sequential Extraction as a Method for Analysis of Heavy Metals Mobility in Soils
S. Casaseca & M. Wellacher *1012*

Monitoring of Anaerobic Microbial Petroleum Biodegradation In Situ Via Acceptor Sided Stable Isotopic Shifts
M. Kern, K.E. Brandstätter-Scherr & A. Watzinger *1013*

Effect of Organic Carbon in MSWI Bottom Ash on the Mobilization of Heavy Metals
R.M. Cavallino, U. Eggenberger & G. Weibel *1014*

KREISLAUFWIRTSCHAFT FÜR DIE INDUSTRIE 4.0

www.araplus.at

ERKENNEN. VERSTEHEN. LÖSEN.

ARA plus

Plenarvorträge

Ökonomische Bedingungen des Recycling

H.-G. Baum
Hochschule Fulda, FB Lebensmitteltechnologie, Fulda, Deutschland

KURZFASSUNG: Wirtschaftliche Beweggründe werden oft für gesellschaftlich nicht akzeptierte Folgewirkungen verantwortlich gemacht. Dies führt nicht selten dazu, dass diesbezügliche Implikationen falsch analysiert, wenn nicht sogar vollständig negiert werden. Dies ist umso erstaunlicher, da jeder Einzelne hinreichend Markterfahrung besitzt. Auch Recyclingbemühungen unterliegen einer Kosten-Nutzen-Abwägung. Vor dem Hintergrund des Opportunitätsprinzips stehen verschiedene Handlungsoptionen zu Abfällen bzw. Altprodukten zur Verfügung. Über Stimuli der einzelnen Alternativen lässt sich die gewünschte Option durchaus als vorteilhaft darstellen. Auch fixe Recyclingquoten ändern nichts an den wirtschaftlichen Implikationen – lediglich die Handlungsoptionen werden eingeschränkt. Eine Maximierung der Recyclingquote blendet Kosten- und Erlösverläufe sowie Qualitätseinbußen und Umweltbeeinträchtigungen aus und zeugt von mangelndem Verständnis ökonomischer Zusammenhänge.

1 EINLEITUNG

Es hat fast schon Tradition, die ökonomischen Implikationen als Quell vieler unerwünschter Zustände zu betrachten. Die Versöhnung von Ökonomie und Ökologie wird zwar nicht selten herbeigesehnt, dennoch überwiegt im Allgemeinen, das Wirtschaftliche für fehlgeleitete Entwicklungen, missliebige Situationen oder ungewollte Verhältnisse verantwortlich zu machen.

Das Unbehagen rührt wohl daher, dass man sich ökonomischen Implikationen wehrlos – gleichsam wie Naturkatastrophen – ausgesetzt sieht und damit selten auch bedeutsame Verteilungsfragen und Wohlstandsveränderungen verbunden sind. Ob nun als unbehaglich empfunden oder nicht, wirtschaftliche Handlungsweisen, Konsequenzen oder Zwänge prägen unser Leben. Es wäre geradezu fahrlässig, wirtschaftliche Folgewirkungen nicht zu analysieren und beispielsweise bei Handlungen, Strategien oder Rechtsetzungen nicht zu berücksichtigen. Es besteht mithin ein faktisches Antizipationsgebot von wirtschaftlichen Folgen bei jedweden Entscheidungen.

Bill Clinton bzw. sein Chefstratege James Carville setzte bei allen möglichen Anlässen in den Vorwahlen der Präsidentschaftskampagne 1992 den Slogan „It's the economy, stupid" ein, um die fehlende Wirtschaftskompetenz seiner demokratischen Gegenkandidaten bloßzustellen.

Dabei sind die fundamentalen Zusammenhänge gar nicht spektakulär. Wirtschaften bedeutet Umgang mit Knappheiten (Hanusch et al. 2002, S. 6). Knappheitsinduzierte Entscheidungen unterliegen einem einzelwirtschaftlichen Vorteilhaftigkeitskalkül nach Maßgabe des Opportunitätsprinzips. Wesentlich erscheint der Hinweis, dass Knappheit nicht mit Mangel oder gar Armut gleichgesetzt wird, sondern lediglich darauf abstellt, dass in Alternativen gedacht und gehandelt wird. Jede reale Handlung führt simultan dazu, dass andere mögliche Alternativen nicht umgesetzt werden. Das Vorteilhaftigkeitskalkül von Wirtschaftssubjekten ist der Nutzen (qualitativ oder quantitativ bestimmbar). Haushalte versuchen, den Gesamtnutzen ihres Budgets zu maximieren, Unternehmen den Grenzertrag ihres Ressourceneinsatzes aus Finanz-, Sach- und Humankapital. Aus betriebswirtschaftlicher Perspektive wäre dies der Unternehmenswert – mithin der Shareholder-Value (Baum et al. 2013, S. 310 ff.)

Das probate Regulativ alternativer Handlungen ist der Markt, der die Einzelpläne der Wirtschaftssubjekte koordiniert. Der Vorsitzende der parteinahen Heinrich-Böll-Stiftung von Bündnis 90/Die Grünen ließ sich zum Nutzen von Märkten wie folgt vernehmen: „Märkte sind großartige gesellschaftliche Erfindungen. Sie bündeln die Eigeninitiative und Präferenzen, das

Wissen und die Bedürfnisse von Abermillionen von Menschen. In einer hochkomplexen arbeitsteiligen Wirtschaft sind sie jedem anderen Steuerungssystem überlegen.“ Dieses Bekenntnis zur Marktallokation ist gerade deshalb so bemerkenswert, weil die „Grünen“ nicht für eine übertriebene gleichsam neo-liberale Marktgläubigkeit bekannt sind. Der Nutzen einer Marktkoordination entfaltet sich aber nur, wenn bestimmte Voraussetzungen (als da sind Rechtsordnung und Finanzwesen, Privateigentum und Berufsfreiheit, Wettbewerb und Gewerbefreiheit, Haftung und internalisierte Preise, vgl. Hanusch et al. 2002, S. 15 ff.) vorliegen.

Dies leitet über zur Frage, ob die marktlichen Rahmenbedingungen gerade in Verbindung mit Preisbildung und Haftungsregelung das Recycling begünstigen oder behindern.

2 RECYCLING IST KEIN ZIEL, SONDERN EIN INSTRUMENT

Anknüpfend an den Hinweis auf das entscheidungsrelevante Opportunitätsprinzip ist Recycling zunächst nur eine Option, die sich zudem in weitere Alternativvarianten aufspalten lässt. Von ordnungsrechtlichen Beschränkungen sei an dieser Stelle noch abgesehen.

Illustriert wird die optionale Entscheidungssituation am Beispiel einer Kuppelproduktion (Coenenberg et al. 2012, S. 155), deren Ausgangsprodukte die Produkte (die erwünschten Outputs) sowie die nicht erwünschten Kondukte (conducts) sind. Die Kondukte/conducts lassen sich noch in Co-products (Kondukte mit positivem Marktwert), By-products (Kondukte mit negativem Marktwert) sowie Abfällen/waste unterscheiden.

Nach Abschluss des Fertigungsprozesses („Process step 1“ genannt) spaltet sich die Entschei-dungssituation in sechs Optionen (a, …, f) auf:

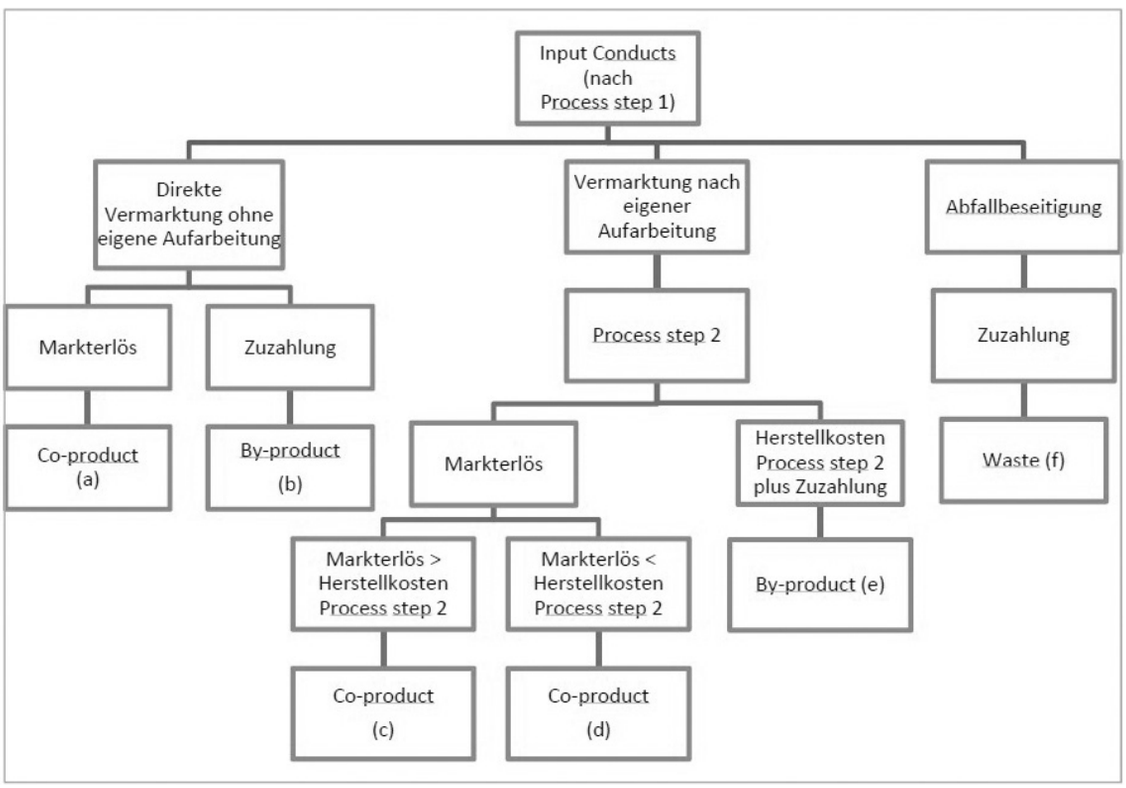


Abb. 1: Handlungsoptionen zu den Kondukten (Conducts) nach Abschluss des produktbezogenen Fertigungsprozesses (Process step 1).

Streng genommen müsste der Abfallpfad zumindest partiell auch in die Optionen c, …, e noch integriert werden. Aus Übersichtsgründen wurde hiervon abgesehen. Neben den direkten Herstellkosten des Process steps 2 (≈ Aufarbeitung und Vermarktung) fallen ggf. noch Investitionsausgaben für die Entwicklung des Aufarbeitungsverfahrens sowie Transaktionskosten (hier insbesondere für Markterschließung, Verhandlungen mit neuen Geschäftspartnern, Sicherungsmaßnahmen einer dauerhaften Abnahme, usw.) an.

Insoweit zeigt die optionale Marktsicht im Umgang mit unerwünschten Kondukten, dass eine kapitalintensive Technisierung der Beseitigungsmaßnahmen wie ein Preisschirm für jede Form von anderweitiger Nutzung wirkt. Wie die nachstehende Abbildung zeigt, lässt sich dieser Zusammenhang auch empirisch belegen.

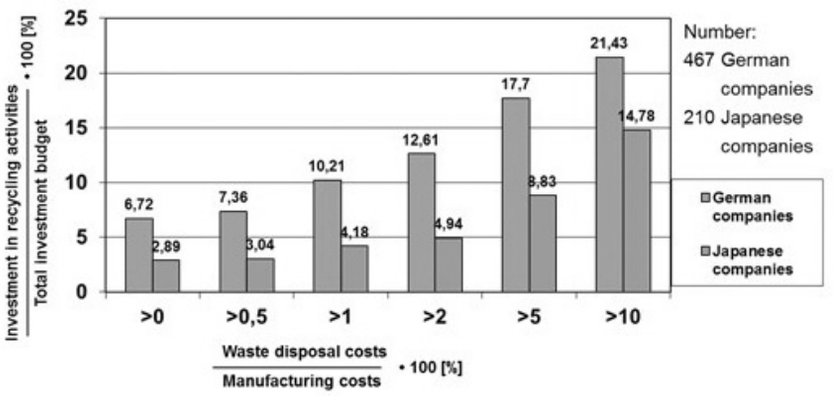


Abb. 2: Zusammenhang zwischen relativer Höhe der Beseitigungskosten zu relativem Investment in Recyclingaktivitäten (Baum et al. 2000, S. 452).

Dieses funktionale Gefüge lässt sich auch beim Zusammenhang von Recyclingintensität und der Art und Weise der Beseitigung von Siedlungsabfällen beobachten:

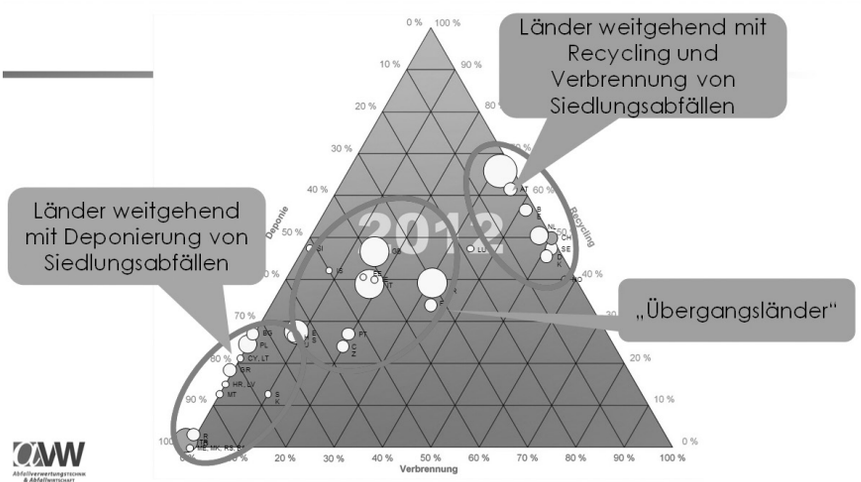


Abb. 3: Dreiecksbeziehung von Deponierungs-, Verbrennungs- und Recyclinggrad (Pomberger 2015, S. 23).

Je geringer der Deponierungsanteil respektive je umfangreicher der Verbrennungsansatz, desto intensiver die Recyclinganstrengung.

Allerdings wird der Stimulus „hohe Beseitigungsentgelte" in Folge thermischer Behandlung von Siedlungsabfällen in Zukunft an Wirkung einbüßen. Hierfür sind aber weniger die von einigen professionellen Prognostikern vorhergesagten Überkapazitäten verantwortlich – u.a. auch deshalb, weil sich diese wohl nicht so einstellen werden. Vielmehr wird sich schon in naher Zukunft das Kostengefüge von Beseitigungsmaßnahmen verschieben. Konkret: Der Kapitaldienst (bestehend aus Zinsen und Abschreibungen) sinkt von 80 – 60 €/Mg auf nur noch 30 – 10 €/Mg. Ursächlich hierfür ist der Umstand, dass die realen Betriebsdauern die kalkulatorischen Nutzungsdauern weit übertreffen und auch nach Ablauf der kalkulatorischen Nutzungsdauern der Re-Investitionsbedarf sehr moderat ausfallen dürfte.

Ob man das Heil in einer Verbrennungsabgabe suchen wird, bleibt abzuwarten. Dies soll hier nicht näher thematisiert werden. Eine Zwangsstilllegung von „älteren“ MHKW’s beurteilt der Autor skeptisch. Zum einen ist das Inbetriebnahmedatum kein verlässlicher Indikator für den technischen Leistungsgrad und die faktische Rest-Nutzungsdauer. Zum anderen richtet sich der Wert einer Anlage nach dem Ertragswert – d.h. nach den diskontierten künftigen Einnahmeüberschüssen – und nicht nach den fortgeführten Anschaffungswerten im Sinne eines statischen Substanzwertes (Thommen & Achleitner 2007, S. 642 ff.). Insoweit käme die Zwangsstilllegung einer „alten“ Anlage mit einem hohen Ertragswert einer Enteignung mit den hinlänglich bekannten Konsequenzen gleich.

3 RECYCLING-QUOTENWETTBEWERB: FLUCH ODER SEGEN

Aktuell bewirken die Marktkräfte nicht jenen Grad an Kreislaufwirtschaft, den man sich gesellschaftlich wünscht. Die wesentlichen Gründe sind günstige Primär-Rohstoffe, kostenintensive Aufbereitungstechnologien von Kondukten und Altprodukten sowie aufwendige Logistik- und Lieferketten und Qualitätsaspekte sowohl bei den Wertstofffraktionen als auch bei den erzeugten Sekundär-Rohstoffen.

Abhilfe scheint vom Ordnungsrecht in Gestalt verbindlicher Recyclingquoten zu kommen. Auf die irreführende Ermittlungsmethode von Recyclingquoten soll hier nicht eingegangen werden. Es sei auf die Literatur verwiesen (Baum et al. 2015, S. 57 ff.). Nicht ausblenden kann man jedoch den weit verbreiteten Irrtum, das Ordnungsrecht würde die wirtschaftlichen Implikationen ersetzen und damit vollständig ausblenden. „It’s the economy, stupid“ möchte man diesen Leichtgläubigen zurufen. Der Irrtum gründet im fehlenden Verständnis von Grenzertrag und Grenznutzen und damit auch in einer Nichtunterscheidung von Maximum und Optimum.

Wirft man einen Blick auf die Diskussion um das geplante (deutsche) Wertstoffgesetz oder auf die Auseinandersetzung um das europäische Kreislaufwirtschaftspaket, so sticht ein Überbietungswettbewerb um Recyclingquoten ins Auge, ohne diese auch nur ansatzweise ökonomisch abzuleiten. Die einfache ökologische Gleichung lautet: Hohe Quote = Hoher ökologischer Benefit.

Diesem Mangel soll hier abgeholfen werden. Stoffliche Wiedereinsatzquoten nahe des theoretischen Maximums (also 100 %) bewirken nicht nur extrem hohe Kosten, sondern auch ein ökologisch suboptimales Nutzenniveau. Man muss einen immer höheren Aufwand betreiben, um Sekundär-Rohstoffe zu generieren – und zwar verläuft der Anstieg nicht linear, sondern exponentiell. Ab einem gewissen Punkt sinkt auch der ökologische Gesamtnutzen dieser Handlungsweise, da der zusätzliche Nutzen einer Steigerung der Recyclingquote um beispielsweise 1 %-Punkt die damit verbundenen ökologischen Lasten und Emissionen nicht mehr rechtfertigt. Die „low hanging fruits“ bei niedrigeren Recyclinganssprüchen wandeln sich schrittweise zu „high hanging fruits“, welche im Extrembereich einen exorbitanten Einsatz erfordern, der die zusätzlichen Kosten in astronomische Höhen treibt und gleichzeitig den ökologischen Grenznutzen ins Negative kippen lässt. Diese Zusammenhänge seien nachstehend verdeutlicht:

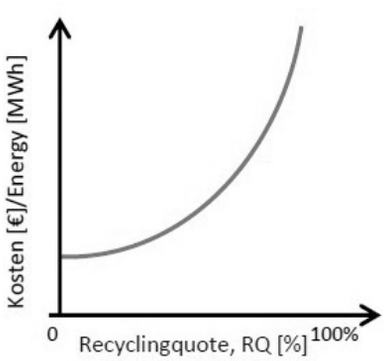


Abb. 4: Steigende Grenzkosten des Recyclings.
$K = f(RQ) = a + RQ^n$ [€]; $K' = n\,RQ^{n-1}$ [€]; K‘ (100%) → ∞ [€]; K‘ (20%) < K‘ (40%) << K‘ (60%) <<< K‘ (80%).

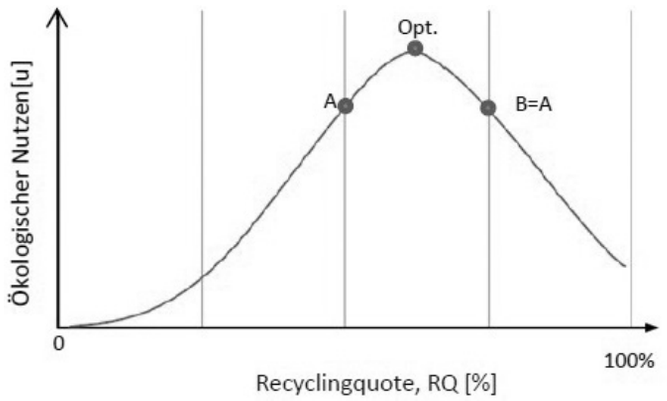


Abb. 5: Ökologischer Nutzen steigender Recyclingquoten, RQ.

Der ökologische Grenznutzen steigender Recyclingquoten sinkt permanent, erreicht irgendwann ein Optimum – und zwar unterhalb der theoretisch maximalen Recyclingquote von 100 % erfährt dann aber ab dem Optimum wegen eines extrem hohen ökologierelevanten Ressourceneinsatzes eine Einbuße des ökologischen Gesamtnutzens mit dann negativem Grenznutzen (CEC4Europe 2015, S.7). Auch Recyclingprozesse laufen nicht Ökologie-neutral ab. Mit anderen Worten: Auf dem Weg in die theoretisch mögliche Ernte von sog. „high hanging fruits" lässt sich die Steigerung der Recyclingquote um x % ab einem bestimmten Punkt nur noch mit einem unverhältnismäßig großen Anstieg der ökologischen Belastungen realisieren.

Zudem darf der qualitative Aspekt nicht außer Acht gelassen werden. Mit steigender Quote sinkt die Sekundär-Rohstoffqualität und damit der spezifische Markterlös bzw. die Chance auf eine marktlich erfolgreiche Verwertung. Im mindesten muss gefordert werden, nur jene Sekündär-Rohstoffe mit positivem Marktwert als recycelt zu betrachten – ansonsten käme es auch nicht zur gewünschten Substitution von Primär-Rohstoffen.

Ein möglicher Verlauf der Gesamt-Erlöse sei nachstehend skizziert (Abb. 6).

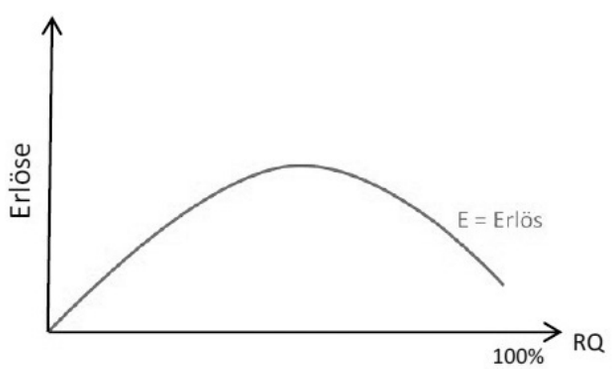


Abb. 6: Gesamt-Erlöse aus dem Verkauf von Sekundär-Rohstoffen bei steigender Recyclingquote, RQ.

Das sinnvolle Recyclingziel hängt von vielen Einflussfaktoren ab – u.a. von der Abfallart bzw. vom Altprodukt, von der verfügbaren Wiedergewinnungs- und Recyclingtechnologie sowie den Primär-Rohstoffgewinnungsverfahren, von den Marktpreisen der Primär- und Sekundär-Rohstoffen und damit auch von den statischen und dynamischen Knappheiten, usw. Insoweit sind optimale Recyclingquoten ein „moving target", welches im Lichte einer Veränderung der o.g. Einflussfaktoren permanent nachjustiert werden muss. Ein Maximierungsgebot bzw. eine politische Fixierung bis hin zur Verabsolutierung von Recyclingvorgaben wird der Sachlage nicht gerecht bzw. blendet die ökonomischen Implikationen aus: It's the economy, stupid!

4 DIE KERNAUSSAGEN SOLLEN ABSCHLIESSEND ZUSAMMENGEFASST WERDEN

- Wirtschaftliche Aspekte spielen auch bei Art und Umfang des Recycling eine entscheidende Rolle. Das Ordnungsrecht (hier: Vorgabe einer Recyclingquote – egal wie diese schlussendlich auch immer berechnet wird) schränkt den optionalen Handlungsspielraum zwar ein, blendet wirtschaftliches Opportunitätsdenken aber nicht aus – im Gegenteil.
- Recycling ist kein Ziel, sondern ein Instrument. Auch ohne rechtliche Vorgaben gibt es verschiedene Wiedereinsatzoptionen. Hohe Beseitigungsstandards wirken wie ein Preisschirm für Recyclinganstrengungen. Ein noch nicht europaweit verbindliches Deponierungsverbot wirkt wie ein „Recyclingkiller".
- Recyclingquoten sind unter ökonomischen Bedingungen herzuleiten. Jede Art von Symbolpolitik ist abzulehnen. Wer diese wirtschaftlichen Implikationen ausblendet, dem ist entgegenzuhalten: It's the economy, stupid!

LITERATUR

Baum, H.-G., Coenenberg, A.G. & Günther, T. (2013) *Strategisches Controlling,* 5. Auflage, Stuttgart 2013.

Baum, H.-G., Sakai, S. & Ueta, K. (2000) Umweltorientierung in japanischen und deutschen Unternehmen – eine vergleichende Studie zum ökologieorientierten Verhalten, in: *Zeitschrift für Angewandte Umweltforschung* (ZAU) 2000, 13. Jg., Heft 3/4, S. 437 – 456.

CEC4Europe – Circular Economy Coalition for Europe (2015) *Resumee of the Circular Economy Package (CEC) COM (2014) 397 and recommendations for a more ambitious, efficient, and fact-based approach,* Brussels 2015.

Coenenberg, A.G., Fischer, T.M. & Günther, T. (2012) *Kostenrechnung und Analyse,* 8. Auflage, Stuttgart 2012.

Hanusch, H., Kuhn, T. & Cantner, U. (2002) *Volkswirtschaftslehre – Grundlegende Mikro- und Makroökonomie,* 6. Auflage, Berlin u.a. 2002.

Pomberger, R. (2015) Die Zero-Waste-Initiative der EU – Motor oder Irrweg, *Tagungsband „Berliner Recycling 2015",* Neuruppin 2015, S. 10 – 32.

Reh, K., Franke, M., Baum, H.G. & Faulstich, M. (2014) Vergleichende Analyse der Entsorgung von Verpackungsabfällen aus haushaltsnahen Anfallstellen auf Basis der Verpackungsverordnungen in Deutschland und Österreich, *ÖWAV-Schriftenreihe,* Heft 169, Wien 2014.

Thommen, J.-P. & Achleitner, A.-K. (2012) *Allgemeine Betriebswirtschaftslehre,* 7. Auflage, Wiesbaden 2012.

Circular Economy – Geradeaus in den Kreislauf?

C. Scharff
Altstoff Recycling Austria AG, Wien, Österreich sowie Circular Economy Coalition for Europe, Europäische Union

KURZFASSUNG: Die europäische Wirtschaft ist in hohem Maße von Rohstoffimporten abhängig. Die Rohstoffstrategie der Europäischen Union will mit Diplomatie und langfristigen Beziehungen mit bevorzugten Lieferstaaten, internationalem Handel, Steigerung der inländischen Rohstoffaufbringung sowie Ressourceneffizienz, Substitution und Recycling die Versorgung des Wirtschaftsraumes sichern. Das EU Kreislaufwirtschaftspaket 2015 soll dazu einen wesentlichen Beitrag liefern und Wachstum und Beschäftigung bei gleichzeitiger Sicherung und Stärkung des Umweltschutzes fördern. Der starke Fokus auf Siedlungsabfälle und hohe Recyclingziele ohne Kosten-Nutzen-Analyse wecken jedoch Zweifel, ob diese Ziele erreicht werden. Die Hoffnung liegt auf dem Aktionsplan, der die Bedeutung gewerblicher und industrieller Abfälle sowie anthropogener Lager erkennt. Der Aufbau an anthropogenen Lagern in Form von Gütern und Infrastruktur ist mit 8 – 10 Tonnen pro Einwohner und pro Jahr (t/EW/a) doppelt so groß wie das gesamte Abfallaufkommen von 5 t/EW/a. Das heute bestehende Lager von 400 t/EW/a bestimmt entscheidend das künftige Abfall- und Sekundärrohstoffaufkommen. Kreislaufwirtschaft bietet eine Chance für eine zukunftsfähige Wirtschaftsweise für Europa, bedeutet aber zunächst einen gewaltigen Bedarf an Forschung, Entwicklung und Wissensbasis.

1 EINLEITUNG

Seit kurzem wird die Frage diskutiert, ob es nicht an der Zeit wäre, unserem Erdzeitalter einen neuen Namen zu geben. Nicht nur, weil gerade im südchinesischen Meer künstliche Inseln aufgeschüttet werden: Unsere menschlichen Aktivitäten haben eine geologische Größenordnung erreicht: Die jährlich produzierte Menge an Beton ist mit 13 Gigatonnen mittlerweile gleich groß wie jene an natürlichen Sedimenten, die jährlich von Flüssen verfrachtet wird. Offenbar betreten wir das Anthropozän (Waters 2016).

Eine Auswirkung unseres Handelns ist Akkumulation: Europa importiert jährlich rund 1,8 Mrd. Tonnen Rohstoffe, Energieträger und Waren – dreimal mehr als aus Europa exportiert wird (EEA 2010). Diese Güterströme sind per se nichts Schlechtes. Sie sind lediglich der Ausdruck der globalen Ungleichverteilung von verfügbaren Rohstoffen und der Nachfrage nach ihnen.

Ein Teil des Überhangs wird zu Abfall, Abwasser oder gelangt in die Atmosphäre, ein großer Teil verbleibt jedoch in Produkten, in der Infrastruktur, in der von uns geschaffenen Welt, die uns umgibt. Wir akkumulieren Stoffe, Güter, Produkte.

2 RESSOURCEN ZWEITER ORDNUNG

Das Vorkommen an Rohstoffen ist durch geologische Gegebenheiten bestimmt. Zwar zeigt das Eingangsbeispiel, dass diese Annahme erste Sprünge bekommt, für unsere Betrachtung genügt aber die Vereinfachung.

Um die Verteilung natürlicher Ressourcen und somit die Geologie zu überwinden, haben wir als Gesellschaft Werkzeuge entwickelt: Ressourcen zweiter Ordnung (Sedmak 2009). Nennen wir sie Ökonomie, Diplomatie und Technologie.

Wirtschaft tritt hier in erster Linie als Handel auf. Tausch und Kauf dienen seit jeher dazu, jenen Bedarf zu decken, der aus Eigenem eben nicht befriedigt werden kann. Handel setzt Beziehungen voraus, globaler Handel benötigt globale Beziehungen. Seit jeher öffnet die Diplomatie der Wirtschaft Türen und schafft den politischen und regulatorischen Rahmen für Warenverkehr. Heute sichern Rohstoffpartnerschaften den langfristigen Bezug von Grundstoffen. Und auch wenn sie kein Instrument im politischen Kanons Europas mehr ist, steht am Ende der Diplomatie immer noch die Gewalt und letztendlich der Krieg um Rohstoffe als die vielzitierte "Fortsetzung der Politik mit anderen Mitteln" (C. v. Clausewitz).

Der Beitrag der Technologie zum Umgang mit Knappheit ist durchaus vielfältig: Ressourceneffizienz als Gestaltungsprinzip hat zum Ziel, den angestrebten Nutzen – auf volkswirtschaftlicher Ebene etwa das Bruttoinlandsprodukt, auf Unternehmensebene eine Dienstleistung oder Funktion – mit einem über den gesamten Lebenszyklus geringeren Ressourcenverbrauch zu erzielen. Ressourcenproduktivität beschreibt somit ein Output-Input-Verhältnis, das auf zwei Wegen erreicht werden kann: Höherer Nutzen bei gleichem Ressourcenverbrauch oder unveränderter Nutzen bei geringerem Ressourceneinsatz. Der Leitgedanke, unsere Wirtschaftsweise vom Ressourcenverbrauch relativ oder sogar absolut zu entkoppeln, entspricht dem Bild eines Fließgleichgewichts: Die Entnahmen aus der Geosphäre sollen ebenso wie Umweltemissionen die ökologischen Tragfähigkeitsgrenzen des Planeten respektieren oder, soweit möglich, wiederherstellen. Ein Blick in den österreichischen Ressourceneffizienz-Aktionsplan lässt allerdings die Komplexität dieses Vorhabens erkennen (BMLFUW 2012).

Geologisch knappe, aus unsicheren Herkunftsländern bezogene oder aus ökologischen Gründen bedenkliche Rohstoffe zu substituieren ist eine andere Form, wie Technologie den Ressourcenbedarf positiv beeinflussen kann.

Recycling als dritter Baustein nutzt Stoffe und Güter, über die wir bereits verfügen. Sie müssen nicht erst abgebaut, aufbereitet und über weite Distanzen transportiert werden, stellen dafür aber andere Anforderungen an uns: Ihre Lokalisierung, Bewertung, Separation und Aufbereitung zu marktfähiger Qualität bilden die aktuellen Forschungsfelder von Ressourcenmanagement und Sekundärrohstoffwirtschaft.

Bereinigt man den langfristigen Trend um temporäre konjunkturbedingte Verwerfungen, wird die Kreislaufwirtschaft durch steigenden Verbrauch und Verknappung natürlicher Vorkommen getrieben und bei immer mehr Rohstoffen von der Kür zur Pflicht.

Es ist dabei ein Wesenszug von Recycling, nach Reinheit zu streben: Je sortenreiner ein Stoff vorliegt, umso einfacher und kostengünstiger ist seine Verwertung. Komplexe Stoffgemenge sind somit hinderlich. Daraus entstand die Forderung, bei der Produktgestaltung und der Wahl der Werkstoffe auf deren künftige Verwertung zu achten. Damit wird jedoch ein Zielkonflikt zwischen Disziplinen der Technologie deutlich: Während Ressourceneffizienz zu immer kleineren, komplexeren, aber leistungsfähigen Produkten führt, erschweren Miniaturisierung und Materialvielfalt das Recycling durch zunehmende Herausforderungen für Zerlegung, Erkennung und Sortierung. Ecodesign und Design for recycling werden als Konzepte noch immer oft mit Konsumgütern assoziiert. Die großen sekundären Rohstoffpotenziale liegen aber, wie wir sehen werden, anderswo.

Diese Säulen – Diplomatie und langfristige Beziehungen mit bevorzugten Lieferstaaten, internationaler Handel, Steigerung der inländischen Rohstoffaufbringung sowie Ressourceneffizienz, Substitution und Recycling – definieren ebenso die Struktur der Rohstoffstrategie der Europäischen Union wie die der österreichischen Rohstoffstrategie (EU Kommission 2011).

Konsequenterweise müsste heute die Soziologie als vierte Disziplin den Instrumentenkatalog ergänzen, da gesellschaftliche wie individuelle Einstellungen und Werte bestimmen, was an Gütern und Leistungen wir zu brauchen meinen und in welcher Weise wir sie nutzen. Privates Verbraucherverhalten und öffentliche Beschaffung, Lebensmodelle, Konsummuster, Anspruchsniveau und Lifestyle wirken auf den Ressourcenbedarf ebenso wie auf die Bereitschaft zu Reparatur, Wiederverwendung oder gemeinsamer Nutzung.

Was häufig als Abfallvermeidung bezeichnet wird – von Verpackungen bis Lebensmittelabfäl-len – ist viel weniger eine technische als eine soziale und wertorientierte Aufgabe.

3 DAS EU KREISLAUFWIRTSCHAFTSPAKET

Am 2. Dezember 2015 hat die Europäische Kommission ein Kreislaufwirtschaftspaket präsentiert, welches nichts weniger als eine Transformation der EU in eine Kreislaufwirtschaft bis 2030 fordert. Dies soll durch Änderungen an sechs EU Abfallrichtlinien und einen ergänzenden Aktionsplan erreicht werden. Seine sieben Kapitel stellen die Pläne der Kommission zu den Lebenszyklusphasen von Produktion, Konsum, Abfallwirtschaft und Sekundärrohstoffmärkten, zu fünf ausgewählten Abfallströmen – von Kunststoff über Lebensmittelabfälle und kritische Rohstoffe bis Biomasse und Baurestmassen – sowie schließlich zu Innovation, Investition und Überwachung des Umsetzungsfortschritts dar (EU Kommission 2015).

Das EU Kreislaufwirtschaftspaket ist das Ergebnis eines breiten Dialogs der EU Kommission, federführend die Generaldirektionen ENV und GROW, mit dem Europäischen Parlament und seinen Ausschüssen ENVI und INTR, mit den Mitgliedsstaaten und einer breiten Palette an Stakeholdern. An der öffentlichen Konsultation von Juni bis August 2015 beteiligten sich über 1.400 Interessenten.

Die Initiative der EU Kommission zur Überarbeitung der Abfallrichtlinien war im Übrigen eine Folge der gesetzlichen Verpflichtung, die in der Abfallrahmenrichtlinie und der Verpackungsrichtlinie enthaltenen Verwertungsziele bis Ende 2014 und die Begrenzung der Deponierung von Bioabfall bis Mitte 2016 zu überprüfen. Eine Wirkungsanalyse ließ durch höhere Recyclingziele und eine Begrenzung der Deponierung erhebliche Potentiale zur Schaffung von Arbeitsplätzen, Wachstum und Investitionen erwarten.

Die Abfallrahmenrichtlinie verpflichtet die Mitgliedstaaten heute schon, bis 2020 eine Recyclingquote von 50 % für Papier, Metall, Plastik und Glas zu erreichen. Instrumente wie die erweiterte Produzentenverantwortung haben wesentlich dazu beigetragen, dass die meisten Mitgliedsstaaten diese Ziele erreichen werden.

Für den künftig einheitlich definierten Siedlungsabfall sollen die zugleich neu definierten Re-cyclingquoten bis 2025 auf 60 % und bis 2030 auf 65 % angehoben werden, Wiederverwendung und Recycling von Verpackungsabfällen sollen bis 2025 65 % und 2030 75 % erreichen. Die Unterziele für die einzelnen Packstoffe reichen bis zu 85 % Recyclingquote im Jahr 2030.

Gleichzeitig soll die Deponierung von unbehandeltem Restmüll auf 10 % beschränkt werden. Ein wichtiger und richtiger Schritt angesichts der Tatsache, dass 18 Mitgliedsstatten zuletzt Deponiequoten von über 50 % aufwiesen und nur sechs Mitgliedsstaaten weniger als 3 % erreichten. Die notwendige Rolle der geordneten Deponie als finale Senke für ablagerungsfähige Stoffe darf aber nicht übersehen werden.

Die Mitgliedstaaten sollen zur Anwendung von Abfallvermeidungsmaßnahmen verpflichtet sein. Lebensmittelabfälle, Getränkeverpackungen, Elektro- und Elektronikaltgeräte, Textilien, Sperrmüll sowie kritische Rohstoffe werden gezielt angesprochen, wobei die Förderung von Ressourceneffizienz, Reparatur, Sammlung und Wiederverwendung als Maßnahmen genannt werden. Die Abfallpläne der Mitgliedsstaaten sollen sich u. a. auch des Themas Littering annehmen.

Für industrielle Abfälle und Baurestmassen wird auf die Anwendung bester verfügbarer Tech-niken verwiesen. Ergänzend sollen die Mitgliedstaaten Sortiersysteme für Bau- und Abbruchabfälle fördern.

Die Vorgaben zur Produzentenverantwortung sollen durch zwingende technische und organisatorische Mindestanforderungen an Sammel- und Verwertungssysteme erweitert und harmonisiert werden. Transparenz des Betreiberhintergrundes, der Finanzierung und der Massenströme steht dabei im Vordergrund. Vollkostendeckung auf Basis optimierter Dienstleistungskosten wird als wirtschaftliche Maxime der Produzentenverantwortung gesehen.

4 DER RICHTIGE WEG IN DEN KREISLAUF?

Wachstum und Beschäftigung bei gleichzeitiger Sicherung und Stärkung des Umweltschutzes gelten als Ziele des Kreislaufwirtschaftspaketes. Ein hoher Anspruch und er macht die Relevanz des Themas deutlich: Kreislaufwirtschaft wird vor dem Hintergrund der erwähnten hohen Importabhängigkeit der europäischen Industrie zu einem zentralen Baustein der Rohstoff- und damit der Industrie- und Standortpolitik der EU und darf nicht länger isoliert als reine Umweltthematik gesehen werden.

Diese Ziele der EU Kommission bedingen aber, Effektivität und Effizienz als Maßstäbe für die geplanten Maßnahmen heranzuziehen, um nicht zu einer Belastung von Wirtschaft und Verbrauchern ohne nennenswerten Beitrag zur Rohstoffbasis oder ohne gesteigerte Ressourceneffizienz zu führen. Aus heutiger Sicht ist noch zu bezweifeln, dass die Vorhaben in der vorliegenden Form diesen Kriterien genügen.

Im Bereich der Siedlungsabfälle – und hier vor allem getrieben von der EU VerpackRL (EU Kommission 1994) – haben die meisten Mitgliedsstaaten bereits gute Recyclingquoten erreicht. Offen bleibt aber, auf Basis welcher Annahmen die Kommission die neuen und deutlich höheren Ziele für Recycling und Wiederverwendung als effektiv und effizient vorschlägt, denn eine Kosten-Nutzen-Analyse wurde nicht erstellt. Das ist eine bedauerliche Lücke, denn unser Ziel müssen aus ökologischer Sicht optimale Recyclingquoten sein, nicht numerisch maximale. Eine 100 %ige Kreislaufführung von Rohstoffen, wie es der Deutsche Rat für Nachhaltige Entwicklung als handlungsleitende Vision für den Umbau der Wirtschaft vor Augen hat, muss als plakative Metapher aufgefasst und sollte nicht als thermodynamisch oder ökonomisch machbar missverstanden werden (RNE 2011).

Somit ist keine Aussage darüber möglich, ob die vorgeschlagenen Quoten für 2025 oder 2030 überhaupt den selbst gesetzten Zielen der Kommission – Wachstum, Beschäftigung, Umweltschutz – dienen. Erste ökonomische Abschätzung der Wirkungen zeigen jedoch, dass damit – unter der Annahme ihrer zeitgerechten und technischen Umsetzbarkeit – die Recyclingquote von Verpackungen zwar um rund 30 % steigen kann, die Kosten sich durch steigende Grenzkosten und abnehmende Qualität jedoch verdoppeln (Denkstatt 2016).

Siedlungsabfall macht nur einen Anteil von 7 – 10 % am Gesamtabfallaufkommen aus. Das Kreislaufwirtschaftspaket 2015 hat in seinem Aktionsplan erkannt, dass die rund 0,5 Tonnen Siedlungsabfall pro Einwohner und Jahr politisch im Vordergrund stehen und deshalb die Änderungsvorschläge zu den Abfallrichtlinien dominieren mögen, aus ressourcenpolitischer Sicht aber ein vergleichsweise nachrangiges Restpotenzial darstellen. Mit einem Aufkommen von ca. 5 t/EW/a ist das Gesamtabfallaufkommen einschließlich gewerblicher und industrieller Abfällen sowie Bauschutt um den Faktor zehn höher.

Der Aufbau an anthropogenen Lagern in Form von Gütern und Infrastruktur ist hingegen seinerseits deutlich höher als das gesamte Abfallaufkommen: Während wir 5 t/EW/a Abfall produzieren, erhöhen wir gleichzeitig den Bestand an Gütern mit 8 – 10 t/EW/a um das Doppelte. In entwickelten Volkswirtschaften beträgt das anthropogene Lager, gewissermaßen der statistische Rucksack, der sich auf Güter in Gebrauch und nach Gebrauch (Deponien) verteilt, etwa 400 t/EW (Baccini & Brunner 2012a, b).

Diese Massen werden nach Erreichen ihrer Nutzungsdauer das künftige Abfallaufkommen quantitativ und qualitativ entscheidend bestimmen.

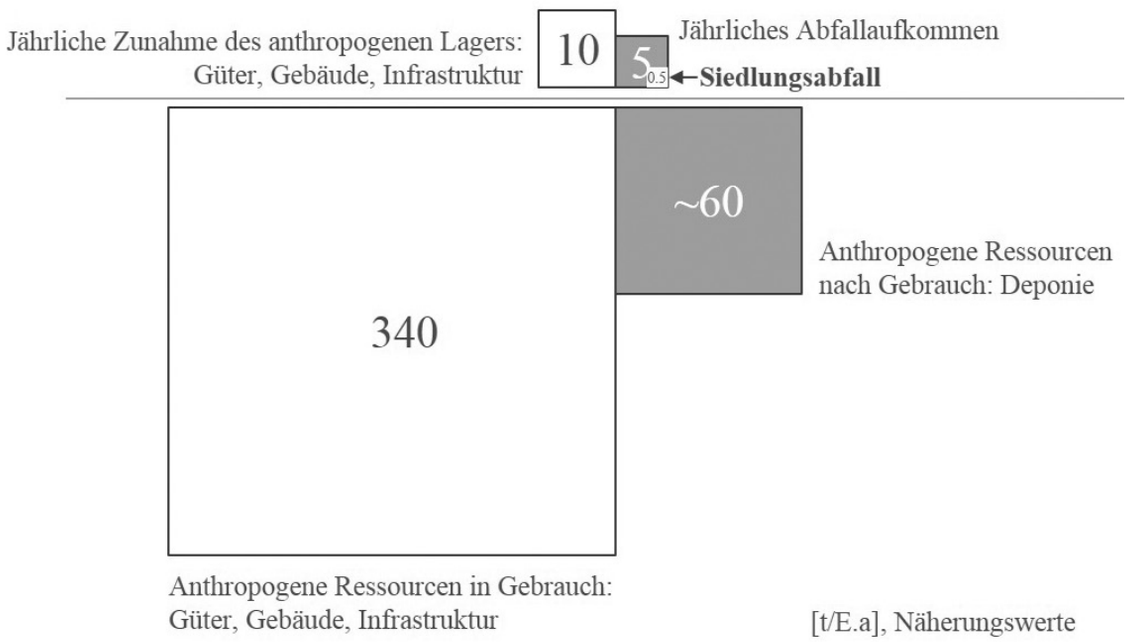


Abb. 1: Abfallaufkommen und anthropogenes Lager (schematisch).

5 DATEN ALS NEUER ROHSTOFF

Güter in Gebrauch und das anthropogene Lager finden in der abfallwirtschaftlichen Statistik keinen Niederschlag. Eine rein abfallwirtschaftliche Betrachtung sieht diese Potenziale nicht und führt daher zu falschen Prioritäten, Quantitäten und Qualitäten. Planungen auf dieser lückenhaften Basis, wie sie auch dem Kreislaufwirtschaftspaket zugrunde liegen, bleiben angesichts der Massenverhältnisse zwangsläufig grob unvollständig und führen zu falschen Schlüssen.

Eine sinnvolle Planung muss das zukünftige Abfallaufkommen und Potenzial an Sekundärrohstoffen ergründen: die Akkumulation anthropogener Lager über die Zeit, das Abreifen nach Ende ihrer Nutzungsdauer, Lokalisierung, Mengen und nicht zuletzt Qualitäten einschließlich neuer Werkstoffe. Dafür ist ein Blick nach vorn im Wege einer dynamischen Modellierung notwendig, nicht in den Rückspiegel der abfallwirtschaftlichen Vergangenheitsbetrachtung.

Anthropogene Ressourcen mit ihren hohen Zuwachsraten und großen Lagern können in Zukunft zwar nicht die einzige, aber eine wichtige Säule für die Rohstoffversorgung der europäischen Wirtschaft bilden. Die Datenbasis über das Potenzial an Sekundärrohstoffen, über Lagerstätten und Dissipation, Güte und Qualität, Wirtschaftlichkeit ihrer Rückgewinnung und Schadstoffaspekte ist gegenwärtig jedoch sehr lückenhaft (vgl. BMUB 2016).

Auch die europäische Abfallwirtschaft, deren Aufgabe die Behandlung und Aufbereitung der Sekundärrohstoffe und Ersatzbrennstoffe sein wird, verfügt zu ihrem Input in den kommenden Jahrzehnten nicht über ausreichende Daten und Planungsgrundlagen und kann daher nicht be-

urteilen, ob ihre Logistik, Behandlungstechnologien und Kapazitäten dem Bedarf entsprechen werden.

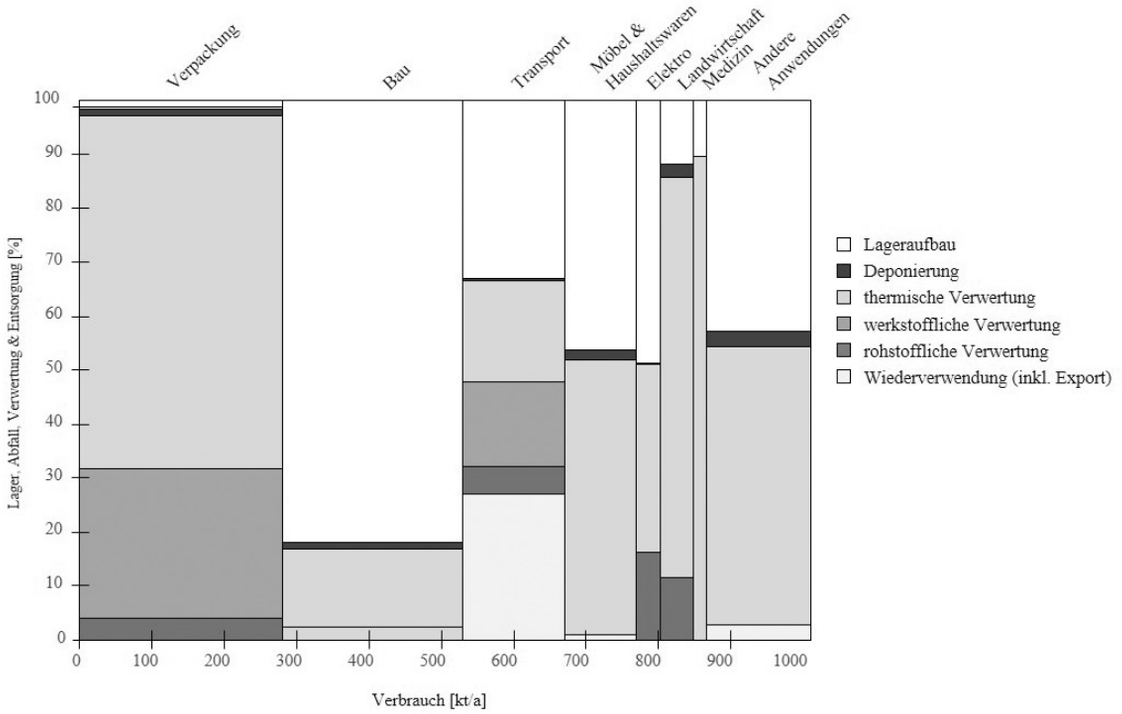


Abb. 2: Kunststoffaufkommen nach Sektoren und Abfallbehandlung, Österreich 2010 (Feketisch & Laner 2015 bearb.).

Wenn das EU Kreislaufwirtschaftspaket nicht Selbstzweck sein soll, sondern seinem Namen gerecht werden will, indem es zukünftig einen signifikanten Beitrag zur Rohstoffbasis der europäischen Industrie leistet, müssen nicht nur aufkommensseitig alle Quellen von Sekundärrohstoffen und Ersatzbrennstoffen in Betracht gezogen werden, sondern muss in Zusammenarbeit mit den Bedarfsträgern in der Wirtschaft auch der künftige quantitative und qualitative Rohstoffbedarf unter Berücksichtigung der Versorgungssicherheit modelliert werden. Dies würde eine Priorisierung von Rohstoffbedarf und geeigneten sekundären Rohstoffpotenzialen und Ersatzbrennstoffen ermöglichen, auf deren Grundlage marktkonforme Instrumente zu ihrer bedarfsgerechten, effektiven und effizienten Nutzung entwickelt werden können.

Leider wurde dies bisher nicht systematisch getan.

6 CIRCULAR ECONOMY COALITION FOR EUROPE

Das EU Kreislaufwirtschaftspaket ist in seiner Tragweite durchaus mit der Energiewende, dem Pariser Klimaschutzabkommen oder der Digitalisierung der Industrie 4.0 vergleichbar. Circular Economy wurde vom Präsidenten der EU Kommission J. C. Juncker gemeinsam mit Klimawandel und Digitalisierung in den Kanon der entwicklungsleitenden Paradigmen für Europa aufgenommen und in der Tat sich diese Themen eng verzahnt (Faulstich 2016). Sollte das Kreislaufwirtschaftspaket tatsächlich in der vorgeschlagenen oder einer ähnlichen Form Wirklichkeit werden, werden seine Auswirkungen praktisch für jeden Bürger und jedes produzierende oder handelnde Unternehmen der Union spürbar sein.

Dieser Paradigmenwechsel bedeutet von Vielem Abschied zu nehmen: Von Konsumgewohnheiten, Geschäftsmodellen, auch Statusdenken. Er bedeutet aber gleichzeitig eine kaum abschätzbare Chancenvielfalt für Neues und einen Aufbruch in eine zukunftsfähige Wirtschaftsweise für Europa. Er bedeutet aber zunächst einen gewaltigen Bedarf an Forschung, Entwicklung und Wissensbasis.

Politische Eingriffe sollten sich an einer gesicherten Faktenbasis und den maßgeblichen Herausforderungen orientieren, um den Kriterien von Effektivität und Effizienz nachprüfbar zu genügen. Das EU Kreislaufwirtschaftspaket muss daher in erster Linie der Startschuss zu einer vielfältigen Forschungsinitiative in den Mitgliedsstaaten und auf europäischer Ebene sein, die die notwendige Wissensbasis schafft.

Europa verfügt über erstklassige Forschungseinrichtungen im Bereich Ressourcenmanagement und Österreich ist mit dem Christian Doppler Laboratorium für Anthropogene Ressourcen an der TU Wien führend in der Erforschung des Stoffhaushalts der Technosphäre. Auch die Montanuniversität Leoben leistet entscheidende Beiträge, nicht zuletzt im Landfill Mining. Die Circular Economy Coalition for Europe (CEC4Europe) hat sich als Plattform das Ziel gesetzt, aktuelle Forschungsergebnisse an die europäischen Institutionen ebenso wie an führende Unternehmen und die Spitzenverbände der Industrie zu kommunizieren (Scharff 2016).

Weitreichende wirtschafts- und umweltpolitische Entscheidungen auf einer unzureichenden Datengrundlage zu basieren, wäre spekulativ und letztlich unverantwortlich.

LITERATUR

Baccini, P. & Brunner, P.H. (2012a) Do you know the stocks and flows of your real economy? *The European Financial Review*, 03.08.2012.

Baccini, P. & Brunner, P.H. (2012b) *Metabolism of the Anthroposphere,* 2. Aufl., MIT Press, Cambridge MA.

BMLFUW, Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft (2012) *Ressourceneffizienz Aktionsplan (REAP).* Wegweiser zur Schonung natürlicher Ressourcen.

BMUB, Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit (2016) *Forschungsrahmen und Ressortforschungsplan 2016.*

Denkstatt GmbH (2016) Beurteilung des Maßnahmenpaketes der Kommission zur Circular Economy hinsichtlich Umsetzbarkeit und Kosten. *Studie im Auftrag der Altstoff Recycling Austria AG.* Wien, Austria.

EEA, European Environment Agency (2010) *Eurostat Comext Statistics, The European Environment, State and Outlook 2010: Thematic Assessment – Material Resources and Waste.*

EU Kommission (2015) *Richtlinienvorschlag zur Änderung der Abfallrahmenrichtlinie (2008/98/EG), der Richtlinie über Verpackungen und Verpackungsabfälle (94/62/EC), der Richtlinie über Abfalldeponien (1999/31/EC), der Richtlinie über Altfahrzeuge (2000/53/EC), der Richtlinie über Batterien und Akkumulatoren sowie Altbatterien und Altakkumulatoren (2006/66/EC) und der Richtlinie über Elektro- und Elektronik-Altgeräte (2012/19/EU).*

EU Kommission (2011) *Grundstoffmärkte und Rohstoffe: Herausforderungen und Lösungsansätze.* KOM(2011)25 endgültig.

EU Kommission (1994) *Richtlinie 94/62/EG des Rates und des Europäischen Parlaments* vom 20. Dezember 1994 über Verpackungen und Verpackungsabfälle.

Faulstich, M. (2016) Die Zukunft der Industriegesellschaft. *5. Austria Glas ReCIRCLE.* Wien, Austria.

Feketisch, J. & Laner, D. (2015) Kunststoffe in Österreich – Eine Analyse der Entwicklungen in den letzten 15 Jahren. *Österreichische Wasser- und Abfallwirtschaft* 67, 35–42.

RNE, Rat für Nachhaltige Entwicklung (2011) Wie Deutschland zum Rohstoffland wird. Empfehlungen des Rates für Nachhaltige Entwicklung an die Bundesregierung, *Texte* 39, Berlin, Germany.

Scharff, C. (2016) Das Kreislaufwirtschaftspaket und die Circular Economy Coalition for Europe. In: Thomé-Kozmiensky, K.J. & Goldmann, D. (Hg.): *Recycling und Rohstoffe,* Bd. 9., Neuruppin, Germany, TK Verlag.

Sedmak, C. (2009) Von der gerechten Verteilung der Ressourcen, *ARA Lecture,* Technische Universität Wien, Austria.

Waters, C.N., Zalasiewicz, J., Summerhayes, C., Barnosky, A.D., Poirier, C., Gałuszka, A., Cearreta, A., Edgeworth, M., Ellis, E.C., Ellis, M., Jeandel, C., Leinfelder, R., McNeill, J.R., deB. Richter, D., Steffen. W., Syvitski, J., Vidas, D., Wagreich, M., Williams, M., Zhisheng, A., Grinevald, J., Odada, E., Oreskes, N., & Wolfe, A.P. (2016) The Anthropocene is functionally and stratigraphically distinct from the Holocene. *Science* 351, 6269.

Herausforderungen und abfallwirtschaftliche Zukunftslösungen der österreichischen Zementindustrie

S. Spaun & F. Papsch
Vereinigung der Österreichischen Zementindustrie, Wien, Österreich

KURZFASSUNG: Die österreichische Zementindustrie weist eine der weltweit höchsten Einsatzquoten von Ersatzstoffen auf. Im Zuge der Produktion von einer Tonne Zements in Österreich werden heute bereits 466 kg alternative Ressourcen (d.h. alternative Brennstoffe, Rohstoffe und Zumahlstoffe) eingesetzt. Damit leistet die Zementindustrie einen wesentlichen Beitrag zur Schonung natürlicher Ressourcen, zur europäischen Forderung nach Steigerung der Ressourceneffizienz und zur Entlastung der Abfallwirtschaft. Der Einsatz von alternativen Ressourcen im Zementherstellungsprozess erfordert ein umfassendes Know-How, hohe Investitionen und zahlreiche qualitätssichernde Maßnahmen. Trotz verstärkter Umweltschutzbemühungen hat ein Ereignis in einem österreichischen Zementwerk vor knapp zwei Jahren zur Freisetzung von Hexachlorbenzol (HCB) geführt. Das Zementwerk hatte sich an der geplanten Sanierung einer mit persistenten organischen Stoffen belasteten Altlast beteiligt. Der Plenarvortrag richtet seinen Schwerpunkt auf die Maßnahmen (“lessons learned“), welche die Zementindustrie in Folge des HCB-Ereignisses in einem Zementwerk ergriffen hat. Er beschreibt die Anforderungen an Probenahme und Analyse, die konkreten Einsatzbedingungen (Einsatzorte, Temperaturen, Möglichkeiten und Grenzen) und geht auf die Bedeutung von Wissenstransfer, Lehre und Ausbildung ein.

1 EINLEITUNG

Der Einsatz von Abfällen bietet in der Zementindustrie vielfältige Möglichkeiten, natürliche Ressourcen zu schonen und die Ressourceneffizienz zu steigern. Der Einsatz von alternativen Ressourcen im Zementherstellungsprozess erfordert ein umfassendes Know-How, hohe Investitionen und zahlreiche qualitätssichernde Maßnahmen. Neben der sorgfältigen Auswahl der Materialien und der Prüfung ihrer Eignung für den Zementherstellungsprozess stellen vor allem die Aufrechterhaltung eines hohen Umweltschutzniveaus und die Erfüllung einer hohen Produktqualität wesentliche Anforderungen dar. Bei der Erfüllung dieser Anforderungen geht der Einsatz von alternativen Ressourcen mit zahlreichen Vorteilen einher:

- Durch den Einsatz von Brennstoffen mit biogenen Bestandteilen und durch die Verwendung bereits entsäuerter Rohstoffe können wichtige Beiträge für den Klimaschutz geleistet werden,
- Insbesondere im Zementherstellungsprozess können bestimmte Rückstände und Nebenprodukte aus industriellen Prozessen, für welche ansonsten keine geeignete Verwendung mehr gefunden werden kann, für die Herstellung eines neuen Produktes eingesetzt werden. Dadurch können diese Rückstände einer neuen Wertschöpfung zugeführt und eine ansonsten erforderliche Deponierung kann vermieden werden und
- Neben der thermischen und stofflichen Verwertung von geeigneten Abfällen erfüllt die Zementklinkererzeugung mit ihrem zugrunde liegenden Hochtemperaturprozess die erforderlichen Voraussetzungen, um auch verunreinigte Alternativstoffe unter klar definierten Voraussetzungen sicher und umweltfreundlich zu entsorgen.

Aufgrund dieser Möglichkeit stellt die österreichische Zementindustrie einen wesentlichen Partner in der Abfallwirtschaft dar. Sie leistet damit einen aktiven Beitrag zur Kreislaufwirtschaft sowie zum Klima- und Umweltschutz.

2 EINSATZ VON ALTERNATIVEN RESSOURCEN IN DER ZEMENTINDUSTRIE

Hinsichtlich des Einsatzes von alternativen Ressourcen können bei der Zementerzeugung drei Kategorien unterschieden werden:

- Durch alternative Brennstoffe kann ein beachtlicher Teil der benötigten thermischen Energie für den Produktionsprozess aufgebracht werden,
- Durch gezielt ausgesuchte alternative Rohstoffe können die erforderlichen chemischen Elemente für die Bildung der Klinkermineralien in den Produktionsprozess eingebracht werden und
- Alternative Zement-Zumahlstoffe tragen gemeinsam mit den weiteren Hauptbestandteilen zu den Eigenschaften der hergestellten Zementsorten bei.

2.1 Rahmenbedingungen

Der Einsatz von Abfällen in Zementwerken erfordert umfassende Genehmigungen. Auf europäischer Ebene wurde die Zementindustrie in den Geltungsbereich zahlreicher Richtlinien und Verordnungen einbezogen. Unter der Industrieemissionsrichtlinie der EU zählt die Herstellung von Zement zu den ersten Branchen, für welche verbindliche BvT-Schlussfolgerungen erlassen wurden. Mit diesen Schlussfolgerungen wurde neben Vorgaben für Ersatzbrennstoffe auch der Einsatz von alternativen Rohstoffen zum Stand der Technik erklärt. Der Einsatz von alternativen Brennstoffen in der Zementindustrie unterliegt in Österreich den strengen Vorgaben der nationalen Abfallverbrennungsverordnung, welche auch für die Müllverbrennungsindustrie zur Anwendung kommt. Im Jahr 2016 wurden auf nationaler Ebene die technischen Grundlagen für den Einsatz von Abfällen als Ersatzrohstoffe in Anlagen zur Zementerzeugung geschaffen.

Neben diesen rechtlichen Rahmenbedingungen sind noch weitere Punkte für den Einsatz von alternativen Rohstoffen zu beachten. Für die Industriebetriebe sind vor allem Investitionen in qualitätssichernde Maßnahmen und in fortgeschrittene Brenner- und Fördertechnologien, Dosiersysteme und entsprechende Lagerungsmöglichkeiten erforderlich. Für die Verwendung von Abfällen in einem industriellen Produktionsprozess bedarf es zudem eines hohen Maßes an sozialer und öffentlicher Akzeptanz. Die Verfügbarkeit geeigneter alternativer Ressourcen kann letztlich nur durch eine entwickelte Abfallgesetzgebung und eine fortgeschrittene Abfallbewirtschaftung, welche die geforderten Qualitäten zur Verfügung stellen vermag, sichergestellt werden.

2.2 Einsatz von alternativen Brennstoffen

Die österreichische Zementindustrie hat Ende der 80er Jahre damit begonnen, den Einsatz konventioneller Energieträger kontinuierlich zu reduzieren. Heute setzt die österreichische Zementindustrie eine Vielzahl von Ersatzbrennstoffen ein und weist mit 76,12 % (Mauschitz 2016) im internationalen Vergleich eine der höchsten Ersatzbrennstoffquoten auf (World Business Council for Sustainable Development 2016). Durch die Verwendung regional anfallender alternativer Brennstoffe kann der Import und die Abhängigkeit von konventionellen Energieträgern wesentlich reduziert und damit ein wichtiger Beitrag zur Versorgungssicherheit geleistet werden. Viele der verwendeten Ersatzbrennstoffe (wie z.B. Sägespäne, landwirtschaftliche Rückstände, Kunststofffraktionen, etc.) beinhalten biogene Bestandteile, welche eine Reduktion der fossilen CO_2-Emissionen ermöglichen. Dadurch ist es der Zementindustrie möglich, aktiv zum Klimaschutz beizutragen. Vielen Ersatzbrennstoffen kommt zudem eine weitere Bedeutung zu: Papierfaserreststoffe, Altreifen, Klärschlamm, etc. stellen nicht nur die erforderliche thermische Energie für die Zementklinkererzeugung zur Verfügung, sie bringen auch die für Bildung der Klinkermineralien benötigten Grundelemente wie Kalzium oder Eisen in den Produktionsprozess ein. Diese Ersatzbrennstoffe werden somit nicht nur einer thermischen sondern auch einer stofflichen Verwertung mit den damit verbundenen Vorteilen zugeführt.

2.3 Einsatz von alternativen Rohstoffen

Für die Herstellung von Zementklinker werden in der Regel natürlich vorkommende Rohstoffe benötigt, die in Steinbrüchen abgebaut werden. Fehlende Bestandteile für eine geeignete Rohmate-

rialmischung müssen dabei durch Korrekturstoffe ausgeglichen werden, was bereits die Möglichkeit für den Einsatz alternativer Rohstoffe eröffnet. Alternative Rohstoffe enthalten wie die natürlichen Rohmaterialien die für die Zementherstellung wichtigen Hauptbestandteile, wodurch natürliche Rohstoffe durch geeignete alternative Rohstoffe ersetzt werden können. Bei den alternativen Rohstoffen handelt es sich überwiegend um Abfallstoffe oder Nebenprodukte aus anderen industriellen Produktionsprozessen, die im Klinkerbrennprozess bzw. auch im Zementherstellungsprozess stofflich verwertet werden können. Typische Ersatzrohstoffe, die in der österreichischen Zementindustrie eingesetzt werden, sind z.B. diverse Aschen, Walzzunder, Gießereialtsande und eine Reihe weiterer mineralischer Sekundärrohstoffe. Im Durchschnitt konnten in der österreichischen Zementindustrie bereits bis zu 14 % der natürlichen Rohmaterialien durch alternative Rohstoffe ersetzt werden.

Der Einsatz von alternativen Rohstoffen ist an gewisse Voraussetzungen und Herausforderungen gebunden. Vor einem Einsatz solcher alternativer Rohstoffe muss sichergestellt werden, dass die Hauptbestandteile des Stoffes zu einer vorgegebenen Rohmaterialmischung passen und darüber hinaus keine schädlichen Spurenbestandteile enthalten sind, die sich negativ auf die Emissionen oder die Qualität des Zements auswirken. Darüber hinaus sind auch physikalische Eigenschaften entscheidend, damit die alternativen Rohstoffe im Zementwerk gehandhabt, dosiert und gelagert werden können. Die Zusammensetzung des Zementklinkers muss über sorgfältig ausgewählte Einsatzstoffe genau eingestellt werden, damit der daraus hergestellte Zement seine charakteristischen Eigenschaften erhält.

Aufgrund der hohen Temperaturen und Verweilzeiten eignet sich der Klinkerbrennprozess insbesondere, um belastete und verunreinigte Materialien sicher und damit umweltfreundlich im Prozess zu verwerten. Dies erfordert sowohl eine sorgfältige stoffliche und anlagenspezifische technische Vorabprüfung als auch Kenntnis über das Emissions- und Eintragsverhalten von organischen Komponenten und metallischen Spurenelementen beim Klinkerbrennprozess. Darüber hinaus muss eine entsprechende Kontrolle des stofflichen Eintrags sowie der Emissionen dieser Verbindungen aus der Anlage im Dauerbetrieb gewährleistet sein.

2.4 Einsatz von alternativen Zumahlstoffen

Die österreichische Zementindustrie konnte in den letzten Jahren bei ihren Bemühungen, den energieintensiven Anteil von Zementklinker im Zement zu reduzieren, Erfolge verbuchen. Im Durchschnitt weisen österreichische Zemente aktuell nur mehr einen Klinkeranteil von 70 % auf (Mauschitz 2016). Damit liegt die österreichische Zementindustrie heute bereits unter den Quoten, welche die Internationale Energieagentur für den globalen Durchschnitt im Jahr 2030 mit 73 % und im Jahr 2050 mit 71 % prognostiziert hat (OECD et al. 2009). Der reduzierte Klinkeranteil im Zement muss durch geeignete Stoffe ausgeglichen werden, welche die erforderlichen Eigenschaften der gewünschten Zementart unterstützen. In der österreichischen Zementindustrie sind dies hauptsächlich Hüttensand aus der Stahlerzeugung, Flugaschen aus der Kohleverbrennung und REA-Gips aus der Rauchgasentschwefelung.

2.5 Wissenstransfer

Die österreichische Zementindustrie weist eine der weltweit höchsten Einsatzquoten von Ersatzstoffen auf. Für jede Tonne produzierten Zements in Österreich werden heute bereits 466 kg alternative Ressourcen (d.h. alternative Brennstoffe, Rohstoffe und Zumahlstoffe) eingesetzt. Dieser Faktor wurde bislang nur von der japanischen Zementindustrie übertroffen, welche eine Einsatzquote von 479 kg/t Zement auf ihrer Homepage ausweist (Japan Cement Association 2016). Die österreichische Zementindustrie kann somit langjährige und umfassende Erfahrung vorweisen. Zudem werden in der österreichischen Zementindustrie zahlreiche Umweltschutztechnologien erprobt. Dazu zählen die weltweit erste regenerative thermische Nachverbrennung in einem österreichischen Zementwerk, die Entwicklung der Katalysatortechnologie zur Reduktion der Stickoxidemissionen und die Erprobung von Quecksilberabscheidungstechnologien.

Trotz verstärkter Umweltschutzbemühungen hat ein Ereignis in einem österreichischen Zementwerk vor wenigen Jahren zur Freisetzung von Hexachlorbenzol (HCB) geführt. Das Bestehen dieser chemischen Verbindung geht auf ihre gezielte Herstellung in früheren Jahren zur Verwendung als Fungizid und Pflanzenschutzmittel zurück. Nachdem die Produktion von HCB im Zuge des Stockholmer Übereinkommens über persistente organische Schadstoffe gesetzlich verboten wurde, gelangten Restbestände von HCB gemeinsam mit Kalkschlamm auf eine Deponie, welche vom österreichischen Umweltbundesamt als Altlast mit der obersten Prioritätenklasse eingestuft wurde. Im Zuge der geplanten Sanierung dieser Deponie hat sich ein österreichisches Zementwerk zur thermischen Beseitigung des HCB bereiterklärt. Noch im Detail zu klärende Umstände haben letztlich dazu geführt, dass HCB im an und für sich dazu geeigneten, thermischen Hochtemperaturprozess des Zementwerks nicht gänzlich vernichtet, sondern in die Umwelt freigesetzt wurde.

Die österreichische Zementindustrie hat dies zum Anlass genommen, sich noch intensiver mit den Grundlagen rund um den Einsatz von organisch belasteten Ersatzrohstoffen auseinanderzusetzen. Als einer der Schritte eines umfassenden Maßnahmenprogramms wurde eine Studie über den Einsatz alternativer Rohstoffe im Zementherstellungsprozess in Auftrag gegeben, in welcher Handlungsempfehlungen für den Einsatz alternativer Rohstoffe ausgearbeitet, die technischen Möglichkeiten dargestellt und das vorhandene Hintergrundwissen aufbereitet wurde. In der Folge hat auch das österreichische Umweltministerium die technischen Grundlagen für den Einsatz von Abfällen als Ersatzrohstoffe in Anlagen zur Zementerzeugung herausgegeben. Auf Basis dieser Dokumente wird derzeit an der Ausarbeitung und Implementierung von Ausgasungsversuchen gearbeitet mit dem Ziel, Aussagen über Ersatzrohstoffe unbekannter Herkunft hinsichtlich des Vorhandenseins allfälliger toxischer organischer Verbindungen treffen zu können. Mit diesem Prozess kann das vorhandene Wissen zu Spurenelementen weiter ausgebaut werden. Parallel dazu sollte die Forschung für den Einsatz alternativer Ressourcen vorangetrieben werden.

3 SCHLUSSFOLGERUNG BZW. ZUSAMMENFASSUNG

Unter klar definierten Voraussetzungen sind auch der Einsatz und die umweltfreundliche Verwertung verunreinigter Alternativstoffe in gewissen Grenzen möglich. Ihr Einsatz stellt hohe Anforderungen sowohl an die Industrie als auch an den Genehmigungsprozess. Somit kommt der Sicherstellung des Wissens um den Stand der Technik eine entscheidende Bedeutung zu. Ressourcenschonung und Recycling sind ein Kernthema der produzierenden Industrie, daher sollten diese wichtigen Themen in der Lehre und Ausbildung noch stärker etabliert werden. Der Einsatz von alternativen Brennstoffen, die simultan sowohl thermisch als auch stofflich verwertet werden können, sollte im Zuge der anstehenden Weiterentwicklung der EU-Abfallgesetzgebung als Recyclingverfahren Anerkennung finden.

LITERATUR

Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft (2016) *Technische Grundlagen für den Einsatz von Abfällen als Ersatzrohstoffe in Anlagen zur Zementerzeugung.*

CEMBUREAU (2013) *The role of Cement in the 2050 low carbon economy.*

Mauschitz, G. (2016) *Emissionen aus Anlagen der österreichischen Zementindustrie Berichtsjahr 2015.*

Japan Cement Association (2016) *The amount of wastes or by-products used for cement production* (http://jcassoc.or.jp/cement/2eng/e_01d.html - abgerufen am 2016.07.21).

OECD/IEA & The World Business Council for Sustainable Development (2009) C*ement Technology Roadmap 2009*.

VDZ GmbH (2015) *Einsatz alternativer Rohstoffe im Zementherstellungsprozess – Hintergrundwissen, technische Möglichkeiten und Handlungsempfehlungen.*

World Business Council for Sustainable Development (2016) *Cement Sustainability Initiative - Global Cement Database on CO_2 and Energy Information* (http://www.wbcsdcement.org/index.php/key-issues/climate-protection/gnr-database - abgerufen am 2016.07.21).

Dynamische Darstellung der Leistungsfähigkeit der Siedlungsabfallwirtschaft in der EU mittels der Ternärdiagrammmethode

R. Pomberger, R. Sarc & K.E. Lorber
Montanuniversität Leoben, Lehrstuhl für Abfallverwertungstechnik und Abfallwirtschaft, Leoben, Österreich

KURZFASSUNG: Dieser Beitrag beschreibt die dynamische Darstellung der Leistungsfähigkeit der Siedlungsabfallwirtschaft in der Europäischen Union (EU) mittels der Ternärdiagrammmethode. Diese Leistungsfähigkeit hängt in erster Linie von drei Behandlungskategorien ab: Recycling & Kompostierung, Verbrennung und Deponierung. Die Rahmenbedingungen der aktuellen Siedlungsabfallwirtschaft einschließlich der Zielvorgaben für Recycling, etc. sind in der Abfallrahmenrichtlinie 2008/98/EG vorgegeben. Das vorgeschlagene Kreislaufwirtschaftspaket (2015) soll Europas Übergang zu nachhaltigeren Ressourcen- und einer energieorientierten Abfallwirtschaft fördern. Das Paket umfasst auch einen überarbeiteten Gesetzesvorschlag zum Thema „Abfälle“, der ehrgeizige Recyclingquoten bei Siedlungsabfällen für 2025 (60 %) und 2030 (65 %) vorsieht. Außerdem soll eine neue Berechnungsmethode zur Überwachung der Annäherung an die bzw. Erfüllung der Zielvorgaben angewandt werden.
2014 wurden in der EU ca. 240 Mio. Tonnen Siedlungsabfälle generiert. Während in 2005 17 % recycelt und kompostiert, 14 % verbrannt und 64 % auf Deponien abgelagert wurden, wurden in 2014 bereits ca. 71 % verwertet, und nur 28 % auf Deponien abgelagert. Anhand der Leistungsfähigkeit der (Siedlungsabfall-)Behandlung können die 28 EU-Mitgliedsstaaten in drei Gruppen aufgeteilt werden, nämlich in „Verwertungsländer“, „Übergangsländer“ und „Deponierungsländer“.
Mittels der Ternärdiagrammmethode wurden drei Darstellungsarten für die Beschreibung der Leistungsfähigkeit der Siedlungsabfallwirtschaft untersucht und im gegenständlichen Beitrag ausführlich beschrieben. Zum besseren Verständnis der Entwicklung dieser Leistungsfähigkeit über die letzten 20 Jahre wurde die dynamische Darstellung der in Tabellenform veröffentlichten „Eurostat“-Daten für alle 28 EU-Mitgliedsstaaten auf drei verschiedene Arten vorgenommen:
- „Leistungspositionierung“ der Abfallwirtschaftseinheit(en) zu einem gegebenen Zeitpunkt,
- „Leistungsdynamik“ über einen definierten Zeitabschnitt und
- „Leistungsentwicklung“ als Kurve(n) / Linie(n).

Die Ergebnisse zeigen, dass sich die Ternärdiagrammmethode sehr gut eignet, um bisherige Entwicklungen und Zusammenhänge nachzuvollziehen, die aktuelle Lage zu beobachten und zukünftige Wege zu prognostizieren. Einer der interessanten Zusammenhänge, den das Verfahren aufzeigt, ist die eng verknüpfte Entwicklung von Recycling & Kompostierung (60 – 65 %) und Verbrennung (40 – 35 %) bei den 28 Mitgliedsstaaten im Laufe der letzten 20 Jahre.

1 EINLEITUNG

Die europäische Abfallrahmenrichtlinie 2008/98/EG gibt Definitionen und schreibt das grundlegende Konzept für die Entwicklung einer nachhaltigen Abfallwirtschaft in der EU vor. Die Richtlinie definiert u.a. die Begriffe „Abfallwirtschaft“, „Behandlung“, „Recycling“, „Verwertung“ und „Beseitigung“ (EU 2008) als:
- „Abfallbewirtschaftung“ [= Abfallwirtschaft] die Sammlung, den Transport, die Verwertung und die Beseitigung von Abfällen, einschließlich der Überwachung dieser Verfahren sowie der Nachsorge von Beseitigungsanlagen und einschließlich der Handlungen, die von Händlern oder Maklern vorgenommen werden,
- „Behandlung“ Verwertungs- oder Beseitigungsverfahren, einschließlich Vorbereitung vor der

Verwertung oder Beseitigung,

- „Recycling“ jedes Verwertungsverfahren, durch das Abfallmaterialien zu Erzeugnissen, Materialien oder Stoffen entweder für den ursprünglichen Zweck oder für andere Zwecke recycelt werden. Es schließt die Aufbereitung organischer Materialien ein, aber nicht die energetische Verwertung und die Aufbereitung zu Materialien, die für die Verwendung als Brennstoff oder zur Verfüllung bestimmt sind,
- „Verwertung“ jedes Verfahren, als dessen Hauptergebnis Abfälle innerhalb der Anlage oder in der weiteren Wirtschaft einem sinnvollen Zweck zugeführt werden, indem sie andere Materialien ersetzen, die ansonsten zur Erfüllung einer bestimmte[n] Funktion verwendet worden wären, oder die Abfälle so vorbereitet werden, dass sie diese Funktion erfüllen; und
- „Beseitigung“ jedes Verfahren, das keine Verwertung ist, auch wenn das Verfahren zur Nebenfolge hat, dass Stoffe oder Energie zurück gewonnen werden.

Die Nachhaltigkeit in der Abfallwirtschaft (d.h. korrekte Abfallverwertung sowie Produktion sekundärer Rohstoffe und Energieressourcen) sollte durch Anwendung der folgenden Abfallhierarchie gemäß Richtlinie (EU 2008) erreicht werden:

- „Vermeidung,
- Vorbereitung zur Wiederverwendung,
- Recycling,
- Sonstige Verwertung, z.B energetische Verwertung und
- Beseitigung.“

Unter Berücksichtigung dieser Abfallhierarchie sollen die Mitgliedstaaten Maßnahmen zur Förderungen derjenigen Optionen ergreifen, die das umweltverträglichste Ergebnis liefern. Die Grundsätze des Umweltschutzes (Mensch, Natur, etc.) sowie die technische und wirtschaftliche Durchführbarkeit sind dabei in Betracht zu ziehen. Unter § 11 der Richtlinie werden Maßnahmen und Ziele für Wiederverwendung und Recycling vorgegeben. Demnach war eine getrennte Sammlung mindestens für Papier, Kunststoff, Metall und Glas aus Haushalten und ge-gebenenfalls anderen Quellen bis 2015 vorzusehen, soweit diese Abfallströme den aus Haushalten stammenden ähnlich sind, wobei technische, ökologische und wirtschaftliche Aspekte zu berücksichtigen waren. Schließlich soll bis 2020 die Vorbereitung für Wiederverwendung und Recycling der erwähnten Abfallfraktionen auf mindestens 50 Gew.-% angehoben werden (EU 2008).

Zur Überwachung der Zielvorgaben (gem. § 11 der Richtlinie) und der Leistungsfähigkeit der Mitgliedstaaten hat die Europäische Kommission Regeln und Berechnungsverfahren (EU 2011) vorgegeben. In der Bestimmung der Kommission (EU 2011) lautet die für die vorliegende Studie relevante Definition für verschiedene Abfallarten:

- „Haushaltsabfälle“: von Haushalten erzeugte Abfälle,
- „ähnliche Abfälle“: Abfälle, die aufgrund ihrer Beschaffenheit und Zusammensetzung Hausmüll ähnlich sind, ausgenommen Produktionsabfälle und Abfälle aus Land- und Forstwirtschaft,
- „Siedlungsabfälle“: Haushaltsabfälle und ähnliche Abfälle.

Zum richtlinienkonformen Abgleich der Zielvorgaben für Siedlungsabfälle sollen die Mitgliedstaaten eine der folgenden Berechnungsmethoden (EU 2011) anwenden:

- „Vorbereitung zur Wiederverwendung und Recycling von Haushaltsabfällen aus Papier, Metall, Kunststoff und Glas“ (Anmerkung: Abkürzung für Papier, Metall, Plastik- und Glasabfälle aus Haushalten PMPG HW), siehe Gleichung 1.

$$\text{Recyclingrate von PMPG HW, in \%} = \text{Recycelte Menge von PMPG HW} / \text{Insgesamt erzeugte Menge PMPG HW} \quad (1)$$

- „Vorbereitung zur Wiederverwendung und Recycling von Haushaltsabfällen aus Papier, Metall, Kunststoff und Glas und anderen sortenreinen Haushaltsabfällen oder von ähnlichen Abfällen;“ siehe Gleichung 2.

  Recyclingrate von Haushaltsabfällen und ähnlichen Abfällen, in % = Recycelte Menge von PMPG und anderer sortenreiner Abfallströme von Haushalten o. ä. Abfallströme / Insgesamt erzeugte Menge von PMPG und anderer sortenreiner Abfallströme von Haushalten oder ähnlicher Abfällströme (2)

- „Vorbereitung zur Wiederverwendung und Recycling von Haushaltsabfällen“ siehe Gleichung 3.

  Recyclingrate von Haushaltsabfällen, in % = Recycelte Menge Haushaltsabfälle / Gesamtmengen Haushaltsabfälle, ausgenommen bestimmte Abfallkategorien (3)

- „Vorbereitung zur Wiederverwendung und Recycling von Siedlungsabfällen.“ siehe Gleichung 4.

  Recycling von Siedlungsabfällen, in % = recycelte Siedlungsabfälle / erzeugte Siedlungsabfälle (4)

1.1 Aktueller Stand der Siedlungsabfallwirtschaft in der EU

Von den 28 EU-Staaten werden jährlich ca. 2,5 Mrd. Tonnen Abfall produziert (Eurostat 2016a). Auf Siedlungsabfälle entfallen nur ca. 10 % (ca. 240 Mio. Tonnen im Jahr 2014) der gesamten Abfallmenge (Eurostat 2016b). Große Bedeutung kommt ihnen jedoch wegen ihrer komplexen Eigenschaften, ihrer Zusammensetzung und ihrer biologisch-chemischen Aktivität, etc. zu.

Eurostat sammelt und veröffentlicht Daten zu Siedlungsabfällen seit 1995. Abbildung 1 zeigt das Aufkommen der Siedlungsabfälle nach Mitgliedsstaat (Angaben in kt/a) für 2014 (Eurostat 2016b).

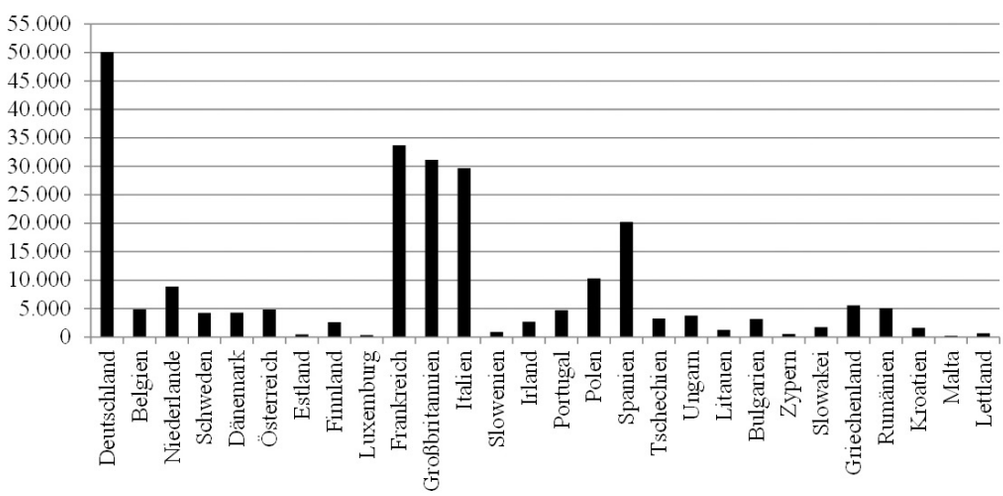


Abb. 1: Aufkommen von Siedlungsabfällen pro Land in kt/a, Daten für 2014. (Anmerkung: Daten für 2013 statt 2014 für Irland, Griechenland und Rumänien; Anordnung der einzelnen Staaten nach definierten Gruppen - siehe Abbildung 3) (Eurostat 2016b).

Wie aus Abbildung 1 ersichtlich, fallen in nur sechs der 28 Mitgliedstaaten, nämlich Deutschland, Frankreich, Großbritannien, Italien, Polen und Spanien, mehr als 10 Mio. Tonnen Siedlungsabfälle pro Jahr an. Die Menge der pro Einwohner (EW) produzierten Siedlungsabfälle ist EU-weit sehr unterschiedlich und reicht von 759 kg/EW in Dänemark (höchster Wert) bis 254 kg/EW in Rumänien (niedrigster Wert). In Österreich (565 kg/EW), Deutschland (618 kg/

EW) und Großbritannien (482 kg/EW) liegt der anfallende Siedlungsabfall pro Kopf über dem europäischen Durchschnitt (bei 475 kg/EW), in der Slowakei dagegen weit darunter (321 kg/EW) (Eurostat 2016b).

Unter Berücksichtigung der vier vorerwähnten Berechnungsverfahren zur Beobachtung der Zielvorgaben für Siedlungsabfälle in der EU können die Behandlungskategorien (d.h. „Recycling & Kompostierung“, „Verbrennung“ sowie „Deponierung“ und „Sonstige Behandlung“) gemäß der Abfallhierarchie (EU 2008) in der EU bewertet werden, siehe Abbildung 2.

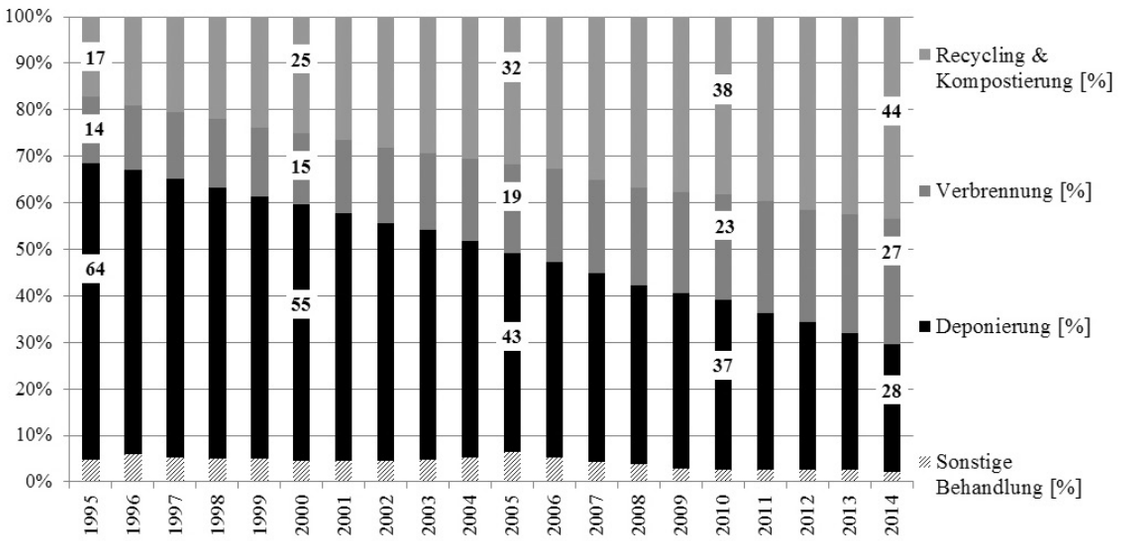


Abb. 2: Entwicklung der Behandlung von Siedlungsabfällen in den EU-Staaten von 1995 bis 2014 (Eurostat 2016b).

Laut Abbildung 2 hat sich die Behandlungsstrategie in der EU positiv entwickelt: von 64 % Deponierung im Jahr 1995 hin zu 28 % im Jahr 2014. Recycling & Kompostierung sowie Verbrennung (Anmerkung: da noch keine EU-weit eindeutige Einstufung vorliegt, wird nicht zwischen Verbrennung mit („R1“-Verfahren gemäß Anhang II der Richtlinie (EU 2008)) und ohne Energierückgewinnung („D10“-Verfahren gemäß Anhang I der Richtlinie (EU 2008)) unterschieden) haben sich analog von 17 % und 14 % im Jahr 1995 auf 44 % und 27 % im Jahr 2014 verbessert. Zweifellos hat sich die europäische Siedlungsabfallwirtschaft seit 1995 zu einem wichtigen Versorger von Sekundärrohstoffen und Energie entwickelt. Deshalb ging die Abnahme des Deponieanteils um 36 % (1995 – 2014) mit einer Zunahme des Recycling- & Kompostierungsanteils (um 27 %) und des Verbrennungsanteils (um 13 %) einher. Folglich wurden Recycling & Kompostierung und Verbrennung Hand in Hand vorangetrieben; sie zeigen ein markantes $^{2}/_{3}$ zu $^{1}/_{3}$-Verhältnis zueinander.

Weiterhin ergibt sich die Kategorie „Sonstige Behandlung“ als Differenz zwischen den insgesamt behandelten Mengen und des Abfallaufkommens. Sie widerspiegelt also die Auswirkungen von Import und Export, Gewichtsabnahme, doppelter Verbuchung der Sekundärabfälle (wie Deponierung und Recycling von Verbrennungsrückständen), Zwischenlagerung und Vorbehandlung insbesondere mechanisch-biologischer Art (MBA), etc. Abschließend ist anzumerken, dass MBA und Abfall(vor-)sortierung nicht direkt als „Behandlungskategorien“ anzusehen sind, weil diese Vorbehandlungsschritte noch eine nachgeschaltete Endbehandlungsanlage benötigen (Recycling-, Kompostierungs-, Verbrennungsanlage und/oder Deponie) (Eurostat 2016b).

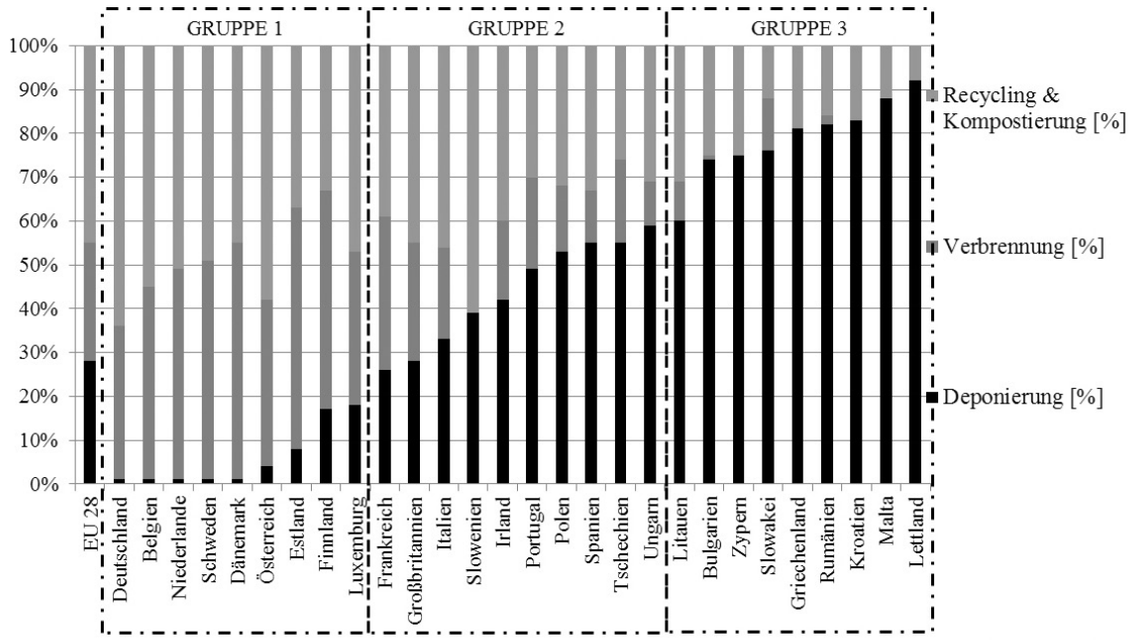


Abb. 3: Leistungsfähigkeit der Siedlungsabfallbehandlung der EU 28 und einzelner Mitgliedstaaten in %, Daten für 2014 (Anmerkung: Daten aus 2013 statt 2014 für Irland, Griechenland und Rumänien) (Eurostat 2016b).

Abbildung 3 zeigt die sehr unterschiedliche Leistungsfähigkeit der Siedlungsabfallbehandlung in den einzelnen Mitgliedstaaten auf. Einerseits gibt es Länder wie Deutschland, Belgien, Niederlande, Österreich, etc., die einen fast hundertprozentigen Anteil bei „Recycling & Kompostierung“ und „Verbrennung“ erreicht haben, andererseits hatten Länder wie Lettland, Malta, Kroatien, Rumänien und Griechenland 2014 noch einen Deponierungsanteil von über 80 %. Entsprechend können die Mitgliedstaaten nach ihrer Leistungsfähigkeit in drei Gruppen aufgeteilt werden, siehe Tabelle 1 und Tabelle 2.

Tab. 1: Einstufung der Mitgliedstaaten nach Leistungsfähigkeit der Siedlungsabfallbehandlung.

Gruppe Nr.	Staaten	Anteile Recycling & Kompostierung und Verbrennung	Anteil Deponierung
1. „Verwertungsländer“	Deutschland, Belgien, Niederlande, Schweden, Dänemark, Österreich, Estland, Finnland und Luxemburg	> 80 %	< 20 %
2. „Übergangsländer“	Frankreich, Großbritannien, Italien, Slowenien, Irland, Portugal, Polen, Spanien, Tschechien und Ungarn	80 – 40 %	20 – 60 %
3. „Deponierungsländer“	Litauen, Bulgarien, Zypern, Slowakei, Griechenland, Rumänien, Kroatien, Malta und Lettland	< 40 %	60 – 100 %

Tab. 2: Leistungsfähigkeit der Siedlungsabfallbehandlung in allen drei definierten Gruppen. (Daten für 2014; Quelle: Eurostat 2016b).

Gruppennummer	Aufkommen an Siedlungsabfällen		Recycling & Kompostierung		Verbrennung		Deponierung	
	[1.000 t/a]	[in %]	[1.000 t/a]	Anteil [%]	[1.000 t/a]	Anteil [%]	[1.000 t/a]	Anteil [%]
1. „Verwertungs-länder“	80.641	33,5	47.274	58,6	31.903	39,6	1.463	1,8
2. „Übergangs-länder“	140.387	58,3	55.830	39,8	32.877	23,4	51.679	36,8
3. „Deponierungs-länder“	19.924	8,3	3.765	18,9	457	2,3	15.702	78,8
Summe	240.952	100	106.870	44,4	65.237	27,0	68.845	28,6

Aus Tabelle 2 geht hervor, dass „Übergangsländer“ das größte Aufkommen an Siedlungsabfällen hatten: ungefähr 140 Mio. Tonnen oder ca. 60 % der gesamten Siedlungsabfälle der EU in 2014. „Verwertungsländer“ produzierten ungefähr 80 Mio. Tonnen und „Deponierungsländer“ ca. 20 Mio. Tonnen (also nicht einmal 10 %). Eine Betrachtung von Abbildung 3 alleine könnte zu der Annahme verleiten, dass „Deponierungsländer“ die schlechteste Leistungsfähigkeit der EU aufwiesen. Für diese alleinigen Anteile trifft das auch zu, weil die durchschnittliche Deponierung bei 78,8 % liegt. Sobald jedoch auch die deponierten Siedlungsabfallmengen in Betracht gezogen werden, stellt sich heraus, dass „Übergangsländer“ mehr als dreimal so viel deponieren. Somit wurden insgesamt 107 Mio. Tonnen Siedlungsabfälle recycelt & kompostiert, 65 Mio. Tonnen verbrannt, aber leider EU-weit auch noch 69 Mio. Tonnen deponiert. Der durchschnittliche Recycling- und Kompostierungsanteil liegt bei 60 % für „Verwertungsländer“, 40 % für „Übergangsländer“ und 20 % für „Deponierungsländer“.

1.2 Vorgeschlagene Entwicklung der Siedlungsabfallwirtschaft in der EU

Im Juli 2014 schlug die Europäische Kommission ein Richtlinienpaket für die Kreislaufwirtschaft vor. Dadurch soll die europäische Abfallwirtschaft zu einer stärkeren, nachhaltigeren und kreislauforientierten Wirtschaft bis 2030 weiterentwickelt werden. Der offizielle Name des Pakets lautete „Towards a circular economy: a zero waste programme for Europe” (EU 2014). 2014 wurde dieses Paket allerdings zurückgezogen und für 2015 ein neues Paketprogramm von der neuen Kommission angekündigt. Weitere Informationen dazu sind in Pomberger (2015) nachzulesen.

Am 2. Dezember 2015 schlug die neue Kommission unter Junckers Leitung ein ehrgeiziges neues Kreislaufwirtschaftspaket vor. Die empfohlenen Maßnahmen sollten zum „closing the loop“ bei der Produktlebensdauer durch mehr Recycling und Wiederverwendung beitragen und Vorteile für Umwelt und Wirtschaft bringen. Diese Pläne strebten nach größtmöglicher Gewinnung von Wert und Nutzen aller Rohstoffe, Produkte und Abfälle, der Förderung von Energieeinsparung und der Verringerung von Treibhausgasemissionen. Die neuen Vorschläge decken die gesamte Produktlebensdauer von Herstellung und Verbrauch über Abfall(be)wirtschaftung und den Markt für sekundäre Rohstoffe ab (EC 2015a).

Abfallwirtschaft spielt in der Kreislaufwirtschaft eine Hauptrolle: Sie bestimmt, wie die Abfallhierarchie der EU praktisch umgesetzt wird. Wie bereits erwähnt, stellt die Abfallhierarchie eine Prioritätenfolge für die Strategien zur Vermeidung, Vorbereitung zur Wiederverwendung, zum Recycling und zur energetischen Verwertung sowie Beseitigung durch Deponierung oder andere Verfahren dar. Dieses Prinzip soll Alternativen fördern, die das umweltverträglichste Ergebnis liefern. Zur sinnvollen Umsetzung sind die Zielvorgaben für die Abfallvermeidung im neuen Vorschlag mit konkreten Maßnahmen versehen, die Hindernisse dort beseitigen, wo sie entstehen, und die unterschiedlichen Situationen in den Mitgliedstaaten angehen (siehe Abbildung 3). Grundlegende Ziele/Aspekte des überarbeiteten Vorschlags zu Siedlungsabfällen lauten unter anderem wie folgt (EC 2015b):

- Anhebung der Zielvorgaben für die Vorbereitung zur Wiederverwendung und für das Recycling von Siedlungsabfällen auf 60 % bis 2025,
- Anhebung der Zielvorgaben für die Vorbereitung zur Wiederverwendung und für das Recycling von Siedlungsabfällen auf 65 % bis 2030,

- schrittweise Begrenzung der Deponierung von Siedlungsabfällen auf 10 % bis 2030 und
- Entwicklung von Qualitätsstandards für sekundäre Rohstoffe.

Als Teil des neuen Kreislaufwirtschaftspakets wurde der Vorschlag für eine Richtlinie des Europäischen Parlaments und des Rates zur Änderung der Richtlinie 2008/98/EG über Abfälle (EU 2008) veröffentlicht. (EC 2015b) In diesem Dokument wurde die Definition von „Siedlungsabfall“ erweitert und klarer definiert (EC 2015b):

„Siedlungsabfall:
- „gemischte Abfälle und getrennt gesammelte Abfälle aus Haushalten, einschließlich:
  - Papier und Karton, Glas, Metall, Kunststoff, Bioabfälle, Holz, Textilien, Elektro- und Elektronik-Altgeräte, Altbatterien und Altakkumulatoren,
  - Sperrgut, einschließlich Weißware, Matratzen und Möbel,
  - Gartenabfälle, einschließlich Laub und Rasenschnitt,
- gemischte Abfälle und getrennt gesammelte Abfälle aus anderen Quellen, die in Bezug auf Beschaffenheit, Zusammensetzung und Menge mit Hausmüll vergleichbar sind sowie
- Markt- und Straßenreinigungsabfälle, einschließlich Straßenkehricht, Inhalt von Abfallbehältern, Abfälle aus der Pflege von Parks und Gärten.

Siedlungsabfall umfasst weder Abfälle aus der Kanalisation und Kläranlagen, einschließlich Klärschlämme, noch Bau- und Abbruchabfälle“.

Außerdem wird folgender Punkt eingefügt, der für die Berechnung von Recyclingquoten wichtig ist (EC 2015b):

„17a. „abschließendes Recyclingverfahren“ das Recyclingverfahren, das beginnt, sobald keine weitere mechanische Trennung erforderlich ist und die Abfallmaterialien einem Produktionsprozess zugeführt und effektiv zu Produkten, Materialien oder Stoffen recycelt werden.“

In § 11 Abs. 2 (EU 2008) sind die Vorbereitung zu Wiederverwendung und Recycling der Siedlungsabfälle einschließlich der Anhebung auf mindestens 60 Gew.-% (2025) und 65 Gew.-% (2030) als neue Punkte (c) und (d) hinzugefügt. Dazu ist anzumerken, dass einigen Staaten fünf zusätzliche Jahre zum Erreichen der erwähnten Zielvorgaben für Siedlungsabfälle eingeräumt werden, und zwar Estland und sechs weiteren aus insgesamt neun Ländern - hier als „Deponierungsländer“ bezeichnet -, nämlich Griechenland, Kroatien, Lettland, Malta, Rumänien und der Slowakei. (EC 2015b)

Besonders wichtig ist die neue Berechnung der Erfüllung der Zielvorgaben (§ 11, Abs 2, neue Punkte (c) (60 % bis 2025) und (d) (65 % bis 2030)). Dafür, „ist das Gewicht der ‚recycelten‘ Siedlungsabfälle das Gewicht des dem abschließenden Recyclingverfahren zugeführten Abfalls (Input)”, d.h., es „kann als das Gewicht der ‚recycelten‘ Siedlungsabfälle das Gewicht des Outputs eines Abfalltrennungsvorgangs gemeldet werden, sofern:
- dieser Output einem abschließenden Recyclingverfahren zugeführt wird,
- das Gewicht der Materialien und Stoffe, die keinem abschließenden Recyclingverfahren zugeführt, sondern beseitigt oder energetisch verwertet werden, weniger als 10 % des als recycelt gemeldeten Gesamtgewichts ausmachen.“

Gesetzliche Anforderungen, insbesondere die EU-Richtlinien, sind wichtige Treiber für die weitere Entwicklung der europäischen Siedlungsabfallwirtschaft. Die Rahmenbedingungen sind genau festzulegen, damit sie in allen EU-Ländern umgesetzt werden müssen. Die neuen Zielvorgaben zu erreichen ist eine schwere Aufgabe für die EU-Länder, aber wie in Abbildungen 2 und 3 gezeigt, sind die Mitgliedstaaten bereits auf dem Weg zu einer nachhaltigen Entwicklung. Des Weiteren, eine noch schwierigere Aufgabe wird es sein, die Zielvorgaben zum Recycling von Siedlungsabfällen in den Hauptstädten der EU-Mitgliedstaaten zu erreichen.

Wie in der Studie über die unterschiedlichen Sammelsysteme in den 28 EU-Hauptstädten gezeigt (EC 2015c), wird die getrennte Sammlung einzelner Abfallfraktionen (Papier, Glas, Metall, Plastik und Biomüll) als Vorbedingung für hochwertiges Recycling und hohe Recyclingquoten gesehen. Ergebnisse der Studie zeigen für 2013 unter anderem, dass nur durchschnittlich 19 % der anfallenden Siedlungsabfälle in den EU-Hauptstädten getrennt gesammelt werden; mit

anderen Worten: mehr als 80 % enden noch immer im Restmüll, für den verschiedene Behandlungsverfahren wie Splitting, MBA, Verbrennung, Herstellung von Ersatzbrennstoffen (EBS), Deponierung, etc. eingesetzt werden. Die Behandlung gemischter Siedlungsabfälle wird u.a. von Lorber (2012), Lorber & Sarc (2014), Pomberger & Sarc (2014), Sarc & Lorber (2013), Sarc et al. (2014), Sarc (2015) und Sarc et al. (2015) ausführlich beschrieben.

2 MATERIALIEN UND METHODEN

Dieses Kapitel beschreibt die angewandten Materialien und Methoden.

2.1 Materialien

Die vorliegende Studie stützt sich auf Daten zu europäischen Siedlungsabfällen, die auf der Website von „Eurostat Umwelt und Energie → Umwelt → Abfälle → Siedlungsabfallstatistik“ veröffentlicht sind, vor allem auf die Datenbank „env_wasmun“ (Eurostat 2016b). Diese enthält Angaben zum Aufkommen von Siedlungsabfall und seiner Behandlung von 1995 bis 2014 für alle 28 Länder der Europäischen Union. Die verwendeten Daten sind tabellarisch verfügbar und enthalten folgende acht Angaben einschließlich zweier Einheiten, nämlich „Kilotonnen“ für das Gesamtaufkommen des angefallenen und behandelten Abfalls sowie „Kilogramm pro Einwohner“ für das einwohnerspezifische Aufkommen (Eurostat 2016b):

- „angefallene Siedlungsabfälle,
- gesamte Behandlung von Siedlungsabfall,
- Deponierung / Beseitigung (D 1 – D 7, D 12),
- Gesamte Verbrennung (einschließlich Energierückgewinnung),
- Verbrennung / Beseitigung (D 10),
- Verbrennung / Energierückgewinnung (R 1),
- Stoffliche Verwertung und
- Kompostierung und Vergärung.“

Für die Entwicklung der in dieser Studie angewandten Methoden wurden sechs relevante Parameter abgeleitet: „Mitgliedstaat“, „Jahr“, „Menge des Siedlungsabfalls“ sowie die Behandlungskategorien „Recycling & Kompostierung“, „Verbrennung“ und „Deponierung“.

2.2 Methoden

Dieses Kapitel behandelt die Entwicklung der angewandten Methode von der Geschichte des Ternärdiagramms bis zum computergestützten Modellieren und Lesen sowie die Anwendung für die dynamische Darstellung der Leistungsfähigkeit der europäischen Siedlungsabfallwirtschaft.

2.2.1 Geschichte der Ternärdiagrammmethode

Die Entwicklung und Anwendung der Ternärdiagrammmethode kann bis zur Mitte des 18. Jahrhunderts zurückverfolgt werden. Damals wurde es vom Astronomen, Mathematiker und Kartenzeichner Tobias Mayer eingesetzt, dessen Studien auf Isaac Newtons Farbexperimente mit Dreifarbenmischungen zurückgriffen. Mayer verwendete die Newtonschen Experimente zum Auftragen dreier Farben in einem gleichseitigen Dreieck. Später stellte Georg Christoph Lichtenberg zum ersten Mal die mathematische Definition eines Punkts im Dreieck auf. Ende des 19. Jahrhunderts wurde das Ternärdiagramm erstmals in der Physikalischen Chemie angewandt. Schließlich erschien es als „Gibbssches Dreieck“ bei der bildlichen Wiedergabe ternärer Mischungen. Die Ternärdiagrammmethode ist weit verbreitet in Chemie, Geologie, Mineralogie, Verfahrenstechnik, etc. (Howarth 1996).

2.2.2 Mathematische Grundlagen, computergestütztes Modellieren und Darstellung

Die mathematische Grundlage für das gleichseitige Dreieck ist Vivianis Satz, benannt nach dem italienischen Mathematiker Vincenzo Viviani. Sein Satz besagt, dass die Summe der Abstände von jedem innen gelegenen Punkt zu den Seiten eines gleichseitigen Dreiecks dessen Höhe ent-

spricht, siehe Gleichung 5.

$$a + b + c = h = 3r \quad (5)$$

Inzwischen gibt es einige computergestützte Hilfsmittel zum Modellieren und Darstellen von Ternärdiagrammen, je nach Anwendungsbereich (u.a. Graham & Midgley 2000, Graham 2006). Im vorliegenden Fall, für die Entwicklung der Ternärdiagrammmethode für die Darstellung der Leistungsfähigkeit der europäischen Siedlungsabfallwirtschaft, wurde das Standardprogramm MS-Excel benutzt. Obwohl das Ternärdiagramm nicht im Excel-Programm enthalten ist, ist das Modellieren und Darstellen der Ergebnisse mittels XY-Punktgrafik zusammen mit einem in einer Bilddatei enthaltenen gleichseitigen Dreieck möglich. Anhand der Daten und Anweisungen von Graham und Midgley (2000) und Graham (2006) und eigenen Berechnungen und Modellierungen entstand ein gebrauchsfertiges Ternärdiagramm für die Siedlungsabfallwirtschaft.

Zuerst müssen die Daten für alle drei Komponenten (A, B und C) in XY-Koordinaten umgewandelt werden. Dazu wird der Ausgangspunkt der XY-Koordinaten an der Ecke A angesetzt, die Länge der X-Achse entspricht der Linie AB und die Länge der Y-Achse der Linie BC, vgl. Abbildung 4 links. Nach diesem Ansatz wird der Punkt P_{xy} durch x = B und y = C definiert. Allerdings kann P_{xy} außerhalb des gleichseitigen Dreiecks (der Bilddatei) landen, siehe Abbildung 4 links.

Deshalb müssen im zweiten Schritt die Koordinaten von Pxy auf den Punkt P_{xy}' transformiert werden, siehe Abbildung 4 rechts. Darum wurden für die Berechnung von x' und y' die folgenden Gleichungen 6 und 7 benutzt.

$$y' = h = C * \cos(30\ °) \quad (6)$$

Wenn die Skalierung der Y-Achse durch den Faktor cos(30°) = √3/4 = 0,86 auf die Höhe des Dreiecks reduziert wird, dann gilt: y' = h = C. Dieser Ansatz erleichtert das Modellieren, weil der Y-Wert unmittelbar dem Wert für die Komponente C entspricht.

Für die grafische Darstellung in Excel muss die Komponente B nur mathematisch angepasst werden (vgl. Gleichung 7). Die Komponente C bleibt unverändert und Komponente A ist in der zweidimensionalen XY-Punktgrafik nicht erforderlich. Die Position der Komponente A im ternären System wird als Differenz der Gesamtsumme des Systems automatisch berechnet, d. h. A = 100 - B - C.

$$x' = B + C * \cos(60°) = B + C/2 \quad (7)$$

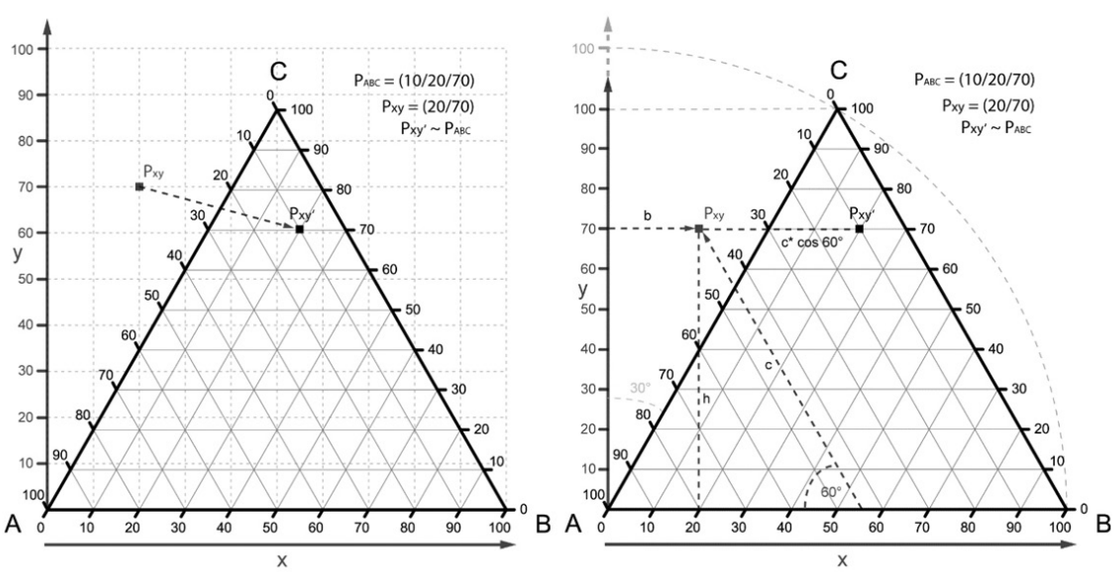


Abb. 4: XY-Punktgrafik in Kombination mit gleichseitigem Dreieck als Bilddatei. Lage des Punkts P_{xy} nach dem ersten Berechnungsschritt (links). Transformation von „P_{xy} " nach „P_{xy} '" im zweiten Schritt (rechts).

2.2.3 Ablesen / Interpretieren des Diagramms

Bei dem Ablesen / Interpretieren des Diagramms ist noch einmal darauf hinzuweisen, dass jeder Punkt im Dreieck auf ein anderes Verhältnis der drei Komponenten hinweist. Jeder Ecke entspricht eine Komponente, nämlich A, B und C in ihrer reinen Form (100 %). Einem Punkt direkt an der Dreieckskante entspricht ein Zwei-Komponenten-System ohne die Komponente in der gegenüberliegenden Ecke. Ein im Dreieck gelegener Punkt besteht aus allen drei Komponenten. Je näher ein Punkt an eine Ecke rückt, desto höher ist dieser Anteil in der Mischung. Es gibt verschiedene Auslegungsverfahren für das Ternärdiagramm. Für die Abfallwirtschaft besteht die beste Methode im Anlegen eines Rasters mit 10-%-Schritten im Dreieck, siehe Abbildung 5.

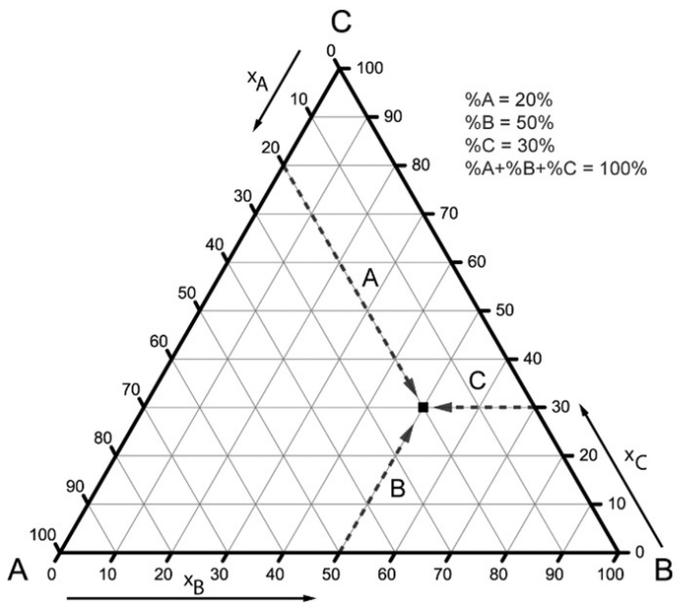


Abb. 5: Gleichseitiges Dreieck mit drei Komponenten: A, B und C und einem im Dreieck aufgetragenen Punkt. Anleitung zum Lesen des Diagramms: XA = 20 %, XB = 50 % und XC = 30 %.

2.2.4 Anwendung der computergestützten Ternärdiagrammmethode in der Abfallwirtschaft

Das Ternärdiagramm besteht aus drei Seiten, die für die drei Behandlungskategorien in der Siedlungsabfallwirtschaft stehen (vgl. Abbildung 2 und 3), nämlich:

- „A“ für „Deponierung“,
- „B“ für „Verbrennung“ und
- „C“ für „Recycling & Kompostierung“.

Die Skaleneinteilung des Grundrasters im Diagramm entspricht 10 %. Für jede Behandlungskategorie sind 9 Unterteilungen vorgesehen, die einer Leistungsfähigkeit von 10 - 90 % entsprechen. Die Dreieckskanten selbst entsprechen einer Leistungsfähigkeit von 0 bzw. 100 %.

Die Anwendung der computergestützten Ternärdiagrammmethode auf die Abfallwirtschaft kann auf drei Arten erfolgen:

- „Leistungspositionierung“: Anordnen von ein oder mehr Abfallwirtschaftseinheiten (Unternehmen, Stadt, Vereinigung (verschiedener Unternehmen, Gemeinden, Städte, Staaten, etc.), Provinzen, Staaten oder sogar der gesamten EU, etc.) hinsichtlich der Leistungsfähigkeit der Abfallwirtschaft zu einem gegebenen Zeitpunkt,
- „Leistungsdynamik“: Dynamische Darstellung der Entwicklung in der Abfallwirtschaft von einer oder mehrerer Abfallwirtschaftseinheiten über die Zeit durch Abfilmen von Einzelgrafiken (mit wenigen Bildern pro Sekunde, z.B in MS-PowerPoint) und
- „Leistungsentwicklung“: Darstellung der Leistungsentwicklung von einer oder mehrerer Abfallwirtschaftseinheiten über die Zeit als Kurve oder Linie.

Außerdem kann bei Bedarf die angefallene/behandelte Abfallmenge pro Abfallwirtschaftseinheit

auf zwei Arten betrachtet werden:

- der Durchmesser des Punkts kann entweder (durch ausgewählte Einstellungen in Microsoft Excel) die Summe der pro Zeiteinheit angefallenen/behandelten Abfälle darstellen oder
- die Einheit „Kilogramm pro Einwohner und Zeiteinheit“ (auch durch ausgewählte Einstellungen in Microsoft Excel).

3 ERGEBNISSE UND DISKUSSION

Im Folgenden werden ausgewählte Ergebnisse für verschiedene Abfallwirtschaftseinheiten vorgestellt. Die Einheiten sind einzelne EU-Mitgliedstaaten sowie die Gesamtheit der EU (Daten für alle 28 Mitgliedstaaten als Durchschnittswerte aller drei Behandlungskategorien).

3.1 Leistungspositionierung

Wie erwähnt, stellt Eurostat (2016a, 2016b) Daten zur Leistungsfähigkeit der europäischen Siedlungsabfallwirtschaft von 1995 bis 2014 zur Verfügung. In Abbildung 6 ist die Auswertung der Leistungsfähigkeit der Siedlungsabfallwirtschaft einzelner Mitgliedstaaten und der gesamten EU zu einem gegebenen Zeitpunkt, dem Jahr 1995, gegeben.

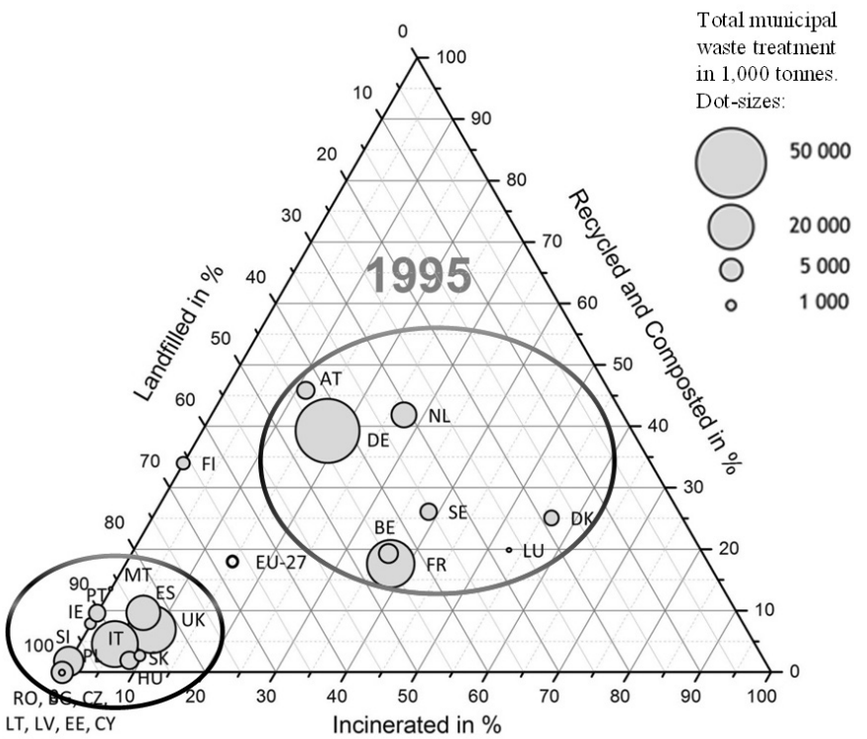


Abb. 6: Auswertung der Leistungsfähigkeit der Siedlungsabfallwirtschaft einzelner Mitgliedstaaten und der gesamten EU (EU 27), Ternärdiagramm für 1995, behandelte Siedlungsabfallmenge in Kilotonnen ist mittels unterschiedlichen Kreisdurchmessern berücksichtigt.

Wie aus Abbildung 6 hervorgeht, gab es 1995 nicht drei (vgl. Abbildung 3, Tabelle 1 und Tabelle 2), sondern nur zwei typische Ländergruppen, so weit es die Behandlung von Siedlungsabfall betrifft. Einerseits sind „Übergangsländer“ mit Verbrennungsquoten von 10 – 60 % (höherer Wert: Punkt weiter rechts gelegen) und Recycling- &-Kompostierungsquoten von 15 – 50 % (höhere Werte: Punkt weiter oben gelegen) eingetragen und andererseits „Deponierungsländer“ mit Deponierungsquoten von 80 – 100 % (höherer Wert: Punkt weiter links gelegen).

Wie bereits in Abbildung 3 gezeigt, wurden für 2014 drei Ländergruppen mit unterschiedlicher Behandlungsleistung von Siedlungsabfällen identifiziert, siehe Abbildung 7.

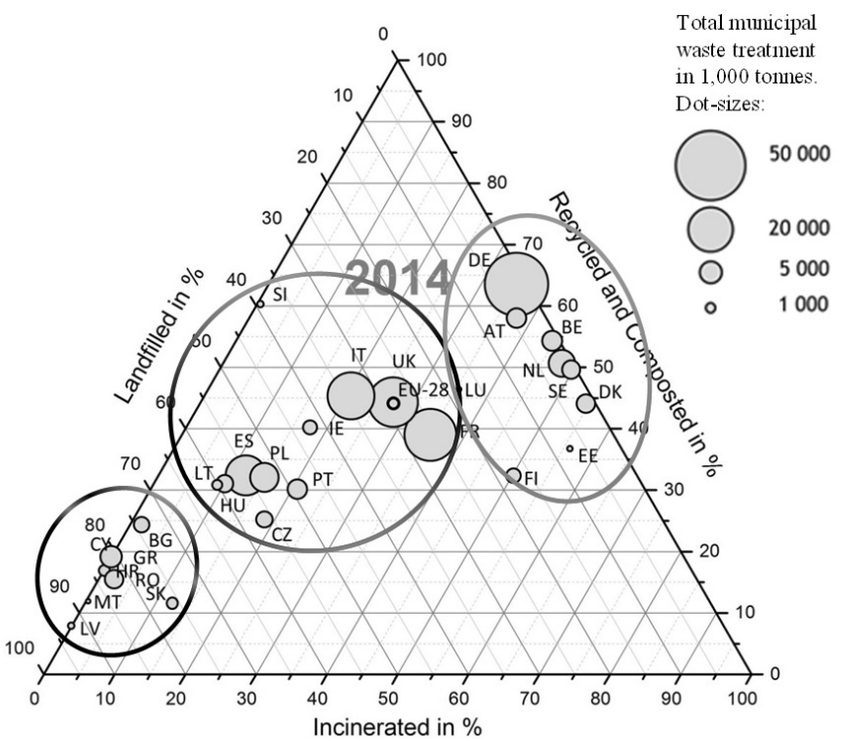


Abb. 7: Auswertung der Leistungsfähigkeit der Siedlungsabfallwirtschaft einzelner Mitgliedstaaten und der gesamten EU (EU 28), Ternärdiagramm für 2014, behandelte Siedlungsabfallmenge in Kilotonnen ist mittels unterschiedlichen Kreisdurchmessern berücksichtigt.

Wie aus Abbildung 7 ersichtlich, haben noch immer neun EU-Länder (die „Deponierungsländer“) eine durchschnittliche Deponierungsquote der Siedlungsabfälle von 79 % (vgl. Tabelle 2). Voranschreitende Länder wie GB, I, PL, ES, etc. haben sich von weitgehender Deponierung in 1995 (vgl. Abbildung 6) bis 2014 zu Recycling & Kompostierung sowie Verbrennung hinbewegt (vgl. Abbildung 7) und sind damit zu „Übergangsländern“ geworden. Im Zeitraum 1995 - 2014 hatte Frankreich eine fast unveränderte Verbrennungsquote, aber die Deponierungsquote wurde teilweise reduziert, während sich der Anteil an Recycling & Kompostierung vergrößerte. Trotz dieser positiven Entwicklung gehörte Frankreich 2014 noch zu den „Übergangsländern“. Österreich, Deutschland, Dänemark, die Niederlande, Schweden, Belgien und Luxemburg haben sich von „Übergangsländern“ im Jahr 1995 bis 2014 in „Verwertungsländer“ entwickelt. Die interessanteste Entwicklung zeigen die übrigen „Verwertungsländer“ Finnland und Estland. Finnland hat sich in der Abfallverbrennung stark entwickelt, deshalb nahm die Verbrennungsquote von 0 % (1995) auf ca. 50 % (2014) zu. Die finnische Recyclingquote von 2014 ist mit der von 1995 vergleichbar. Estland hat sich von > 80 % Deponierung, < 10 % Verbrennung und < 10 % Recycling & Kompostierung im Jahr 1995 zu weniger Deponierung, aber stärkerer Verwertung entwickelt: 8 % Deponierung gegen 55 % Verbrennung und 37 % Recycling & Kompostierung im Jahr 2014 (vgl. Abbildung 3 und Abbildung 7).

Schlussendlich zeigt ein Vergleich der Entwicklung in der Siedlungsabfallwirtschaft der EU im Zeitraum 1995 (Abbildung 6) bis 2014 (Abbildung 7) deutlich, dass ein klares Verhältnis von „60 – 65 : 40 – 35“ zwischen Recycling und Kompostierung und Verbrennung besteht. Das bestätigt, dass die Entwicklung beider Behandlungskategorien in der EU Hand in Hand ging.

Wie in Kapitel 1.2 beschrieben, enthält der neue Vorschlag des „Circular Economy Package“ (EC 2015a) auch ehrgeizige Recyclingquoten für Siedlungsabfälle bis 2025 (60 %) und 2030 (65 %). Neue Quoten sollten nach der neuen Berechnung(methode) ermittelt werden, die die Abfallmenge beim Eingang in den abschließenden Recyclingprozess berücksichtigt, statt, wie in der geltenden Richtlinie aus dem Jahr 2008 vorgesehen (EU 2008), den Input in eine Vorbehandlungs-Sortieranlage, die als Recycling berücksichtigt war, siehe Gleichungen 1-4. Dementsprechend ist zu erwarten, dass sich das Verhältnis „60 – 65 : 40 – 35“ ändern wird, wenn diese Tatsache in Betracht gezogen wird.

Abbildung 8 und 9 zeigen die Auswertung der Leistungsfähigkeit der Siedlungsabfallwirtschaft

für 1995 und 2014 unter der Berücksichtigung der behandelten Siedlungsabfallmenge in kg pro Einwohner.

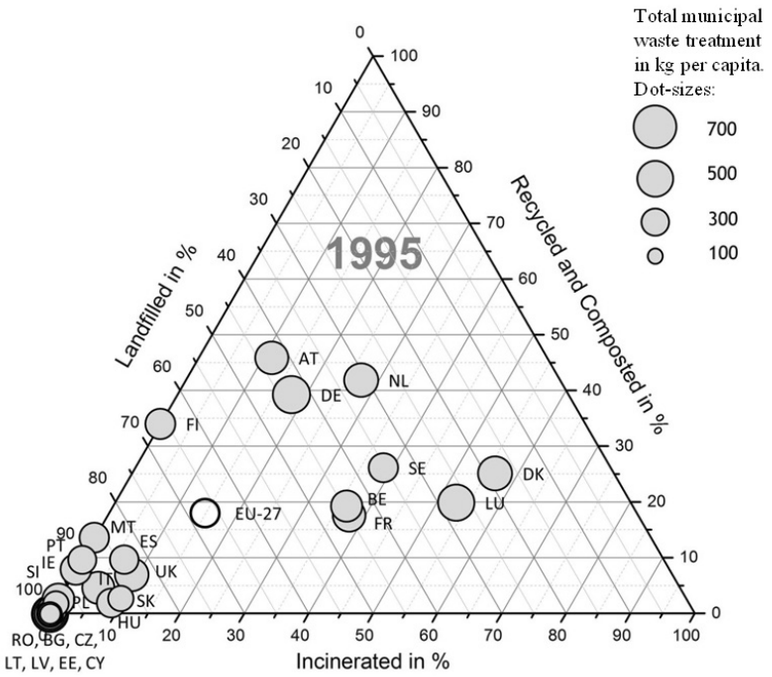


Abb. 8: Auswertung der Leistungsfähigkeit der Siedlungsabfallwirtschaft einzelner Mitgliedstaaten und der EU (EU 27), Ternärdiagramm für 1995, behandelte Siedlungsabfallmenge in kg pro Einwohner ist mittels unterschiedlichen Kreisdurchmessern berücksichtigt.

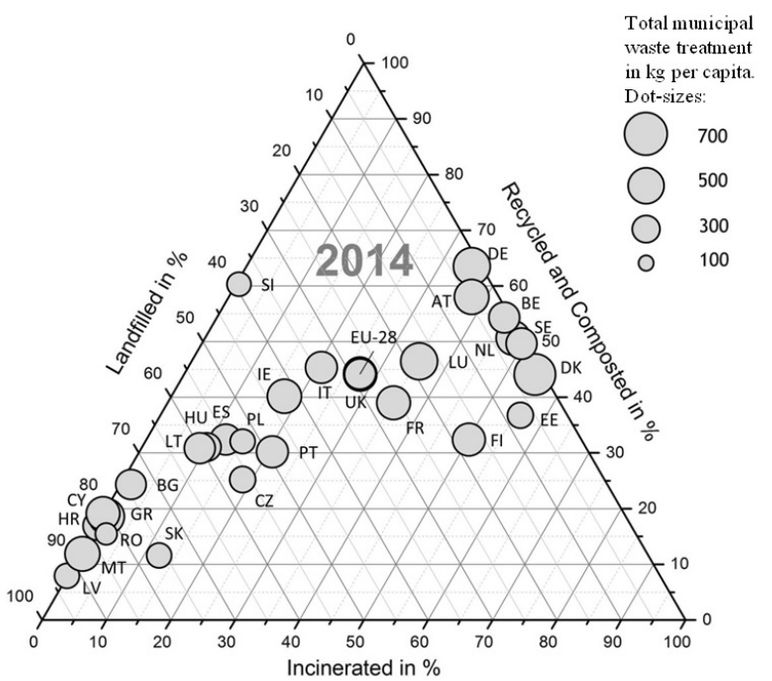
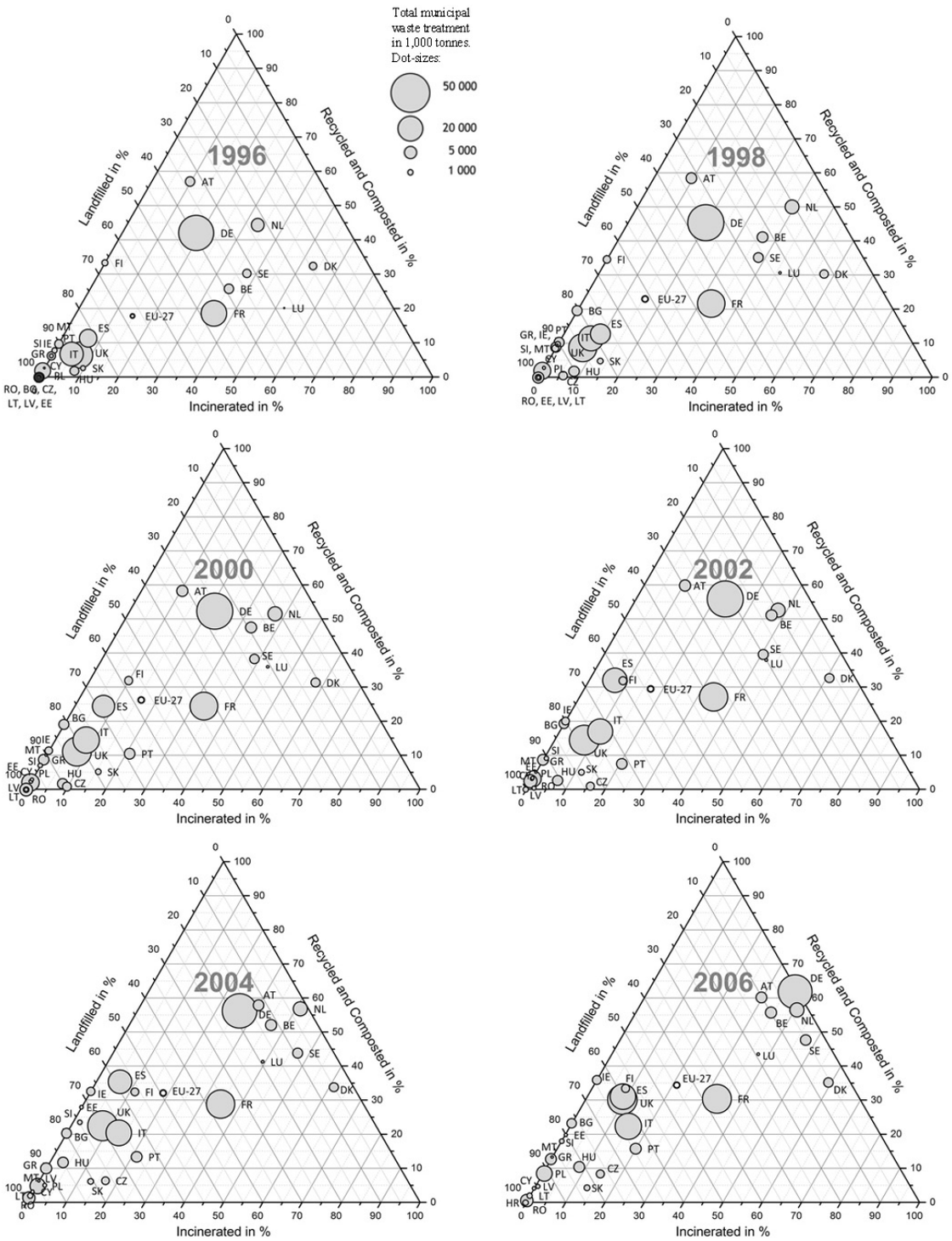


Abb. 9: Auswertung der Leistungsfähigkeit der Siedlungsabfallwirtschaft von einzelnen Mitgliedstaaten und der EU (EU 28), Ternärdiagramm für 2014, behandelte Siedlungsabfallmenge in kg pro Einwohner ist mittels unterschiedlichen Kreisdurchmessern berücksichtigt.

3.2 Leistungsdynamik

Zur besseren Darstellung der Leistungsdynamik verschiedener Abfallwirtschaftseinheiten können einzelne Diagramme in einen Kurzfilm animiert werden. Das erfordert das Darstellen grafischer Daten über die Zeit. Mit MS-PowerPoint und wenigen Bildern pro Sekunde ist das möglich. Da der Kurzfilm hier nicht vorgeführt werden kann, sind nur ausgewählte Daten wiedergegeben (10 Diagramme: von 1996 bis 2013; weitere Daten für 1995 sind in Abbildung 6 und für 2014 in Abbildung 7 enthalten), die eine dynamische Darstellung der Leistungsfähigkeit der europäischen Siedlungsabfallwirtschaft benötigt, siehe Abbildung 10.



Die Fortsetzung der Abbildung 10 finden Sie auf der nächsten Seite.

Fortsetzung Abbildung 10.

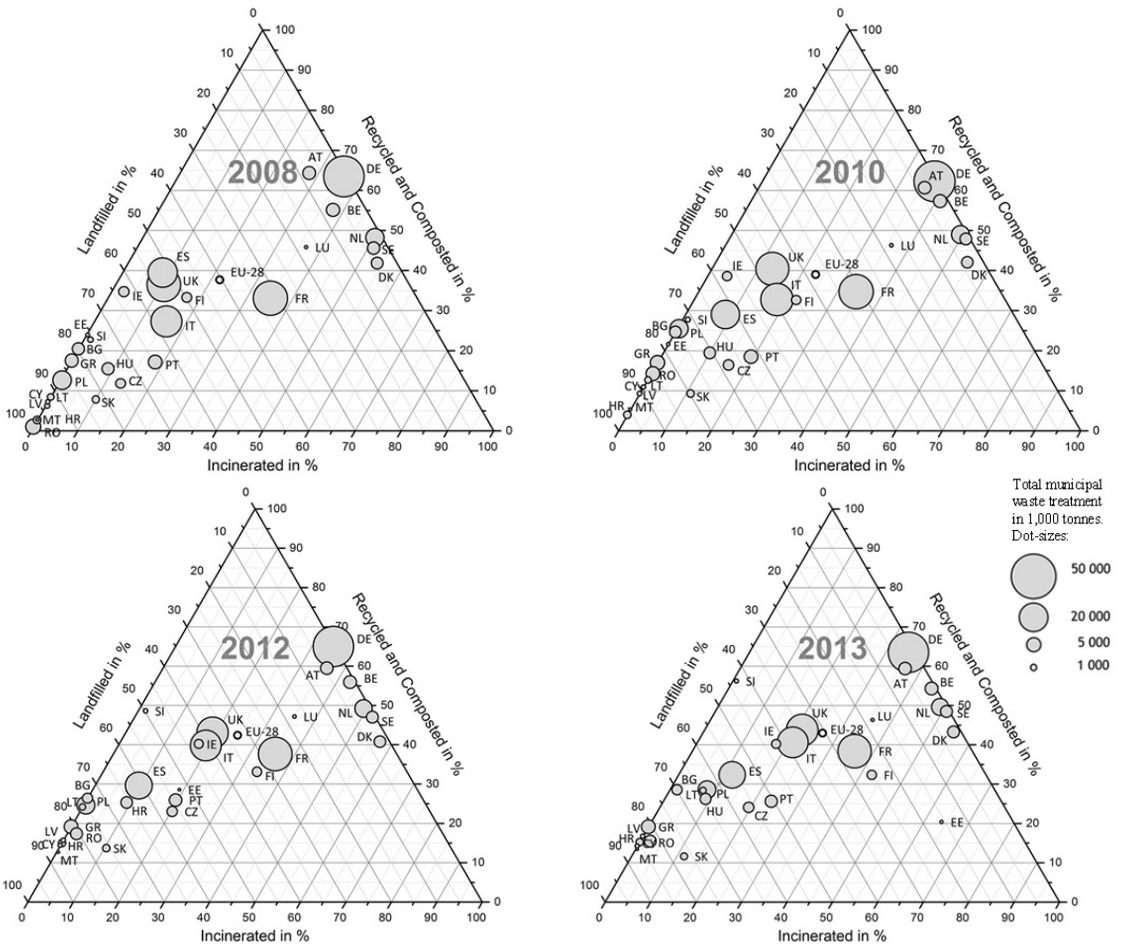


Abb. 10: Datensatz zur dynamischen Darstellung der Leistungsfähigkeit der Siedlungsabfallwirtschaft einzelner Mitgliedstaaten und der EU 28, Daten für den Zeitraum 1996 - 2013 als Ternärdiagramm, behandelte Siedlungsabfallmenge in Kilotonnen ist mittels unterschiedlichen Kreisdurchmessern berücksichtigt.

3.3 Leistungsentwicklung

Wie in Kapitel 3.1 und 3.2 beschrieben, kann die Entwicklung der Abfallwirtschaft verschiedener Einheiten (eines Landes oder der EU) für einen konkreten Zeitraum oder ein Jahr dargestellt werden. Mit diesen Einzeldaten für eine oder mehrere Abfallwirtschaftseinheiten im selben Ternärdiagramm ist es möglich, die Entwicklung als „Einheitenkurve“ oder „Einheitenlinie“ abzubilden. Um die Einzeldaten im Diagramm besser lesbar zu machen, sollten die angefallenen/behandelten Abfallmengen nicht (durch unterschiedliche Kreisdurchmessern) sichtbar gemacht werden. Anschließend ist die Entwicklung der Abfallwirtschaft für die „Verwertungsländer“ Österreich und Deutschland (vgl. Abbildung 11), das „Übergangsland“ Großbritannien (vgl. Abbildung 12), das „Deponierungsland“ Slowakei (vgl. Abbildung 12) und die gesamte EU (vgl. Abbildung 13) gegeben.

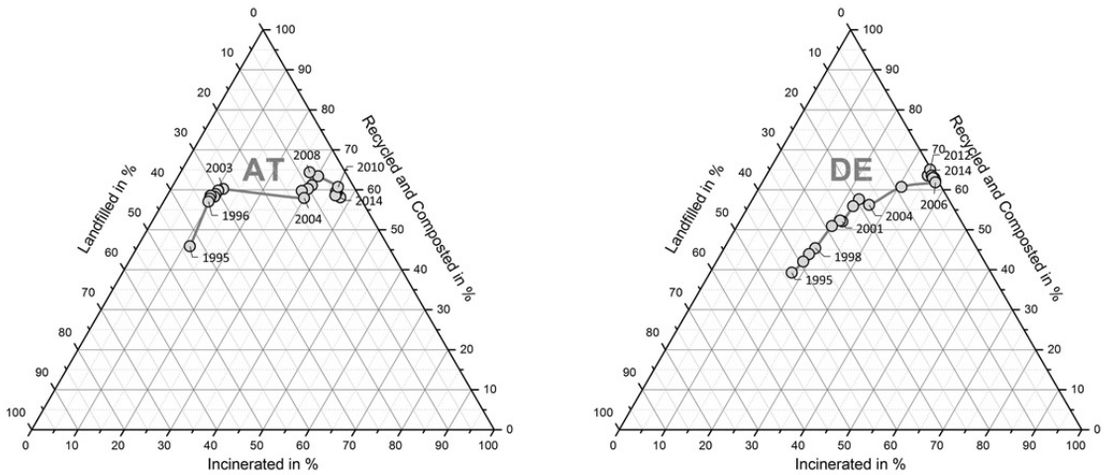


Abb. 11: Darstellung der österreichischen (links) und der deutschen (rechts) Leistungsentwicklung der Siedlungsabfallwirtschaft, Datenkurve für den Zeitraum 1995 - 2014.

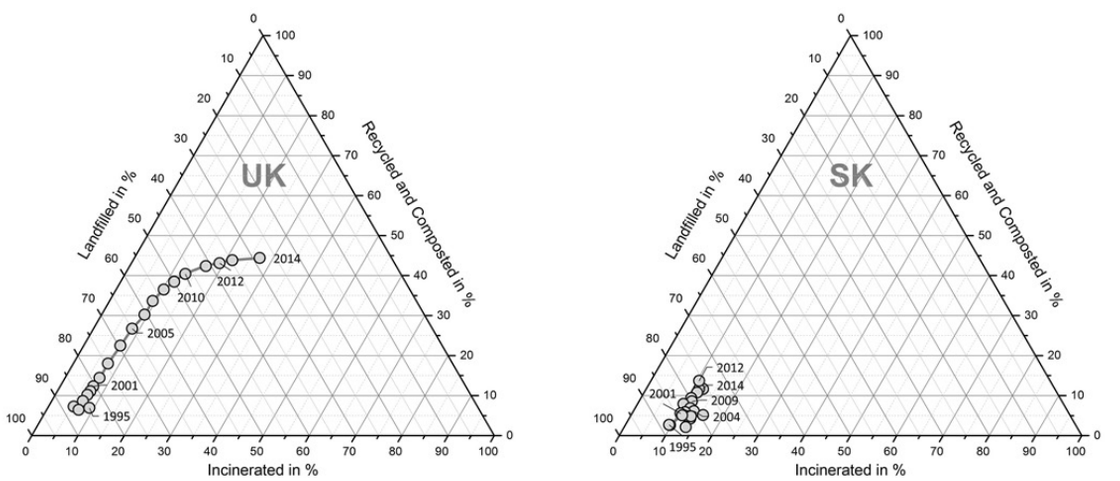


Abb. 12: Darstellung der britischen (links) und der slowakischen (rechts) Leistungsentwicklung der Siedlungsabfallwirtschaft, Datenkurve für den Zeitraum 1995 - 2014.

Abbildung 11 und 12 zeigen völlig unterschiedliche Entwicklungskurven/-linien für die vorgestellten Länder. „Verwertungsländer“ wie Österreich und Deutschland hatten 1995 eine ziemlich gute Ausgangsposition und entwickelten sich auf nachhaltige Weise, ihre Abfallwirtschaft wurde zu wichtigen Versorgern von sekundären Ressourcen und Energiestoffen. Trotz relativ ähnlicher Abfallwirtschaftsstrategien in Österreich und Deutschland zeigt die österreichische Kurve/Linie einen abweichenden Verlauf. Der Hauptgrund ist die Größe des Landes. Je kleiner ein Land ist und je rigoroser die Vorschriften angewandt (z.B. das Deponierungsverbot für unbehandelte Siedlungsabfälle, das 2004 in Österreich und 2005 in Deutschland eingeführt wurde (Lorber u.a. 2011)) oder konkretere Einzelmaßnahmen wie die Erweiterung der getrennten Sammlung (1995 in Österreich) oder die Inbetriebnahme der großen Abfallaufbereitungsanlagen (MBA und / oder Verbrennungsanlagen in Österreich 2004 und Deutschland 2005) umgesetzt werden, umso größer ist der Entwicklungssprung, vgl. Abbildung 11. Ein Vergleich der Recycling- und Kompostierungsquote zeigt lediglich, dass diese 2014 für Österreich mehr oder weniger auf demselben Niveau blieb wie im Zeitraum 1996 – 1998, während sie in Deutschland stetig angestiegen ist, von 40 % (1995) auf über 60 % (2014).

Die Entwicklungskurve/-linie für Großbritannien (vgl. Abbildung 12) zeigt vor allem einen Anstieg der Recycling- und Kompostierungsquote im Zeitraum 1995 – 2010, wohingegen dieser Anstieg 2010 – 2014 schwächer wurde, während die Verbrennungsquote anstieg. Dieser Wechsel hat in erster Linie drei Gründe: die Erweiterung der getrennten Sammlung für recyclierbare Ab-

fälle, die Einführung und der jährliche Anstieg der Deponiesteuer (> 80 £/t Abfall von April 2014 bis mindestens 2020 (GB 2016)) und die Zunahme der (vorbehandelten) Siedlungsabfälle, die Großbritannien zur Verbrennung in andere EU-Staaten exportiert (Eurostat 2016a).

Die Entwicklungskurve/-linie für die Slowakei zeigt deutlich, warum sie noch den „Deponierungsländern“ angehört. Neben der Einführung der getrennten Sammlung für bestimmte Fraktionen (aber nicht im ausreichenden Ausmaß!) muss die Slowakei für die nachhaltige Weiterentwicklung ihrer Kreislaufwirtschaft noch die europäischen Abfallwirtschaftsmaßnahmen umsetzen (u. a. Erweiterung der getrennten Sammlung recyclierbarer Stoffe, Aufbau der eigenen oder (verstärkte) Nutzung der in benachbarten Ländern befindlichen Abfallsortierungsanlagen, MBA-Anlagen, Verbrennungsanlagen, etc.).

Abbildung 13 zeigt die Leistungsentwicklung der europäischen Siedlungsabfallwirtschaft, die in Abbildung 2 in Form eines herkömmlichen Diagramms dargestellt war.

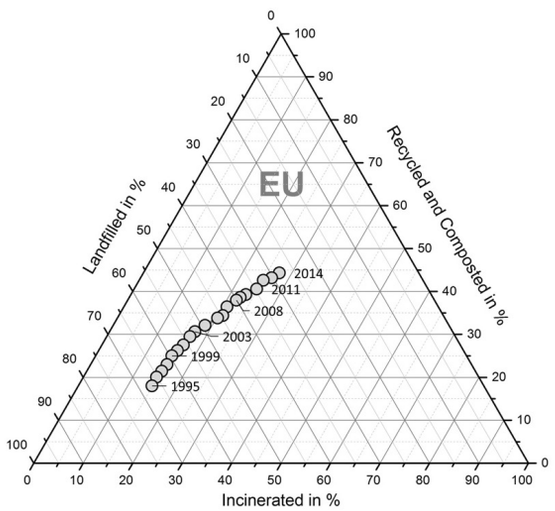


Abb. 13: Darstellung der EU-weiten Leistungsentwicklung der Siedlungsabfallwirtschaft, Datenkurve für den Zeitraum 1995 - 2014 im Ternärdiagramm.

Aus Abbildung 13 ist ersichtlich, dass die Siedlungsabfallwirtschaft der EU kontinuierlich zum nachhaltigen Ressourcen- (optimale Recycling- und Kompostierungsquote) und Energiemanagement (angemessene Verbrennungsquote) hin entwickelt wurde. Die Deponierung unbehandelter Siedlungsabfälle ist obsolet und muss in Europa weiter reduziert werden (wissenschaftlich gesehen, sogar völlig beendet werden). Die Tendenz zeigt, dass sich die EU in die richtige Richtung entwickelt.

Basierend auf den verfügbaren Daten (1995 – 2014) zeigt Abbildung 14 die statistische Prognose der künftigen Leistungsentwicklung der Siedlungsabfallwirtschaft in der EU. Außerdem wird die Änderung der Entwicklung im Vergleich zur statistischen Prognose dargestellt, die das vorgeschlagene „Circular Economy Package“ erfordert (EC 2015a, 2015b). Fairerweise ist anzumerken, dass Abfälle, die einem abschließenden Recyclingprozess zugeführt werden, in die ehrgeizigen Zielvorgaben für 2025 und 2030 (EC 2015a) zum Thema Recycling eingerechnet werden müssen (EC 2015b), weshalb die gültigen Quoten für 2020 (EU 2008) mit diesen Werten nicht direkt vergleichbar sind. Erste Studien, die sich auf verfügbare Daten für Deutschland und das Jahr 2013 (Eurostat 2016b) stützen, aber die neue Berechnungsmethode (EC 2015b) anwenden, sind von Obermeier et al. (2016) durchgeführt worden.

Obermeier et al. (2016) berichteten, dass die deutsche Recyclingquote für 2013 bei 64 Gew.-% der gesamten Siedlungsabfälle lag. Diese Leistungsfähigkeit mag die Vorgaben der EU-Richtlinie nominell überschreiten (EU 2008), aber in Wirklichkeit kehren jedoch weitaus weniger sekundäre Rohstoffe in den Wirtschaftskreislauf zurück. Dem ordnet das Statistische Bundesamt reale Verwertungsprozesse zu, die unter dem Oberbegriff „Behandlung und Stoffliche Verwertung“ als R2 bis R13 – Verfahren gezählt werden. Der Gesamtinput in diese Anlagen und Prozesse wird mit dem Gesamtaufkommen der Siedlungsabfälle verglichen, so entstand die angegebene Recyclingquote von 64 % für 2013. Wird aber die neue Berechnungsmethode gemäß dem „Circular Economy Package“ 2015 (EC 2015b) angewandt, so zeigt sich, dass Deutschland 2013

eine erheblich niedrigere Recyclingquote bei Siedlungsabfällen erreichte, die nur bei 40 % (Version 1: ohne biologische Behandlungsprozesse) bzw. 50 % (Version 2: mit biologischen Behandlungsprozessen) im Gegensatz zu jenen 64 % lag, die das Statistische Bundesamt aus dem Input in die R2-R13-Prozesse ermittelte. Folglich wird sogar das bereits hohe Qualitätsniveau der Siedlungsabfallwirtschaft in Deutschland (als „Verwertungsland“) weiter verbessert werden müssen, um neue Zielvorgaben beim Recycling zu erreichen.

Offensichtlich müssen alle „Verwertungsländer“ ihre Siedlungsabfallwirtschaft in absehbarer Zeit verbessern. Die Entwicklung der „Übergangsländer“ und des EU-Durchschnitts fällt ziemlich ähnlich aus, da sie 2014 in einer vergleichbaren Lage waren. Die „Deponierungsländer“ müssen bei den Zielvorgaben besonders berücksichtigt werden, weil ihre Entwicklungswege die schwierigsten in der EU sind, siehe Abbildung 14.

Abschließend ist zu betonen, dass in der Siedlungsabfallwirtschaft die wirtschaftlichen Aspekte, insbesondere die Kosten, meist nicht vom (internationalen) Marktwert sekundärer Rohstoffe zur Gänze gedeckt werden. Deshalb besteht eine Diskrepanz zwischen wirtschaftlichem und ökologischem Optimum (u.a. wegen der Zielvorgabe für Recycling), die von „irgendjemandem“ finanziell ausgeglichen werden muss. (Bunge 2016)

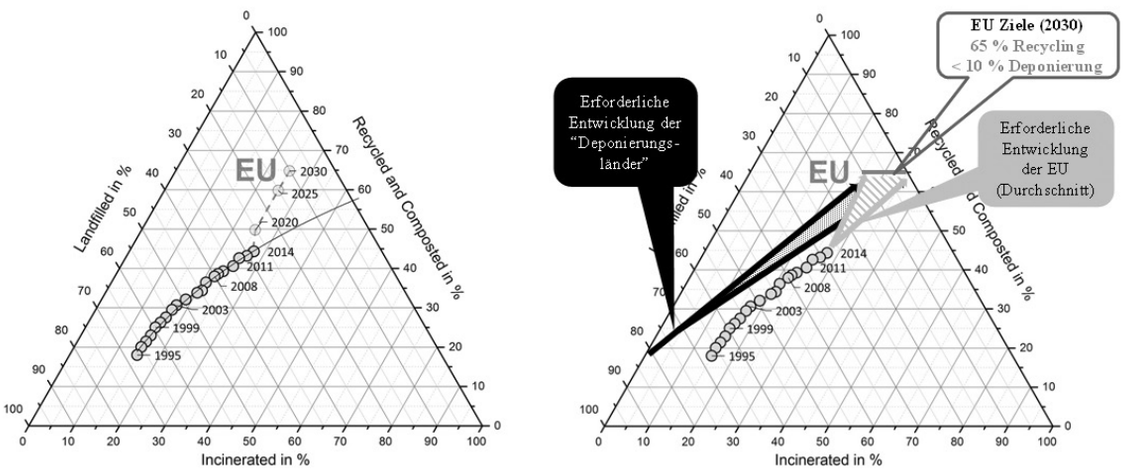


Abb. 14: Links: statistische Prognose der künftigen Leistungsfähigkeit in der EU basierend auf den Stammdaten (durchgezogene Linie) und benötigte Änderung (punktierte Linie) der Leistungsfähigkeit gemäß Anforderungen des vorgeschlagenen „Circular Economy Package“ (EC 2015a, 2015b). Rechts: Entwicklungsbereich der „Deponierungsländer“ und des EU-Durchschnitts zur Erfüllung der Zielvorgaben des vorgeschlagenen Pakets 2015.

4 SCHLUSSFOLGERUNGEN

Die derzeitigen Rahmenbedingungen für eine nachhaltige Entwicklung der europäischen Siedlungsabfallwirtschaft bis zum Jahr 2020 werden von der Abfallrahmenrichtlinie 2008/98/EG vorgegeben. In der EU 28 fallen pro Jahr ca. 240 Mio. Tonnen Siedlungsabfälle an. Während 2005 noch 17 % recycelt und kompostiert, 14 % verbrannt und 64 % deponiert wurden, wurden 2014 bereits 71 % verwertet und nur 28 % deponiert. Die Entwicklung der europäischen Siedlungsabfallwirtschaft erweist sich als dynamisch. Hinsichtlich der Entwicklung der einzelnen Länder gibt es ein „Europa der unterschiedlichen Geschwindigkeiten“. Die Mitgliedstaaten der EU 28 können nach der Leistungsfähigkeit der deren Siedlungsabfallwirtschaft in drei Ländergruppen aufgeteilt werden: in „Verwertungsländer“, „Übergangsländer“ und „Deponierungsländer“. Die Auswertung aller drei Ländergruppen zeigt, dass die weitere Entwicklung der Siedlungsabfallwirtschaft stark von den „größeren Ländern“ beeinflusst wird, die derzeit zu den „Übergangsländern“ gehören, weniger aber von den kleineren aus der Deponierungsgruppe. Werden nur die ermittelten Quoten berücksichtigt, schneiden die „Deponierungsländer“ am schlechtesten ab, sobald aber auch die anfallende Abfallmenge in Betracht gezogen wird, deponieren die „Übergangsländer“ noch immer (ohne Vorbehandlung!) über 50 Mio. t/a. Die vorgeschlagene Weiterentwicklung der Siedlungsabfallwirtschaft in der EU hin zur „Kreislaufwirtschaft“ mit höheren

Zielvorgaben beim Recycling für 2025 (60 %) und 2030 (65 %) kann als (Weiter-)Entwicklungsmotor und Innovationstreiber bezeichnet werden, doch es bleibt kritisch anzumerken, dass mit neuen technischen, wirtschaftlichen und ökologischen Herausforderungen zu rechnen ist. Vor allem die neue vorgeschlagene Berechnungsmethode zur Bewertung der Erfüllung der Zielvor-gaben und ihr Einfluss auf die derzeit berechneten und gemeldeten Quoten bedürfen einer weiteren/detaillierteren Untersuchung. Erste Anwendungsbeispiele zeigen einen starken Einfluss, z. B. eine Verringerung der berechneten Recyclingquote von 64 % auf 40 - 50 % für Deutschland im Jahr 2013. Außerdem muss eine Finanzierungslücke zwischen wirtschaftlichem und ökologischem Optimum berücksichtigt werden, die jemand schließen muss.

Die hier verwendete und ausführlich beschriebene Ternärdiagrammmethode enthält drei Darstellungsarten der Leistungsfähigkeit der Siedlungsabfallwirtschaft:

- „Leistungspositionierung“ der Abfallwirtschaftseinheiten zu einem gegebenen Zeitpunkt;
- „Leistungsdynamik“ über einen bestimmten Zeitabschnitt und;
- „Leistungsentwicklung“ als Kurve(n) / Linien.

Außerdem ermöglicht die statistische Prognose ein besseres Verständnis der Zusammenhänge und potenzieller zukünftiger Entwicklungen. Einer der wichtigsten Zusammenhänge, den die Methode nachweist, ist die EU-weite eng verknüpfte Entwicklung der Recycling- und Kompostierungsrate (60 - 65 %) und der Verbrennungsrate (40 - 35 %) im Laufe der letzten 20 Jahre. Aus 1000 kg deponierter Siedlungsabfälle wurden letztlich 600 - 650 kg recycelte & kompostierte sowie 350 - 400 kg verbrannte Abfälle.

Die weitere Anwendung der Ternärdiagrammmethode (dynamische Darstellung aller 28 EU-Länder, europäischer Städte und Gebiete sowie des Einflusses der Abfallwirtschaftsmaßnahmen (wie die Erweiterung der getrennten Sammlung, Deponierungssteuern, Deponierungsverbote, etc.) auf die Entwicklung der Siedlungsabfallwirtschaft) ist in Vorbereitung. Dynamische Darstellungen mittels der Ternärdiagrammmethode ermöglichen das Erfassen von Entwicklungswegen und ein besseres Verständnis dieser Entwicklungen. Bei Abweichungen zwischen tatsächlichen und geplanten Entwicklungen und Ergebnissen können Entscheidungsträger außerdem rechtzeitig gezielte Maßnahmen beschließen.

Abschließend schlagen die Autoren für die beschriebene Anwendung der Ternärdiagrammmethode in der dynamischen Darstellung der Leistungsfähigkeit der Abfallwirtschaft die Bezeichnung „RVD-Ternärdiagramm“ vor (abgeleitet aus den Behandlungskategorien: Recycling & Kompostierung, Verbrennung und Deponierung).

5 INTERESSENSKONFLIKT

Die Autoren bestätigen, dass kein Interessenskonflikt vorliegt und diese Studie von keiner Organisation gefördert worden ist.

6 DANKSAGUNGEN

Die Autoren danken ihren Studenten Mag. Nicole Fuchs und DI Markus Stöllner, die sie bei der Datenvorbereitung, den Berechnungen und den Abbildungen aktiv unterstützt haben.

LITERATUR

Bartl, A. (2014) Moving from recycling to waste prevention: A review of barriers and enables. In: *Waste Management & Research*, Vol. 32 (9) S. 3–18. DOI: 10.1177/0734242X14541986.

Bunge, R. (2016) Eine vollständige Wiederverwertung stößt auf ökonomische und ökologische Grenzen. In: *ReSource* (Hrsg. Reiser, B.), Band 2, 2016.

European Union (EU) (2008). *Directive 2008/98/EC of the European Parliament and of the Council of 19. November 2008 on waste and repealing certain Directives.* Brüssel, Belgien.

European Union (EU) (2011) *Commission decision of 18 November 2011 establishing rules and calculation methods for verifying compliance with the targets set in Article 11(2) of Directive 2008/98/EC of the European Parliament and of the Council (2011/753/EU).* Brüssel, Belgien.

Eurostat (2016a) European Commission – Eurostat. Abrufbar von: <http://ec.europa.eu/eurostat/web/environment/waste/main-tables>.
Eurostat (2016b) European Commission – Eurostat. < http://ec.europa.eu/eurostat/statistics-explained/index.php/Municipal_waste_statistics>.
European Commission (EC) (2014) *Communication from the Commission to the European Parliament, the Council, the European economic and social committee and the committee of the regions: Towards a circular economy: A zero waste programme for Europe.* 2.7.2014, Brüssel, Belgien.
European Commission (EC) (2015a) *Closing the loop: Commission adopts ambitious new Circular Economy Package to boost competitiveness, create jobs and generate sustainable growth*. Abrufbar von: <http://europa.eu/rapid/press-release_IP-15-6203_en.htm>.
European Commission (EC) (2015b) *Proposal for a Directive of the European Parliament and of the Council amending Directive 2008/98/EC on waste.* Brüssel, Belgien.
European Commission (EC) (2015c) *Assessment of separate collection schemes in the 28 capitals of the EU.* Final Report, reference: 070201/ENV/2014/691401/SFRA/A2. EC-DG ENV, 13. November 2015, Brüssel, Belgien.
Graham, D.J. & Midgley, N.G. (2000) Technical Communication – Graphical Representation of particle shape using triangular diagrams: an excel spreadsheet method. In: *Earth Surface Processes and Landforms 25*, 1473-1477. John Wiley & Sons, Ltd. Abrufbar von: <http://www.lboro.ac.uk/microsites/research/phys-geog/tri-plot/index.html>.
Graham, D. (2006) *Tri-plot: An Excel spreadsheet for the preparation of triangular (ternary) diagrams for particle shape and tri-variate data.* Documentation Version 1.-4. October 2006. Loughborough University, UK. Abrufbar von: <http://www.davidgraham.org.uk>.
Howarth, R. (1996) Sources for a history of the ternary diagram. In: *The British Journal for the History of Science* 29, Nr. 03.
Lorber, K.E., Sarc, R. & Pomberger, R. (2011) Herstellung und Einsatz von Ersatzbrennstoffen (EBS) in Österreich. In. *Waste-to-Resources* 2011, 4. Internationale Tagung MBA und Sortieranlagen Kühle-Weidemeier (ed.), Cuvillier Verlag Göttingen, Deutschland.
Lorber, K.E., Sarc, R. & Aldrian, A. (2012) Design and quality assurance for solid recovered fuel. In: *Waste Management & Research* 30 (4). DOI: 10.1177/0734242X12440484.
Lorber, K.E. & Sarc, R. (2014) Recovery of Heat, Power and Secondary Materials by Incineration of Mixed Municipal Solid Waste (MSW). In: *Proceedings of the 5th international conference on Environmental Technology and Knowledge Transfer* (Hrsg. Nelles, M. et al.). Hefei, P.R. China, May 15-16, 2014. ISBN: 978-3-86009-411-2.
Obermeier, T., Gosten, A. & Klett, W. (2016) Quotenzauber – Neue Berechnungsgrundlage als Herausforderungen für die deutsche Kreislaufwirtschaft. *Deutsche Gesellschaft für Abfallwirtschaft e.V.* – DGAW. 29.1.2016, Berlin, Deutschland.
Pomberger, R. & Sarc, R. (2014) Use of Solid Recovered Fuels in the Cement Industry. In: Thomé-Kozmiensky, K. & Thiel, S. (Hrsg.): *Waste Management,* Band 4. Waste-to-Energy. Neuruppin, Deutschland: TK Verlag Karl Thomé-Kozmiensky, 2014. ISBN: 978-3-944310-15-2.
Pomberger, R. (2015) Die Zero Waste Initiative der EU – Motor oder Irrweg?. In: Thomé-Kozmiensky, K. & Goldmann, D. (Hrsg.): *Recycling und Rohstoffe,* Band 8. Neuruppin: TK Verlag Karl Thomé-Kozmiensky, 2015. ISBN: 978-3-944310-20-6.
Sarc, R. & Lorber, K.E. (2013) Production, quality and quality assurance of Refuse Derived Fuels (RDFs). In: *Waste Management* 33 (2013). ISSN: 0956-053X.
Sarc, R., Lorber, K.E., Pomberger, R., Rogetzer, M. & Sipple, E.M. (2014). Design, Quality and Quality Assurance of Solid Recovered Fuels (SRF) for the Substitution of Fossil Feedstock in the Cement Industry. In: *Waste Management & Research* 32 (7). DOI: 10.1177/0734242X14536462.
Sarc, R. (2015) *Herstellung, Qualität und Qualitätssicherung von Ersatzbrennstoffen zur Erreichung der 100%-igen thermischen Substitution in der Zementindustrie.* Dissertation an der Montanuniversitaet Leoben, Österreich.
Sarc, R., Lorber, K.E. & Pomberger, R. (2015) Production of Solid Recovered Fuels (SRF) in the ThermoTeam Plant in Retznei, Austria – Experience, Quality and Quality Assurance of SRF. In: Thomé-Kozmiensky, K., Thiel, S. (Hrsg.): *Waste Management,* Band 5. Waste-to-Energy. Neuruppin: TK Verlag Karl Thomé-Kozmiensky, 2015. ISBN: 978-3-944310-22-0.
UK Government (UK) (2016) *Landfill Tax: increase in rates.* Abrufbar von: <https://www.gov.uk/government/publications/landfill-tax-increase-in-Anteils/landfill-tax-increase-in-Anteils>.

Zero{}
Waste
bedeutet:

VOR-
DENKEN.
NACH-
DENKEN.
UM-
DENKEN.

Wir unterstützen Sie beim Auffinden von Ressourcenpotentialen in Abfällen. Unser Ziel: Zero Waste.

Saubermacher

Abfälle verwerten. Umwelt aufwerten. www.saubermacher.at | T: +43 59 800 5000

Vorträge

File: 111

Re-Use-Prozess für Hochenergie-Lithium-Ionen-Akkumulatoren unbekannten Zustands

H. Weiss & H. Ziegerhofer
Montanuniversität Leoben, Institut für Elektrotechnik, Leoben, Österreich

KURZFASSUNG: Lithium-Ionen-Akkumulatoren bilden die heutigen Energiequellen für Elektroautos und stellen zugleich einen wesentlichen Kostenfaktor dar. Zum Recycling-Produkt werden diese Akku-Pakete nach betrieblich bedingter Verringerung der Kapazität um etwa 20% oder bereits früher bei Spontandefekten einzelner Zellen. Diese Akkus weisen somit sehr ungleiche Ladezustände und Energiespeichervermögen auf und können auch vollständig entladen sein ohne grundsätzlich defekt zu sein. In vier getrennten Prozessschritten wird ermittelt, ob anstelle eines stofflichen bzw. energetischen Recyclings auch eine den energetischen Fußabdruck wesentliche verbessernde Wiedernutzung als Energiespeicher realisierbar ist. Die Vorbeurteilung auf Modulebene soll die weiteren aufwändigeren Schritte auf grundsätzlich geeignete Module beschränken. Bis auf Zellebene wird ein Modul im Rahmen eines Spannungswiederaufbaus, eines Lade- und Entladezyklus und einer Erfassung der Selbstentladung vermessen. Messergebnisse für erfolgreiches und nicht erfolgreiches Wiederbeleben werden erläutert. Bedingt durch die Vornutzung kommt ein erweitertes Batteriemanagement zur Anwendung. Vor Wiederverwendung wird die gesamte neue Einheit umfassend in einer Typprüfung und in ausgesuchten Punkten jeweils als Stückprüfung getestet.

1 EINLEITUNG

Lithium-Ionen-Akkus mit gespeicherten Energien von etwa 15 bis 30 kWh bilden die gegen-wärtigen Standard-Energiequellen für Elektroautos und stellen zugleich einen wesentlichen Kostenfaktor des Fahrzeugpreises dar. Im Fahreinsatz sind deutlich über 1.000 äquivalente Volllast-Zyklen zu erwarten, bis sich der nutzbare Energieinhalt aufgrund der betrieblichen Degradation um etwa 20 % verringert hat, sodass diese Akkus aus der weiteren Nutzung im Fahrbetrieb ausgeschieden werden. Bereits früher können Spontandefekte einzelner Zellen einen gesamten Fahrakku für den weiteren Fahreinsatz unbrauchbar machen. In beiden Fällen steht industrielles Recycling an, welches hier in der energetisch besonders günstigen Form von weitgehendem Re-Use realisiert werden soll.

Die dem Recycling übergebenen Fahrbatterie-Einheiten werden schließlich bis in die einzelnen Module zerlegt, auch die Zugehörigkeit zu den betrieblichen Einheiten geht verloren. Hierdurch steht eine größere Anzahl von Modulen in völlig unsicherem innerem Zustand und unbekannter gespeicherter Energie zur Bearbeitung an. Aus Gründen der Transportsicherheit erfolgt üblicher Weise die vollständige Entladung der Module auf Spannung Null. Diese sicherheitsorientierte Behandlung kann eine Verschlechterung bis Zerstörung der Batterie und somit Unbrauchbarkeit für das Re-Use ergeben. Der Wiederverwendung zugeführte Lithium-Ionen-Zellen stellen insgesamt ein Sicherheitsrisiko dar, dessen Beherrschung bestimmte Vorgangsweisen, zeitliche und apparative Tätigkeiten und angepasste gerätetechnische Maßnahmen (Balancing, Monitoring, Management) erfordert, zugleich aber auch einen Wert bezüglich Funktion und Reduktion des energetischen Fußabdrucks unter der Voraussetzung, dass das Re-Use gelingt. Anwendungen können die Wiederherstellung der Funktion für den Fahrbetrieb wie auch stationäre Energiespeicherung in Verbindung mit erneuerbaren Quellen elektrischer Energie in günstigem Temperatur- und Leistungsbereich umfassen. Schlussendlich müssen Recyclingkosten und Wertergebnis wirtschaftlich in korrektem Verhältnis stehen.

Der Re-Use-Prozess wird in vier Abschnitte gegliedert:

- Vorbeurteilung und Erfolgsabschätzung auf Modulebene,
- detaillierte Prüfung und Ertüchtigung auf Zellenebene,
- Batteriezusammenstellung mit neuem Batteriemanagement und
- Gesamttest als Typprüfung und Einzeltest.

Die einzelnen Ablaufschritte in jedem Teilprozess müssen jeweils ein definiertes positives Ergebnis erzielen, sodass Kriterien bezüglich Sicherheit wie auch Wirtschaftlichkeit erfüllt sind, womit die nachfolgenden Aktivitäten in Richtung Re-Use auch zweckmäßig sind. Werden diese Mindestkriterien nicht erreicht, kommen diese Teile zum stofflichen oder energetischen Recycling oder auf die den Bestandteilen entsprechende Deponie.

2 VORBEURTEILUNG UND ERFOLGSABSCHÄTZUNG AUF MODULEBENE

Nach einer Sichtprüfung der Module bezüglich mechanischer Beschädigungen werden die Zellenspannungen auf Höhe (ob im Arbeitsbereich oder tiefentladen) und weitgehende Gleichheit geprüft. Die Korrigierbarkeit von Abweichungen, d.h. die Möglichkeit der Vergleichmäßigung von Zellenspannungen oder Behebung geringer Tiefentladung wird ermittelt. Für ein positives Ergebnis ist ein unbeschädigtes Modul mit annähernd gleichen Zellenspannungen erforderlich, gegebenenfalls nach Prüfung auf Spannungsvergleichmäßigung über Ströme, die in Bezug zur Kapazität stehen.

3 DETAILLIERTE PRÜFUNG UND ERTÜCHTIGUNG AUF ZELLENEBENE

Hierbei sollen alle Zellen eines Moduls ein bestimmtes unteres Qualitätsniveau erreichen, z.B. Selbstentladezeit unter sechs Monaten, Kapazität über 80 % des Nennwerts, etwa gleiche Kapazitätswerte aller Zellen. Damit wird sichergestellt, dass ein grundsätzlich wieder verwendungsfähiges Modul zur Verfügung steht. Wegen sehr unterschiedlicher möglicher Ausgangszustände wird ein Modul als montagemäßiger Zusammenschluss gleichartiger Zellen in eine energetische Einheit geformt. Liegen die Zellenspannungen nicht im Arbeitsbereich, muss ein besonderer Wiederbelebungsvorgang dieser Zellen eingeleitet werden. Die Ladung mit beispielsweise Nennstrom einer tiefentladenen Zelle kann zur Bildung von metallischem Lithium in der Zelle führen, was ein absolut unbeherrschbares Sicherheitsrisiko darstellt.

3.1 Grundlagen für Test und Wiederbelebung tiefentladener Zellen

Den Ausgangspunkt bildet die Betrachtung einer funktionierenden Zelle, die einer absichtlichen Tiefentladung unterworfen wird. Hier ergibt sich der in Abb. 1 skizzierte zeitliche Verlauf von Zellenspannung, Strom und Ladung bei Entladung bis hin auf Spannung Null.

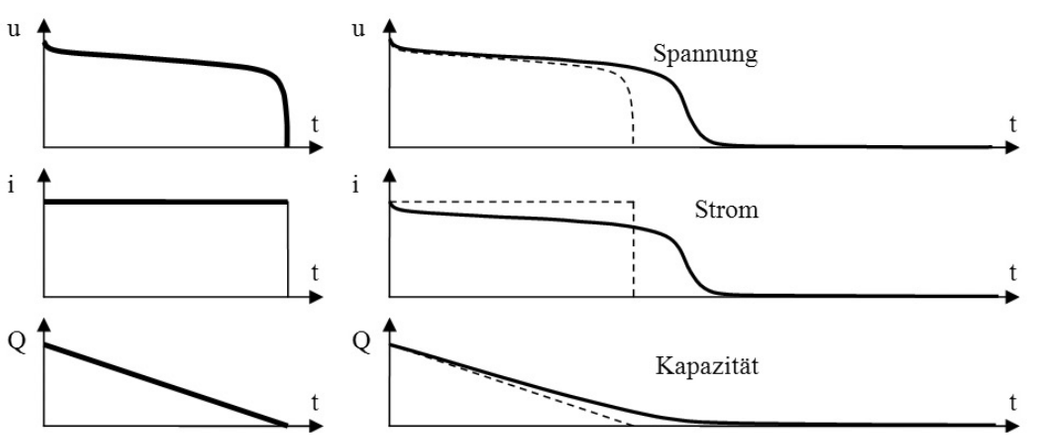


Abb. 1: Entladung von Zellen mit konstantem Strom (links) und über konstanten Widerstand (rechts).

Bei Entladung mit hohem Strom bis auf Spannung Null bricht die Spannung mit Erreichen der Entladeschlussspannung bei fortgesetzter Tiefentladung praktisch unmittelbar zusammen (Abb. 1 links). Verglichen mit diesem punktiert dargestellten Verlauf ergibt eine Entladung mittels konstanten Widerstands auch einen mit sich verringernder Spannung ebenso reduzierendem Strom, sodass die Entladung wesentlich länger andauert (Abb. 1 rechts).

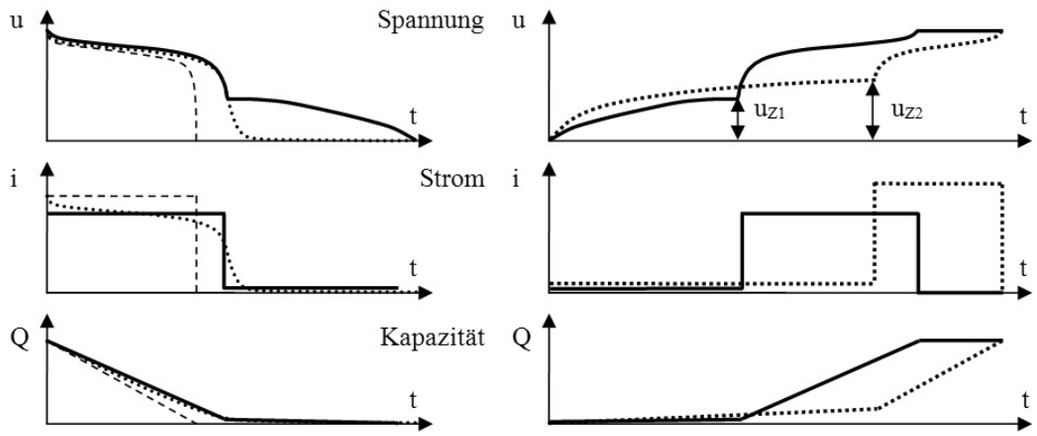


Abb. 2: Entladung von Zellen mit unterschiedlichem Strom (links) und Ladung mit konstantem geschaltetem Strom (rechts).

Diese Entladungen (punktiert, strichliert) sind als Übersicht in Abb. 2 links erläutert. Zusätzlich ist in dicker Linie eine Entladung zuerst mit konstant hohem Strom und anschließender sprunghafter Verringerung auf einen sehr niedrigen Wert dargestellt. Hierbei ist die nur sehr langsame Spannungsverringerung beim niedrigen Strom ersichtlich. Abb. 2 rechts präsentiert Ladevorgänge, die mit konstantem niedrigen Strom beginnen und bei einer Schwelle (u_{Z1}, u_{Z2}) auf hohen Strom umgeschaltet werden. Die sichere Seite bedeutet, dass niedrige Ströme und hohe Schwellwerte (u_{Z1}, u_{Z2}) für die Umschaltung auf hohe Ströme gewählt sind. Beides erhöht die „Wiederbelebungszeit", d.h. die Zeitspanne, die zur Ladung von u = 0 auf die minimale Betriebsspannung = Entladeschlussspannung erforderlich ist. Typischerweise liegen diese Zeiten im Bereich von Stunden.

3.2 Messtechnik für Test und Wiederbelebung tiefentladener Zellen

Den Ausgangspunkt bildet die Betrachtung einer funktionierenden Zelle, die einer absichtlichen Tiefentladung unterworfen wird. Hier ergibt sich der in Abb. 1 skizzierte zeitliche Verlauf von Zellenspannung, Strom und Ladung bei Entladung bis hin auf Spannung Null.

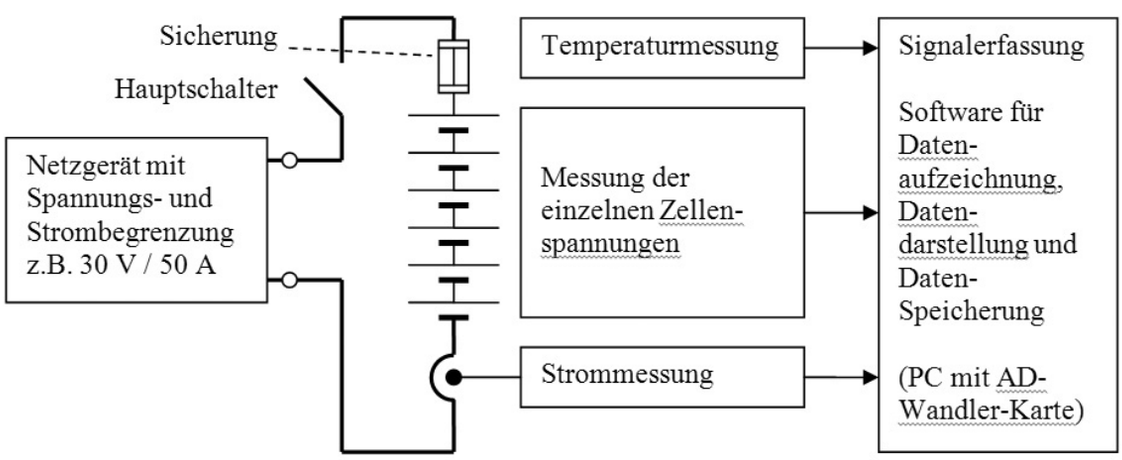


Abb. 3: Messanordnung zum Test von Modulen mit sechs Zellen in Reihe.

3.3 Signalverläufe bei Wiederbelebung tiefentladener Zellen

Tiefentladene Lithium-Ionen-Batterien aus einem Elektrobus wurden hinsichtlich Re-Use-Fähigkeit im beschriebenen Aufbau getestet. Die Zeitverläufe sind in Abb. 4 bis 7 dargestellt.

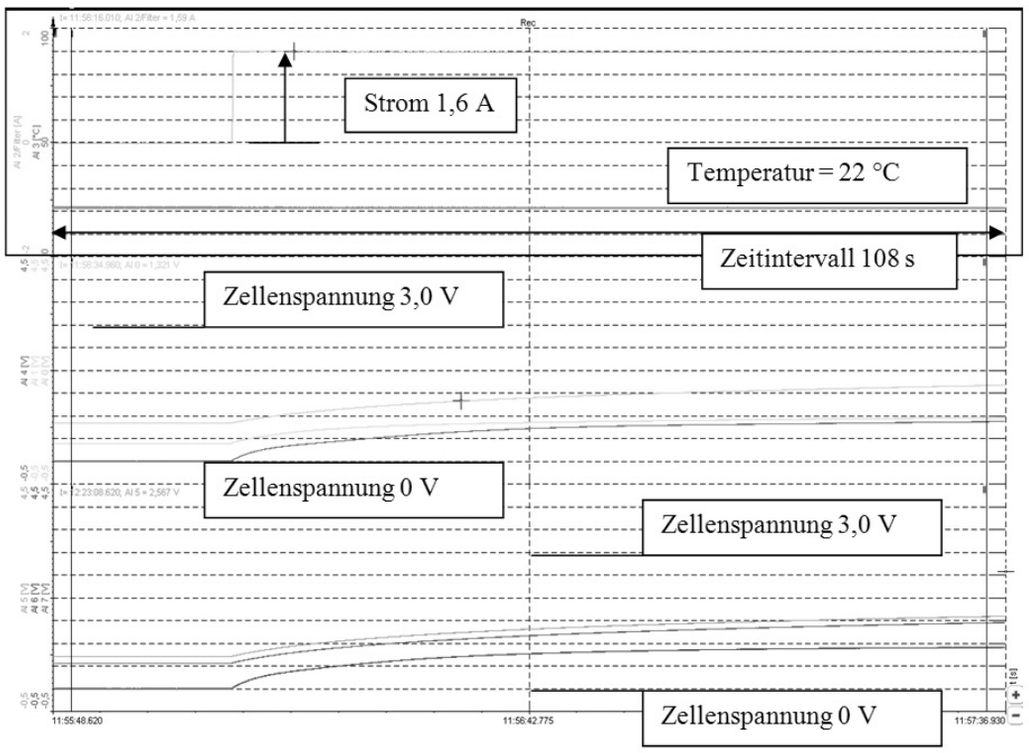


Abb. 4: Korrekter erster Spannungsaufbau, alle Zellen tiefentladen mit unterschiedlichen Startwerten (0 V bis 0,9 V).

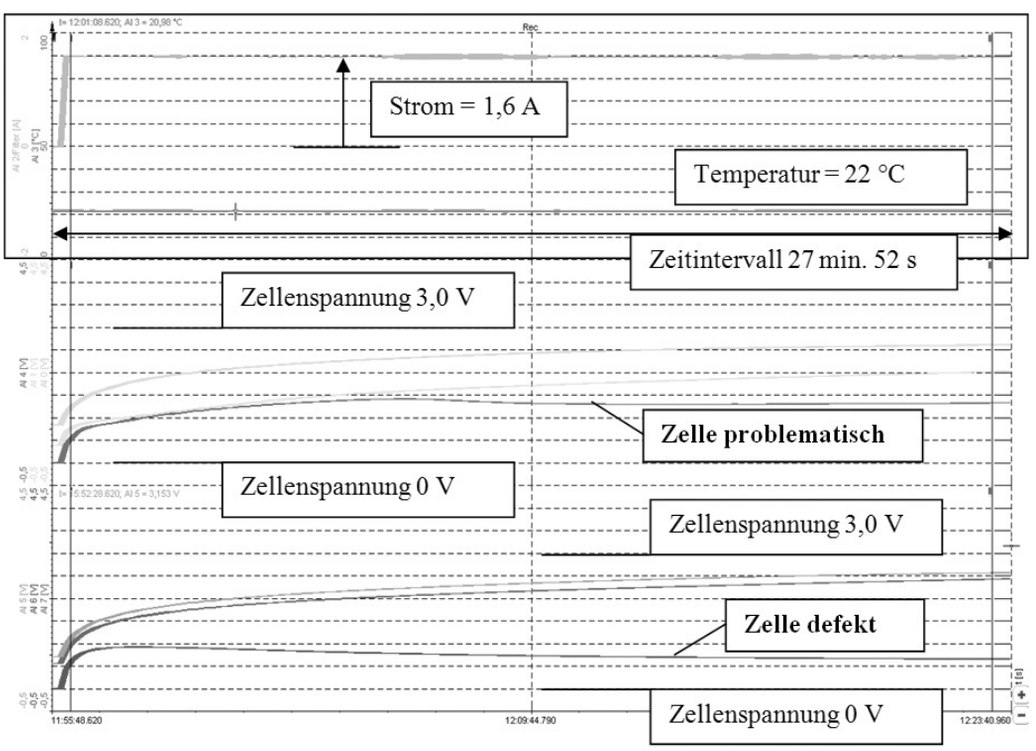


Abb. 5: Fortgesetzter Spannungsaufbau, Zelle 4 problematisch, Zelle 6 defekt.

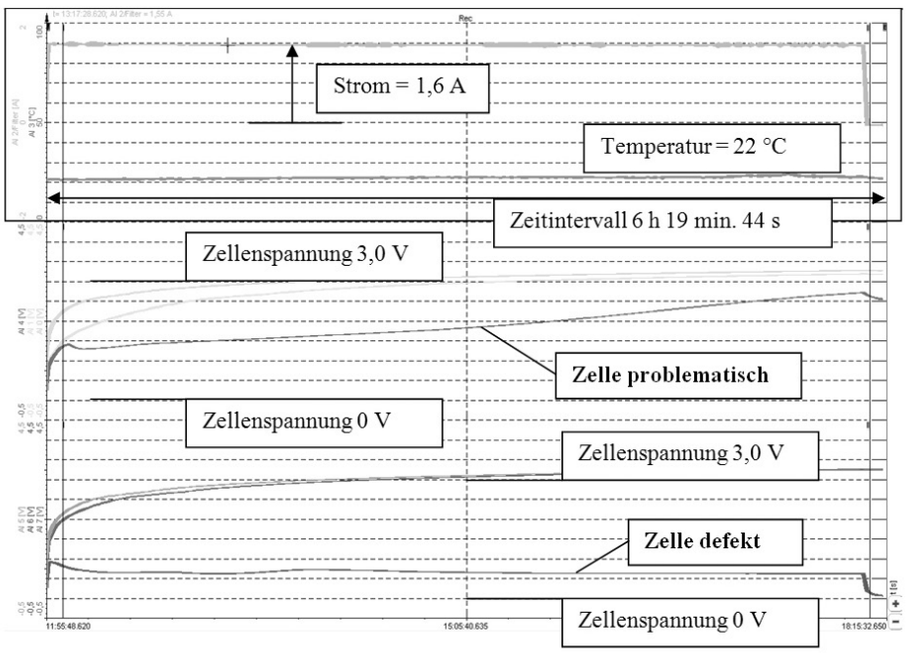


Abb. 6: Weiter fortgesetzter Spannungsaufbau, Zelle 4 problematisch, Zelle 6 defekt (kein Spannungsaufbau).

Das in Abb. 4, 5 und 6 messtechnisch erfasste Batteriemodul weist vier wiederbelebbare Zellen auf, was aus dem kontinuierlichen Spannungsaufbau ersichtlich ist. Die problematische Zelle bricht in der Spannung zuerst kurz ein, erholt sich wieder, verliert jedoch ohne Ladestrom die Spannung wieder sehr schnell und ist auszuscheiden. Eindeutig defekt ist die Zelle, die auf einer Spannung von etwa 0,65 V stehen bleibt und diese mit Abschalten des Stroms sofort verliert.

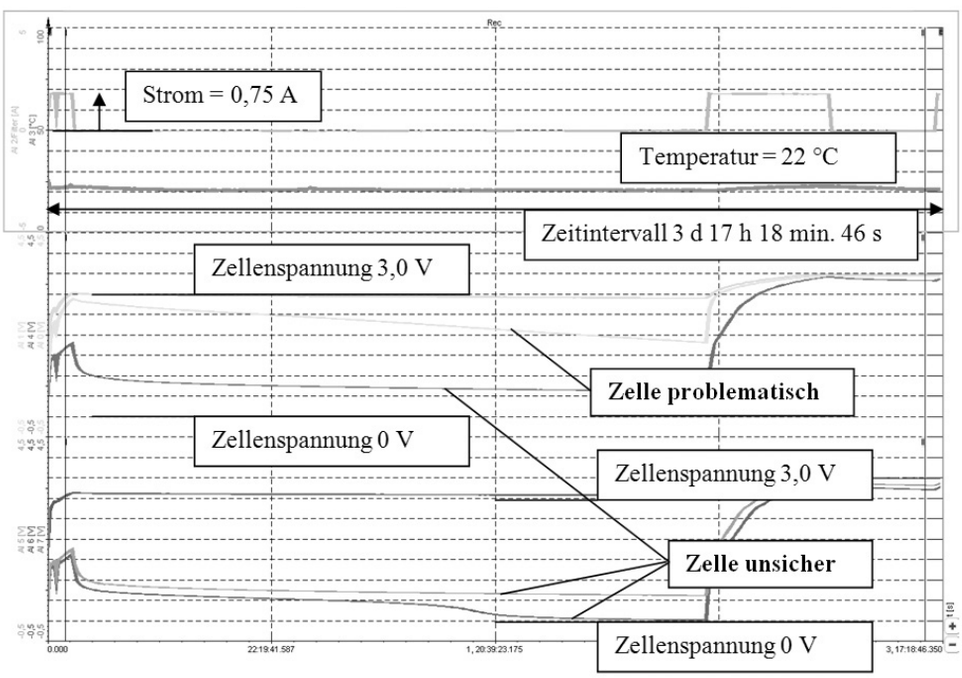


Abb. 7: Spannungsverlauf über 2 ½ Tage nach Ende der erster Aufladung mit nachfolgendem neuen Ladevorgang.

Die Vermessung eines anderen Moduls zeigt Abb. 7. Nach kurzer erster Aufladephase, die nur zwei Zellen korrekt durchführen, erfolgt die Abschaltung des Ladestroms unter fortge-

setzter Aufzeichnung der Zellenspannungen. Über den stromlosen Zeitraum von etwa 2 ½ Tagen betrachtet, halten die besten Zellen die Spannung, während eine problematische Zelle mit der Spannung um etwa 30 % zurückgeht. Jedoch brechen drei Zellen innerhalb einer Stunde auf eine Spannung unter 1 Volt ein, sodass diese Zellen als sehr unsicher erscheinen. Der anschließende neue Ladevorgang findet jetzt auch diese unsicheren Zellen mit raschem Spannungsaufbau und nur geringer Selbstentladung, nachdem der Ladestrom wieder abgeschaltet wurde. Dieser gesamte Vorgang könnte als eine Art „Wiederbelebung“ oder Reparatur der inneren Zellenchemie angesehen werden. In wie weit dies reproduzierbar und zuverlässig erfolgt, müssen erst weitere Versuche zeigen. Bei Zellen anderer Hersteller wurde ein wesentlich stabileres Verhalten beim Wiederaufbau der Spannung und eine 95 %ige Erfolgsquote erreicht.

4 BATTERIEZUSAMMENSTELLUNG MIT NEUEM BATTERIEMANAGEMENT

Das Batteriemanagement beinhaltet auch das Balancing, sodass Zellspannungen während der Nutzung nicht auseinander laufen und damit Überladen oder Tiefentladung ausgeschlossen sind. Im Regelfall wird ein neues Batteriemanagement erforderlich sein, da das ursprüngliche ein inneres Know-How des Traktionsbatterie-Produzenten ist, welches dieser nicht weitergibt, die Zellen nicht mehr den Neuzellen-Qualitätskriterien entsprechen z.B. bezüglich Selbstentladung und erweiterte Funktionalität auch zur Sicherheitserhöhung im Re-Use notwendig erscheint. Hierzu wird unabhängig von der Spannungsmessung für das Balancing eine Zellenüberwachung auf Über- bzw. Unterschreiten von Grenzwerten als Schutz eingebaut. Gerät auch nur eine Zelle außerhalb des zulässigen Bereichs, wird der Schutz aktiv und schaltet das System selbsttätig ab.

5 GESAMTTEST ALS TYPPRÜFUNG UND EINZELTEST

Ein vollständig protokollierter Gesamttest der zum Wiedereinsatz aufgearbeiteten Fahrbatterie-Module erfolgt zuerst als umfassende Typprüfung, um das sichere Verhalten auch bei Einzelfehlern in der Einheit nachzuweisen und Aussagen über die Nachnutzbarkeitsdauer zu gewinnen. Diese Testeinheit durchläuft dabei auch Stresstests, die die Sicherheit und Lebensdauer negativ beeinflussen, daher kann diese danach nicht mehr als Produkt verwertet werden sondern muss entsorgt werden. Jede einzelne als Produkt zusammengesetzte Einheit wird einer nicht schädigenden Typprüfung (Einzelprüfung) unterzogen, um die Qualität nachzuweisen.

6 ZUSAMMENFASSUNG

In diesem geschilderten Prozessablauf wird technologisches Neuland betreten. Es müssen hierzu Test- und Prüfgeräte geschaffen werden, um die einzelnen Aufgaben effizient durchzuführen. Beispiele hierfür sind teilautomatisierte Lade- und Entladeeinrichtungen zur Kapazitätsvermessung mit umfassender Signalaufzeichnung, Einrichtungen zur Zellenvergleichmäßigung und Unterschiedserfassung, Entwicklungsschritte für effiziente Balancer und die Einbindung des Prinzips „Schutz“ in das Batteriemanagement. Die praktischen Erfahrungen aus Wiederverfügbarmachung und Re-Use-Aktivitäten von etwa 2 Tonnen Lithium-Ionen-Hochenergie-Akkus können weitgehend positiv bewertet werden, sodass aus den bisherigen Erkenntnissen ein industriell ablaufendes Re-Use technisch und wirtschaftlich erfolgreich implementierbar erscheint.

LITERATUR

Arnberger, A., Curtis, A. & Weiss, H. (2011) Method and equipment for evaluation on reusability of Lithium-ion-based cells taken from defective battery. *ICBR 2011 conference,* Venice, Italy

Weiss, H. & Volgger, S. (2014) Insular power supply battery manager with balancing and protection unit for Lithium-Ion batteries. Actual Problems of Electronics Instrument Engineering (APEIE), *12th International Conference on, Year*: 2014, Pages: 789 - 792, DOI: 10.1109/APEIE.2014.7040795.

File: 112

Re-Use von Antriebsbatterien aus Elektrofahrzeugen in Stationärspeichern – Chancen und Risiken

R.U. Bürger & F. Hauk
Smart Power GmbH & Co. KG, Abteilung Technik, Garching bei München, Deutschland

KURZFASSUNG: Das Thema der Lithium-basierten Batterien wird immer wichtiger, sowohl im Kontext der Elektro-Mobilität als auch im Bereich der stationären Speicher. Der Hauptfokus liegt hier beim Produzenten meist auf der Anwendung im First-Life. Aber auch nach dem First-Life im Mobilitätssektor besitzen die Batterien meist noch ein hohes Potential für weniger anspruchsvolle Anwendungsbereiche in einem Second-Life. Auf diese Weise können hohe Kosten, CO_2-Emissionen und Deponierung von Material im Falle der Entsorgung der Lithium-Ionen-Batterien vermieden bzw. zeitlich verschoben werden. Dies ist von Vorteil, da die Recyclingverfahren immer weiterentwickelt werden und zukünftig höhere Recycling-Quoten ermöglichen.

1 EINLEITUNG

Die Smart Power GmbH & Co. KG ist ein 2014 gegründetes Unternehmen mit Sitz in Garching bei München in Deutschland. Ziel der Smart Power ist die Integration von mittleren und großen Batteriespeichern in das Stromnetz, um dieses zu entlasten, eine höhere Integration von Erneuerbaren Energien zu ermöglichen und die Kunden der Netzbetreiber und Energieversorger zu entlasten.

Als Ausgründung der MaxSolar GmbH, die als Fokus die Integration von großen Photovoltaikanlagen hat, ist der grüne Gedanke Teil aller Tätigkeiten.

Aus diesem Grund werden auch in Forschungsprojekten neuartige Ideen, wie die Second-Life Nutzung von Traktionsbatterien, vorangetrieben.

Im Rahmen der Präsentation wird sowohl auf technische als auch auf rechtliche Herausforderungen bei dem Thema Second-Life von Traktionsbatterien eingegangen. Darüber hinaus werden Teile der Ergebnisse aus den durchgeführten Forschungsprojekten vorgestellt. Außerdem wird auf die Potentiale in ökologischer und ökonomischer Hinsicht eingegangen.

2 FORSCHUNGSPROJEKTE

Um die wirtschaftliche und technische Integration von gebrauchten Batterien beurteilen zu können ist Smart Power an mehreren internationalen Forschungsprojekten beteiligt. Diese betrachten unter anderem die optimale Weiterverwendung von verschiedenen Batterietypen (Größe, Chemie, vorheriger Einsatz).

Außerdem arbeitet Smart Power an einer neuartigen Technologie für die optimale Integration von gebrauchten Batterien in das Wechselstromnetz.

2.1 Re2Ba und die Ergebnisse

Re2Ba ist der Kurztitel des Projektes Recycling und Re-Use von Lithium Batterien. In diesem durch den KLIEN geförderten Forschungsprojekt ging es darum, Konzepte für Re-Use Szenarien von gebrauchten Traktionsbatterien zu entwickeln und die Entwicklung bis hin zum funktionellen Demonstrator voran zu treiben.

Am Ende des Projektes stand ein funktionsfähiger Prototyp eines Hochvolt- Energiespeichers für den Heimspeichermarkt.

Im Rahmen des Projektes wurde darüber hinaus im kleinen Maßstab ein Test von vorgealterten Zellen durchgeführt. Hier konnte bei einigen Zellen durch eine definiertere Anwendung und eine moderatere Belastung sogar eine leichte Wiederherstellung der verloren gegangenen Kapazität festgestellt werden.

2.2 Andere Projekte

In anderen geförderten und eigenen Projekten wurden darüber hinaus auch Systeme für den Industriespeichermarkt und den Großspeichermarkt entwickelt.

Im Projekt „Modularer Umrichter“ wird die Entwicklung eines neuartigen Umrichterkonzeptes vorangetrieben, das es ermöglicht, eine auf die jeweilige Leistungsfähigkeit der einzelnen Batteriezelle zugeschnittene Ansteuerung umzusetzen. Dies schafft die Möglichkeit, auch unterschiedlich gealterte Zellen für Stationärspeicher nutzbar zu machen. Auch der vollständige Ausfall einzelner Zellen hat kaum Auswirkungen auf das Gesamtsystem.

3 CO_2-AUSWIRKUNGEN EINES BATTERY SECOND-LIFE

Second-Life Batterien im stationären Einsatzbereich stellen eine Substitution von neuen Batterien dar. Da die Produktion und der Transport von Batterien sehr energieaufwendig sind, entspricht eine Tonne neuer Batterien einem Ausstoß von ca. 8 Tonnen CO_2 (Helms 2013). Im Jahr 2015 wurden in Deutschland bereits mehr als 1.000 Tonnen Lithium-Ionen-Batterien und davon ca. 40 % Traktionsbatterien zerstört und verwertet. Auf Basis von Messungen und Untersuchungen, die von Smart Power durchgeführt wurden, kann man davon ausgehen, dass noch etwa 80 % dieser Batterien für ein Battery Second-Life geeignet gewesen wären. Nimmt man die geeigneten Batterien aus dem Bereich Elektromobilität, entspricht dies einer Substitution von 320 Tonnen Neubatterien oder einer Ersparnis von 2.560 Tonnen CO_2 Ausstoß.

Noch größer ist die Ersparnis, wenn man berücksichtigt, dass aufgrund von mangelnder Wirtschaftlichkeit derzeit viele Batterieprojekte nicht umgesetzt werden können. Hier können Batterien, die z.B. für die Speicherung von Erneuerbaren Energien eingesetzt werden, Graustrom durch Grünstrom ersetzen. Setzt man wiederum die vorher schon erwähnten 320 Tonnen, die noch für ein Second-Life geeignet sind, in Speichern ein, ergibt sich eine Kapazität von ca. 28 MWh. Eingesetzt in eher zyklenarmen Einsatzbereichen ergibt sich eine Einsparung an Graustrom von 4,2 GWh oder eine Einsparung an CO_2 von ca. 2.250 Tonnen pro Jahr (bei 535 g CO_2 / kWh (Icha 2016)). Multipliziert mit einer Projektlaufzeit von mindestens sieben Jahren, was nach unseren derzeitigen Ergebnissen einer realistischen Laufzeit entspricht, ergibt dies eine CO_2-Einsparung von knapp 16.000 Tonnen CO_2.

Dies sind lediglich die Einsparpotentiale ausgehend von den sehr geringen Mengen an Rückläufen, die im Jahr 2015 in den Recyclinghöfen entgegengenommen wurden. Im Jahr 2015 wurden bereits 15 GWh an Speicherkapazität für Traktionsbatterien produziert. Im Jahr 2020 sollen es bereits ca. 100 GWh sein (Weber et al. 2016). Geraten diese Batterien acht bis zehn Jahre später als Rückläufer in den Recyclingprozess, werden entsprechend deutlich größere Mengen an gebrauchten Batterien anfallen.

4 PROBLEMSTELLUNGEN BEI DEM RE-USE VON SECOND-LIFE BATTERIEN

Bei der Second-Life Verwendung ergeben sich verschiedene Problemstellungen, die im Folgenden genauer betrachtet werden.

4.1 Rechtliche Fragestellungen

Der Produzent des First-Life Produktes ist in Deutschland gemäß Batteriegesetz (BattG § 5) verpflichtet, die in Verkehr gebrachten Akkumulatoren zurück zu nehmen. Darüber hinaus ist gemäß Kreislaufwirtschaftsgesetz (KrWG §6) die Wiederverwendung einem Recycling vorzuziehen. Dennoch werden heute viele Batterien verwertet, da keine klare Festlegung besteht, wann Batterien wiederverwendbar sind. Somit ist das Ende der Abfalleigenschaft nicht klar geregelt.

Auch ergeben sich Fragestellungen der Produkthaftung und der Entsorgungspflicht am tatsächlichen End-of-Life der Batterien.

4.1.1 Abfall oder direkte Weiterverwendung?

Bei der Weiterverwendung von Lithium-Traktionsbatterien kommen prinzipiell zwei verschie-dene Vorgehensweisen in Frage:

- Der First-Life-Produzent liefert die Batterien direkt an den Second-Life Produzenten, bleibt damit aber in der Produkthaftung für sein System und auch in der Verantwortung als Erst-Inverkehrbringer von Batterien für die Entsorgung.
- Der First-Life-Produzent führt seine Batterien einem Entsorgungssystem zu und hat damit die Produkthaftung und Entsorgungsproblematik abgegeben. Für den Second-Life Produzenten ist es auf diesem Weg jedoch deutlich schwerer, da er den Nachweis führen muss, dass aus Abfall wieder Produkt wird.

4.1.2 Darf der Entsorger die Batterien an den Second-Life-Produzenten weitergeben?

Gemäß Kreislaufwirtschaftsgesetz ist der Entsorger dazu verpflichtet, für Abfall, der wiederverwendet werden kann, ein Second-Life zu ermöglichen, da die Wiederverwendung Vorrang vor der Verwertung und Entsorgung hat. Auf der anderen Seite besteht die Verpflichtung des Entsorgers gegenüber seinem Kunden, dem First-Life-Produzenten, die Batterien ordnungsgemäß zu entsorgen. Dies führt zu einem Dilemma, was häufig gegen Second-Life entschieden wird, da den bestehenden Verträgen und der Kundenbindung Vorrang gegeben wird.

4.2 Technische Fragestellungen

Im Rahmen der Second-Life Nutzung ergeben sich diverse Fragestellungen technischer Natur. Insbesondere aufgrund der hohen Energiedichte ergeben sich Risiken bei unbekannter Vorgeschichte. Auf der anderen Seite erschweren die nur eingeschränkt vorhandenen Erfahrungswerte mit Lithium-Batterien, insbesondere was die Alterung über einen gewissen Punkt hinaus angeht, das Second-Life.

4.2.1 Vorgeschichte der Zellen

Wie bereits oben beschrieben, gibt es zwei Szenarien für ein Second-Life bei Batterien. Bei beiden Szenarien ist es von Vorteil, wenn der ursprüngliche Produzent Teil des Prozesses ist. Besonders, da sich Schädigungen in den Akkus, z.B. durch fehlerhafte Verwendung, nur sehr schwer und damit teuer nachweisen lassen.

Dies wird auch im Vortrag von Prof. Weiß detailliert betrachtet.

4.2.2 Beschränke Erfahrungswerte über Alterung von Batterien

Die meisten Produzenten testen Ihre Batteriezellen nur bis zu einer gewissen Restkapazität, um die Garantiebedingungen und Anforderungen des First-Life-Nutzers erfüllen zu können. Das Second-Life ist dabei nicht mehr im Fokus. Da Tests, die die Alterung von Lithiumbatterien betrachten (sowohl was die kalendarische Alterung als auch was die zyklische Alterung angeht), langwierig und teuer sind, verzichten viele Hersteller auf derartige Tests. Auch die Sicherheit und Stabilität von gealterten Batterien ist derzeit noch nicht in Normen und Prüfverfahren abgebildet.

4.3 Betriebswirtschaftliches Risiko

Für die Second-Life Verwendung gibt es mehrere finanzielle Risiken, die sowohl in der technischen Eigenschaft der Batteriezellen liegen als auch in der Natur der Second-Use-Projekte.

4.3.1 Risiko Lebensdauer – Garantie für Kundensicherheit

Bei der Verwendung von Second Life Batterien besteht ein Risiko, dass wahlweise der Second Life Produzent übernehmen kann, indem er für die Gebrauchtsysteme entsprechende Garantien gibt, oder der Kunde tragen muss. Da derzeit noch keine gesicherten Erkenntnisse über die Lebenszeit der gebrauchten Batterien bestehen, besteht das Risiko eines vorzeitigen End-of-Life

der Batterien und einem Ausfall der Investition.

4.3.2 Risiko höherer Wartungskosten

Da die Ausfallwahrscheinlichkeit bei gealterten Zellen steigt, steigen auch die Wartungskosten für Gebrauchtsysteme und der Aufwand für den Betrieb des Systems. Da derzeit mehr als 2.000 verschiedene Zelltypen und -chemien im Bereich der Lithiumbatterien bekannt sind, die ein unterschiedliches Alterungs- und Ausfallverhalten zeigen, kann keine gesicherte Aussage zu Wartungskosten im Laufe der Betriebszeit getroffen werden.

4.3.3 Risiko stark sinkender Batteriepreise

Auf Seiten des Geschäftsmodells für gebrauchte Traktionsbatterien müssen sich die Gebrauchten wirtschaftlich mit den Preisen neuer Systeme messen. Da insbesondere in letzter Zeit die Preise für neue Lithium-Ionen-Batterien massiv gesunken sind, geraten Geschäftsmodelle mit gebrauchten Akkus zunehmend unter Druck. Dies ist vor allem den hohen Kosten für die Aufbereitung und den Test der gebrauchten Zellen geschuldet ist.

5 FAZIT

Aus ökologischer Sicht sind Konzepte für die Weiterverwendung von gebrauchten Lithium-Akkumulatoren klar zu befürworten. Die CO2-Einsparung ist massiv und die Schonung der Umwelt und Ressourcen aufgrund einer Reduzierung des Abbaus von seltenen Erden sehr positiv.

Aus ökonomischer Sicht hängt die Wirtschaftlichkeit von Re-Use Konzepten stark davon ab, wie weit die Batteriesysteme weiterverwendet werden und welche Daten der First-Life-Produzent zur Verfügung stellt.

Ein Second-Life ist nur dann vernünftig umsetzbar, wenn der First-Life-Produzent Teil des Prozesses ist und entsprechende Informationen zu den Akkus zur Verfügung stellt.

Darüber hinaus sind schnelle und effiziente Testverfahren für Akkumulatoren für eine Wirt-schaftlichkeit von Second-Life in Zukunft von elementarer Wichtigkeit.

LITERATUR

Beckmann, M. (2016) *Batteriegesetz*, Berlin, Deutschland: dtv Beck Texte.

Beckmann, M. (2016) *Kreislaufwirtschaftsgesetz*, Berlin, Deutschland: dtv Beck Texte.

Helms, H., Lambrecht, U., Jöhrens, J., Pehnt, M., Liebich, A., Weiß, U., Kämper, C. (2013) *Ökologische Begleitforschung zum Flottenversuch Elektromobilität,* Endbericht, Heidelberg, Deutschland: ifeu – Institut für Energie- und Umweltforschung.

Icha, P. & Kuhns, G. (2016) (ISSN: 1862-4359) *Entwicklung der spezifischen Kohlendioxid Emissionen des deutschen Strommix in den Jahren 1990 bis 2015,* Dessau-Rosslau, Deutschland: Umweltbundesamt.

Weber, T., Brudermüller, M., Bulander, R., Weiss, M., Martin-Hübner, N., Müller-Neumann, M., Bernhart, W., Schlick, T. & Pieper, G. (2016) Nationale Plattform Elektromobilität: *Roadmap integrierte Zell- und Batterieproduktion Deutschland,* Berlin, Deutschland: Heenemann Druck.

File: 113

So viele verschwendete Ressourcen in den Batterien

G. Schmidt & H. Kuhlmann
Redux Recycling GmbH, Bremerhaven, Deutschland

A. Arnberger
Saubermacher Dienstleistungs AG, Feldkirchen bei Graz, Österreich

KURZFASSUNG: Im Jahr 2013 wurden rund 211.000 Tonnen an Gerätebatterien in der EU inklusive der Schweiz auf den Markt gebracht. Hiervon sind rund 74 % Primärbatterien und 26 % Sekundärbatterien. Bei der Beschränkung auf die wichtigsten Materialien ist das gesamte Wertstoffpotential in den Batterien bei rund 1.000.000 t/a wobei der überwiegende Anteil Blei ist. Wird nur der Bereich der Gerätebatterien betrachtet, so ist mengenmäßig der größte potentielle Wertstoff das Mangan. Wenn man sich die Zahlen im Bereich der Gerätebatterien näher betrachtet, muss man feststellen, dass in Summe rund 80 % der enthaltenen wichtigen Rohstoffe in der Entsorgungskette verloren gehen und nur rund 20 % tatsächlich einem Recycling zugeführt werden. Bei den klassischen Gerätebatterien gehen die meisten Wertstoffe bereits in der Sammlung verloren. Durch gezielte Anreizsysteme könnte die Sammelquoten erhöht werden. Durch weitere Verbesserungsmaßnahmen über die gesamte Entsorgungskette könnten mehr Wertstoff wieder zurück in den Stoffkreislauf gebracht werden.

1 EINLEITUNG

Es gibt viele verschiedene Batterietypen, wobei aktuell Bleiakkus und Alkali-Mangan-Batterien due häufigsten sind. In letzter Zeit werden immer mehr Lithium-Ionen Akkus auf den Markt gebracht, die auch neue Anwendungsgebiete (E-Mobilität, Rasenmäher, Staubsauger,…) erfassen. Es gibt somit steigende Mengen und auf Grund der vielen verschiedenen Arten auch eine Vielzahl an potentiellen Wertstoffen in den Batterien. Somit stellt sich die Frage welche potentiellen Mengen an Wertstoffen sich in den Batterieabfällen aktuell bzw. in Zukunft in Europa befinden, welche davon genutzt werden bzw. welche verloren gehen. Im Abschluss werden Maßnahmen im Bereich F&E und der Politik analysiert, die getroffen werden müssen, um mehr Wertstoffe der Verwertung zuführen zu können.

2 BATTERIEMENGEN

Im Jahr 2013 wurden rund 211.000 Tonnen an Gerätebatterien in der EU inklusive der Schweiz auf den Markt gebracht. Dies entspricht ca. 9,6 Mrd. Batterien oder ca. 0,4 kg/Einwohner oder ca. 18 Batterien/Einwohner. Rund 65 % der in Verkehr gebrachten Batteriemengen sind in den vier bevölkerungsreichsten Ländern Deutschland, Großbritannien, Frankreich und Italien auf den Markt gekommen (Sagis & Perchards 2014).

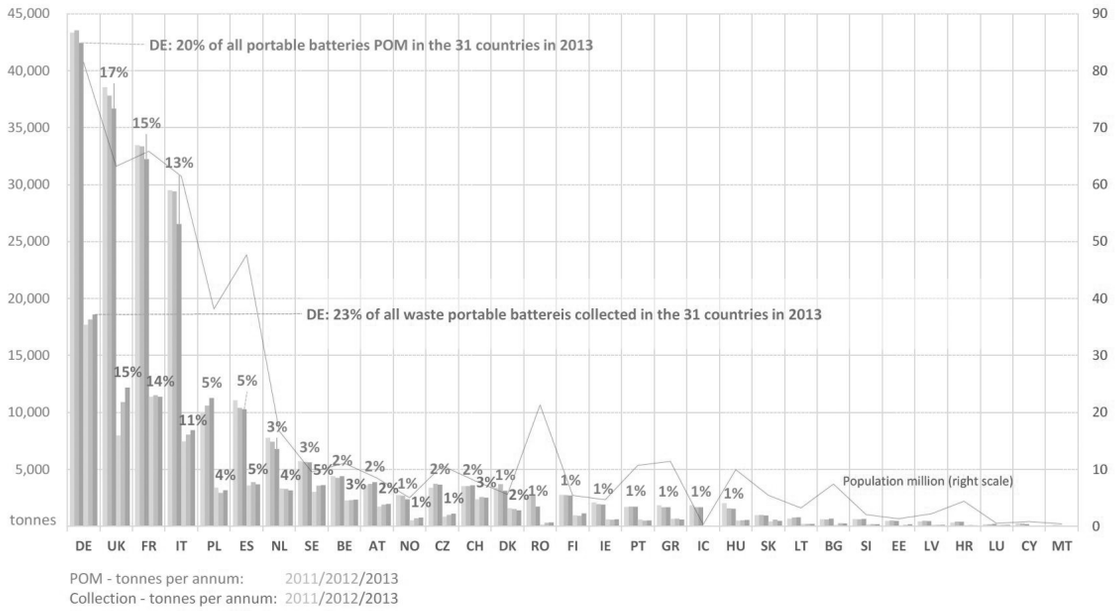


Abb. 1: Darstellung der in Verkehr gesetzten Gerätebatterien sowie Sammelmengen im europäischen Wirtschaftsraum inkl. Schweiz im Zeitraum 2010 – 2013 in Tonnen.

In Deutschland wurden 2015 rund 44.000 Tonnen an Gerätebatterien auf den Markt gebracht, (BDE 2016) in Österreich sind es rund 4.000 Tonnen.

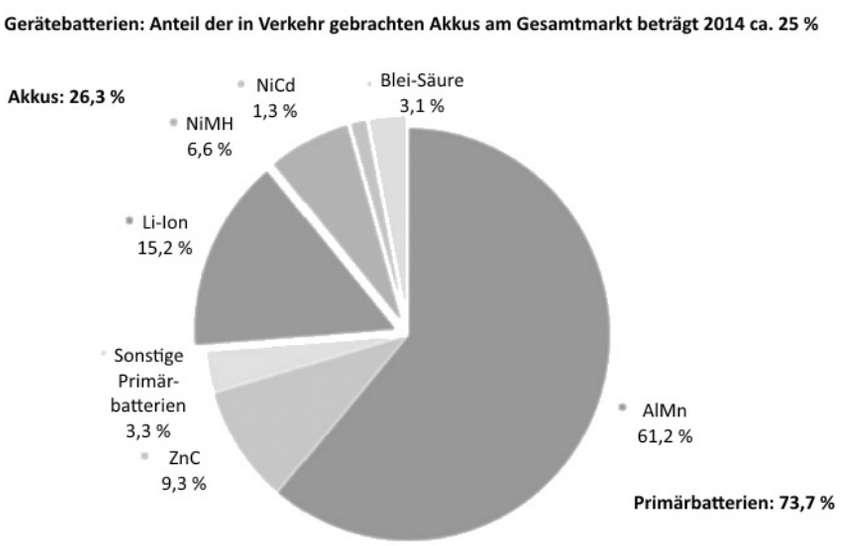


Abb. 2: Darstellung der in Verkehr gebrachten Batterietypen im Jahr 2014 in Prozent.

Bei den Gerätebatterien, die auf den Markt kommen, ist nach wie vor der überwiegende Anteil die klassische Alkali-Mangan Batterie. Die zweitwichtigste Fraktion ist bereits Lithium-Ionen. Es ist davon auszugehen, dass der Anteil an Lithium-Ionen-Batterien auch in Zukunft ansteigen wird.

Im Bereich der Fahrzeug- und Industriebatterien sind der überwiegende Anteil die Bleiakkus. Alleine in Deutschland gibt es rund 200.000 Tonnen Bleiakkus, die jedes Jahr in den Verkauf gebracht werden (Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit 2016). Die aktuellen Batteriemengen, die sich in E- oder Hybridautos befinden und auf den Markt kommen, sind mengenmäßig noch sehr gering.

Wenn man die für Österreich und Deutschland vorhanden Daten der Aufteilung der Batteriemengen näherungsweise auf die gesamte EU umrechnet, ergeben sich die im Anschluss angeführten ungefähren Batteriemengen in der EU.

Tab. 1: In Verkehr gesetzte Batteriemengen in der EU.

Batterieart	Bleiakkus	AlMn / ZnC	NiMH / NiCd	LiIO	Sonstige	Gesamt
Menge [t/a]	1.290.000	200.000	18.700	43.000	9.500	1.561.200

In Zukunft ist zu erwarten, dass die Mengen an Lithium-Ionen-Batterien weiter ansteigen werden. Im Bereich der Bleiakkus ist langfristig mit sinkenden Zahlen zu rechnen, weil in den Fahrzeugen der Bleiakku in der Premiumklasse bereits durch Lithium-Ionen-Batterien ergänzt bzw. ersetzt wird.

3 WERTSTOFFE IN BATTERIEN

Batterien bestehen aus unterschiedlichen Teilen wie Gehäuse, Anode, Kathode und Elektrolyt, die unterschiedlichste Anforderungen erfüllen müssen. Deshalb befinden sich in einer Batterie verschiedenste chemische Elemente.

3.1 AlMn / ZnC

Aufgrund der Ähnlichkeit werden die Alkali-Mangan Batterien und die Zink-Kohle Batterien gemeinsam betrachtet. Grundsätzlich gibt es bei diesen Batterien verschiedene Größen wie AAA, AA, C- und D-Zellen. Diese unterscheiden sich auch in ihrer Aufteilung an Wertstoffen, weil z.B. der Anteil an Eisen bei den kleinen Batteriearten größer ist als bei den großen. Auch haben die einzelnen Hersteller teilweise unterschiedliche Zusammensetzungen beim Elektrolyten. Näherungsweise kann für den Bereich AlMn/ZnC die anschließend angeführte Aufteilung angenommen werden. (Ya Ma et al. 2014).

Tab. 2: Typische Zusammensetzung von AlMn/ZnC-Batterien.

Eisen	Mangandioxid	Zink und Zinklegierungen	Kunststoffe, Papier, etc.	Elektrolyt (KOH)	andere Metalle
20 %	45 %	22 %	3 %	6 %	4 %

Umgerechnet auf die in der EU in Verkehr gebrachten Batteriemengen ergeben sich somit die folgenden Mengen an potentiellen Wertstoffen im Bereich AlMn/ZnC-Batterien.

Tab. 3: Potentielle Wertstoffmengen von in Verkehr gesetzten AlMn/ZnC-Batterien in der EU.

Eisen	Mangandioxid	Zink und Zinklegierungen	Kunststoffe, Papier, etc.	Elektrolyt (KOH)	andere Metalle
40.000 t/a	90.000 t/a	43.500 t/a	7.000 t/a	13.000 t/a	7.500 t/a

3.2 NiMH / NiCd

Im Bereich der zylindrischen NiMH Batterien ist folgende Zusammensetzung angenommen worden. (Arnberger & Luidolt 2011).

Tab. 4: Typische Zusammensetzung von NiMH-Batterien.

Nickel	Eisen	Kobalt	La, Ce, Nd, Pr	Plastik	Sonstige
36 – 42 %	22 – 25 %	3 – 4 %	8 – 10 %	3 – 4 %	21 – 26 %

Näherungsweise kann für NiCd-Batterien die anschließend angeführte Aufteilung angenommen werden (Rydh 2002).

Tab. 5: Typische Zusammensetzung von NiCd-Batterien.

Nickel-II-hydroxid	Kobalt-II-hydroxid	Cadmium-hydroxid	Elektrolyt	Eisen	Papier und Plastik
27 %	5 %	18 %	4 %	43 %	4 %

Somit ergeben sich für den Bereich NiMH/NiCd folgende potentielle Rohstoffe in Altbatterien innerhalb der EU.

Tab. 6: Potentielle Wertstoffmengen von in Verkehr gesetzten NiMH/NiCd-Batterien in der EU.

Nickeloxid	Kobaltoxid	Eisen	Cadmium	Plastik	La, Ce, Nd, Pr	Sonstige
8.300 t/a	840 t/a	6.000 t/a	650 t/a	800 t/a	1.700 t/a	4.500 t/a

3.3 Bleiakkus

Bleibatterien werden hauptsächlich als Starterbatterien in Fahrzeugen eingesetzt. Deshalb sind die Bleiakkus mengenmäßig die bedeutendste Batteriefraktion. Im Bereich der Gerätebatterien gibt es aber nur eine kleine Menge von rund 3 % an Bleiakkus. Die typische Zusammensetzung von Bleiakkus ist nachfolgend angeführt. (Trueb & Rüetschi 1998).

Tab. 7: Typische Zusammensetzung von Bleiakkus.

Blei	H_2SO_4	anderes (Kupfer, Kunststoffe, Papier, etc.)
67 %	21 %	12 %

Damit ergibt sich folgende theoretische Wertstoffmenge.

Tab. 8: Potentielle Wertstoffmengen von in Verkehr gesetzten Bleiakkus in der EU.

Blei	H_2SO_4	anderes (Kupfer, Kunststoffe, Papier, etc.)
850.000 t/a	270.000 t/a	150.000 t/a

3.4 Lithium-Ionen Batterien

Für Lithium-Ionen-Zellen ist eine Vielzahl von Kombinationen aus Wirtselektroden möglich. Im Hinblick auf eine große Zellspannung werden häufig als Anode Kohlenstoffelektroden (Graphit) und als Kathode Elektroden des Typs Lithiummetalloxid ($LiMO_2$) genutzt, wobei M für Co, Ni und Mn steht. Typische Materialien für die positive Elektrode sind $LiCoO_2$, $LiMn_2O_4$ (Spinell) und $LiNiO_2$, sowie $Li(NixCoyMnz)O_2$. Als weiteres Kathodenmaterial wird Lithium-Eisenphosphat ($LiFePO_4$) eingesetzt. Als Elektrolyt findet eine Mischung aus verschiedenen organischen Lösungsmitteln Verwendung.

Die Zusammensetzung von Lithium-Ionen Batterien variiert stark mit der Bauform der Zellen (zylindrische, prismatische und Folienzellen) (Arnberger & Luidolt 2011). Des Weiteren gibt es starke Unterschiede, ob es sich z.B. um eine Lithium-Ionen Batterie aus dem Automobilbereich handelt, bei der sehr viel Gehäuse und Elektrik dabei sind, oder um eine klassische Zelle aus dem Bereich Gerätebatterien. Das namensgebende Lithium spielt mengenmäßig nur eine sehr geringe Rolle. Die aktuellen Batteriemengen sind hauptsächlich noch aus dem Bereich der Gerätebatterien. Folgende Annahmen für die darin enthaltenen Wertstoffe wurden getroffen (Wehye 2013).

Tab. 9: Typische Zusammensetzung von Lithium-Ionen Batterien.

Kupfer	Aluminium	Fe-Stahl	Kobalt	Mangan	Nickel	Sonstige
16,6 %	9,0 %	24,0 %	11,0 %	3,7 %	2,1 %	0,5 %

Daraus ergeben sich folgende potentielle Wertstoffmengen.

Tab. 10: Potentielle Wertstoffmengen von in Verkehr gesetzten Lithium-Ionen Batterien in der EU.

Kupfer	Aluminium	Fe-Stahl	Kobalt	Mangan	Nickel	Sonstige
7.138 t/a	3.870 t/a	10.320 t/a	4.730 t/a	1.591 t/a	903 t/a	215 t/a

Der durchschnittliche Kobaltgehalt in den Gerätebatterien ist derzeit noch sehr hoch. Dies ist jedoch im Einkauf der teuerste Rohstoff. Im Bereich der E-Mobilität haben die eingesetzten Zellen deutlich niedrigere Gehälter an Kobalt. Es ist davon auszugehen, dass der durchschnittliche Kobaltgehalt in LiIO Gerätebatterien in Zukunft sinken wird.

3.5 Zusammenfassung Wertstoffpotentiale in den Batterien

Bei der Beschränkung auf die wichtigsten Materialien ist das gesamte Wertstoffpotential in den Batterien bei rund 1.000.000 t/a wobei der überwiegende Anteil Blei ist. Wird nur der Bereich der Gerätebatterien betrachtet, so ist mengenmäßig der größte potentielle Wertstoff Mangan.

Tab. 11: Gesamtes Wertstoffpotential wichtigster Materialien von in Verkehr gesetzten Batterien in der EU.

Wertstoff	Eisen	Kupfer	Aluminium	Mangan	Zink	Nickel	Kobalt	Cadmium	Blei
Menge [t/a]	55.000	7.000	4.000	90.000	45.000	9.000	5.500	650	865.000

4 WOHIN GEHEN DIE WERTSTOFFE

Es stellt sich die Frage, was mit diesen potentiellen Wertstoffen passiert, wenn das Produkt - die Batterie - nicht mehr gebraucht werden kann und daher als Abfall anfällt.

4.1 Sammlung

Die EU-weiten rechtlichen Vorgaben betreffend der Sammlung und Verwertung von Gerätebatterien sind festgelegt in der EU Richtlinie 2006/66/EC. Diese sieht ab 2016 eine verpflichtende Sammelrate von 45 % der in Verkehr gebrachten Batterien vor. In der Vergangenheit haben dies schon einige Länder wie Österreich, Schweden oder Belgien ohne Probleme geschafft, andere wie Deutschland waren knapp bei den 45 % und wieder andere verfehlten bisher diese Werte klar. (EUWID 2016) Es ist davon auszugehen, dass die ab 2016 geltende Grenze von 45 % nicht von allen Mitgliedsländern erreicht wird.

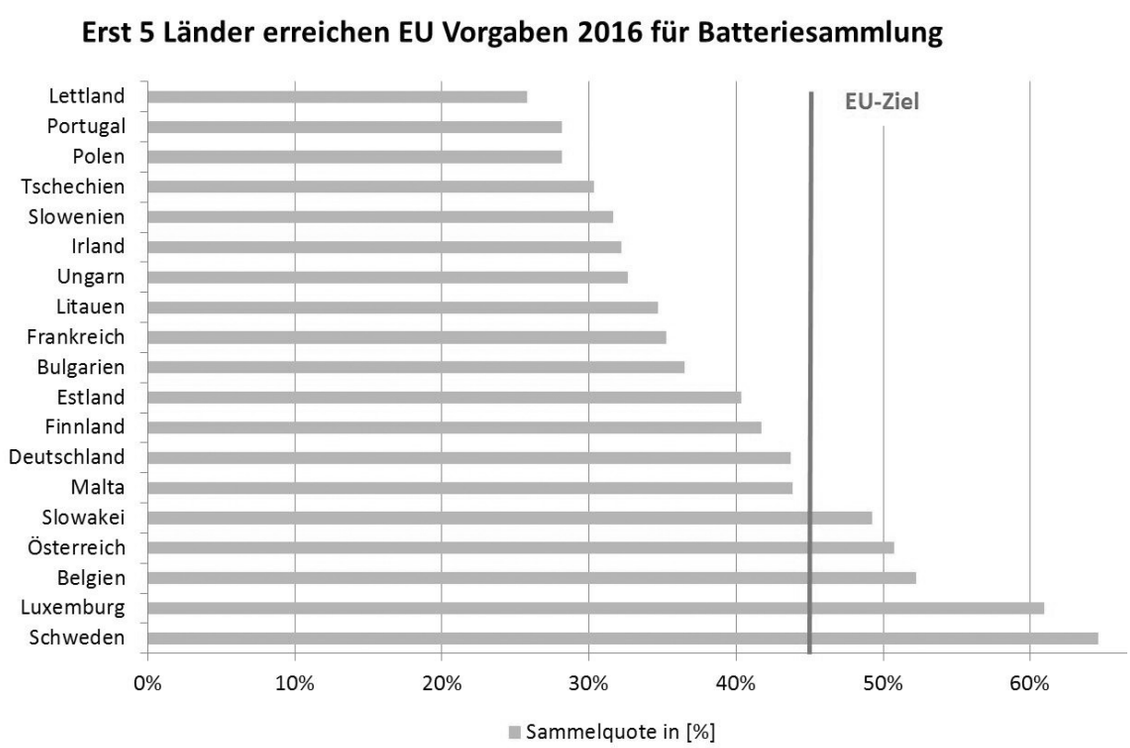


Abb. 3: Sammlung von Gerätebatterien in Europa im Jahr 2013.

Die mit Abstand höchste getrennte Sammelrate im Bereich der Gerätebatterien gab es im Jahr 2013 in der Schweiz mit rund 71 % (Sagis & Perchards 2014). Im Bereich der Starterbatterien liegen die Sammelquoten bei rund 100 %. Dies hat, neben den in diesem Bereich lang etablierten Rücknahmesystemen, hauptsächlich damit zu tun, dass für Bleiakkus der Wert so hoch ist, dass der Abfallbesitzer Geld dafür bekommt.

Die Batterien, die nicht getrennt gesammelt werden, finden sich in der Regel entweder im Rest-

müll wieder und gehen hauptsächlich auf Deponien und in Müllverbrennungsanlagen für immer verloren, oder befinden sich im Bereich der E-Schrotte. Auch dort werden sie durch die dortigen Behandlungsschritte in der Regel so stark beschädigt, dass eine weiterführende Aufarbeitung der Wertstoffe nicht mehr durchgeführt werden kann.

Für die nachfolgende Berechnung wird von einer durchschnittlichen Sammelquote von 45 % im Bereich der Gerätebatterien ausgegangen. Dies bedeutet aber, dass rund 55 % oder über 100.000 t/a der Wertstoffe in den Gerätebatterien alleine in diesem Bereich bereits verloren gegangen sind.

Tab. 12: Verbleibende Wertstoffmengen nach Abzug der Verluste durch die Sammlung.

	Eisen	Kupfer	Aluminium	Mangan	Zink
vorhandene Wertstoffe [t/a]	55.000	7.000	4.000	90.000	45.000
Verluste Sammlung [t/a]	30.250	3.850	2.200	49.500	24.750
bleibende Wertstoffe [t/a]	24.750	3.150	1.800	40.500	20.250

	Nickel	Kobalt	Cadmium	Blei
vorhandene Wertstoffe [t/a]	9.000	5.500	650	865.000
Verluste Sammlung [t/a]	4.950	3.025	358	0
bleibende Wertstoffe [t/a]	4.050	2.475	293	865.000

4.2 Sortierung

Die Sortierung der Gerätebatterien erfolgt in der Regel händisch und mittels Sieben. Es gibt auch vereinzelt andere Technologien wie z.B. Sortierung per Röntgenstrahlen Technik wie sie von der Firma Redux in Bremerhaven angewendet wird, oder die Sortierung per optischer Erkennung nach einem Waschvorgang. Bei jeder Sortierung gibt es jedoch Verluste, weil einerseits die Batterien bereits in so einem schlechten oder beschädigten Zustand sind, dass sie nicht mehr klar zugeordnet werden können und andererseits durch Fehlsortierungen. Genaue Studien dazu liegen nicht vor. In der Praxis kann von 1 – 5 % an Sortierverlusten ausgegangen werden. Für die Berechnung wurde mit 2 % gerechnet.

Tab. 13: Verbleibende Wertstoffmengen nach Abzug der Verluste durch die Sammlung und Sortierung.

	Eisen	Kupfer	Aluminium	Mangan	Zink
bleibende Wertstoffe [t/a]	24.750	3.150	1.800	40.500	20.250
Verluste Sortierung [t/a]	495	63	36	810	405
bleibende Wertstoffe [t/a]	24.255	3.087	1.764	39.690	19.845

	Nickel	Kobalt	Cadmium	Blei
bleibende Wertstoffe [t/a]	4.050	2.475	293	865.000
Verluste Sortierung [t/a]	81	49,5	5,85	170
bleibende Wertstoffe [t/a]	3.969	2.426	287	864.830

4.3 Aufbereitung/Verwertung

Die jeweiligen Batteriefraktionen werden unterschiedlichst aufgearbeitet. Wenn sie nicht direkt in Öfen aufgegeben werden, werden sie in der Regel zerkleinert und dann die Fraktionen mehr oder weniger getrennt. Die Wahl der Aufbereitungstechnik hängt eng mit der Wahl der Verwertung zusammen. Somit lassen sich keine allgemein gültigen Werte definieren. Dazu liegen auch keine entsprechenden Untersuchungen vor. Es gibt aber Erfahrungswerte aus anderen Bereichen betreffend der Verluste (z.B. Eisen das nicht vom Magnetabscheider herausgeholt wird, Materialien die bei der Eisenfraktion mitgerissen werden). Für die Berechnung wurden daher rund 20 % Verluste bei der Aufbereitung der Gerätebatterien angenommen.

Stand der Technik ist im Bereich der AlMn/ZnC-Aufbereitung die Zerkleinerung und Magnetabscheidung. Die überbleibende „Schwarzmasse“ wird dann anschließend an entsprechende Hütten weiter gegeben, wo das Zink wiedergewonnen wird und der Rest in die Schlacke gelangt. Diese Materialien in der Schlacke sind somit für eine Wiederverwendung verloren. Die Firma Redux Recycling GmbH hat gemeinsam mit dem Batteriehersteller Energizer ein Verfahren

entwickelt, bei der das Manganoxid wieder für die Herstellung von AlMn Batterien verwendet werden kann und das Zinkoxid ebenfalls gewonnen wird und anschließend verwertet werden kann. Für die Berechnung wurde der „Stand der Technik“ ohne der Mangangewinnung angenommen.

Tab. 14: Verbleibende Wertstoffmengen nach Abzug der Verluste durch die Sammlung, Sortierung sowie Aufbereitung und Verwertung.

	Eisen	Kupfer	Aluminium	Mangan	Zink
bleibende Wertstoffe [t/a]	24.255	3.087	1.764	39.690	19.845
Verluste Aufbereitung/Verwertung [t/a]	4.851	617	353	39.690	3.969
bleibende Wertstoffe [t/a]	19.404	2.470	1.411	0	15.876

	Nickel	Kobalt	Cadmium	Blei
bleibende Wertstoffe [t/a]	3.969	2.426	287	864.830
Verluste Aufbereitung/Verwertung [t/a]	794	485	57	43.242
bleibende Wertstoffe [t/a]	3.175	1.940	229	821.589

4.4 Übersicht

Wenn man sich die Zahlen im Bereich der Gerätebatterien näher betrachtet, muss man feststellen, dass in Summe rund 80 % der enthaltenen wichtigen Rohstoffe in der Entsorgungskette verloren gehen und nur rund 20 % tatsächlich einem Recycling zugeführt werden. Diese Zahlen sind im krassen Widerspruch zu den offiziellen Zahlen die von Recyclingeffizienzen von weit über 50 % sprechen. Hauptgrund für diese Unterschiede ist, dass bei den offiziellen Berechnungen nur von den tatsächlich getrennt gesammelten Mengen ausgegangen wird.

Tab. 15: Verlust der Wertstoffmengen von Batterien über die gesamte Entsorgungskette.

	Eisen	Kupfer	Aluminium	Mangan	Zink
vorhandene Wertstoffe [t/a]	55.000	7.000	4.000	90.000	45.000
bleibende Wertstoffe [t/a]	19.404	2.470	1.411	0	15.876
Verluste Gesamt [t/a]	35.596	4.530	2.589	90.000	29.124

	Nickel	Kobalt	Cadmium	Blei
vorhandene Wertstoffe [t/a]	9.000	5.500	650	865.000
bleibende Wertstoffe [t/a]	3.175	1.940	229	821.589
Verluste Gesamt [t/a]	5.825	3.560	421	43.412

5 F&E POTENTIALE UND VERBESSERUNGSVORSCHLÄGE

Im Bereich der klassischen Starterbatterie auf Bleibasis funktioniert europaweit das System sehr gut. Nur wenige darin enthaltene Wertstoffe gehen verloren. Hier gibt es kaum ein Verbesserungspotential.

Bei der klassischen Gerätebatterie gehen die meisten Wertstoffe bereits in der Sammlung verloren. Hier herrscht akuter Handlungsbedarf. Sammelsysteme haben derzeit keinen Anreiz mehr als die gesetzlich vorgeschriebene Menge zu sammeln, weil ihnen jede gesammelte Tonne Geld kostet, dass sie von niemanden ersetzt bekommen. Eine Möglichkeit wäre die verpflichtende Erhöhung der Sammelquoten. Sammelquoten von rund 70 % in Schweden und der Schweiz zeigen, dass weit mehr als 45 % möglich sind. Eine andere Möglichkeit wäre die Berechnung der Recyclingeffizienz bezogen auf die in Verkehr gebrachten Mengen statt nur zu berechnet auf die gesammelten Mengen. Auch dies würde den Druck massiv erhöhen. Dadurch können die Systeme mehr Geld von den Herstellern verlangen ohne Wettbewerbsnachteile zu anderen Systeme zu bekommen.

Für Konsumenten besteht wenig Anreiz mehr Batterien in die getrennte Sammlung zu bringen. Ein z.B. Pfandsystem bei Lithium-Ionen Akkus könnte die Rückgabemengen erhöhen und indirekt einen Druck auf die Hersteller ausüben die E-Geräte so zu bauen, dass Akkus leichter

ausbaubar sind. Aktuell verhindern viele Gerätehersteller den Ausbau der Akkus. Diese gehen einerseits als Wertstoffquelle verloren und andererseits führen sie zu Großbränden in E-Schrott-aufbereitungsanlagen weil die dortigen Anlagen nicht für diese Materialien gebaut sind.

Im Bereich F&E muss versucht werden das in der Batterie enthaltene Mangan zu gewinnen. Bei der Lithium-Ionen Batterie stellt die sinnvolle Verwertung der Aktivmasse aktuell die größte Herausforderung dar. Einerseits unterscheiden sich die unterschiedlichen verwendeten Chemismen für Lithium-Ionen stark voneinander, wodurch es nicht die „eine" richtige Verwertungs-lösung gibt. Andererseits handelt es sich um ein komplexes Gemisch aus verschiedensten Elementen, was eine wirtschaftliche Aufbereitung oft in Frage stellt.

LITERATUR

Arnberger, A., Luidolt, S., Grinschgl, A. (2012) Recyclingmöglichkeiten von Li-Ionen- und NiMeH-Akkus aus EVs und HEVs. In: *Proceedings of the e-mobility conference.* Graz, Österreich.

BDE Bundesverband der Deutschen Entsorgungs-, Wasser- und Rostoffwirtschaft e.V. (2016) *BDE-Praxisleitfaden – Lithiumbatterien und -zellen (auch in Elektrogeräten) – Sammlung, Verpackung und Transport gemäß ADR.*

Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit (2016) *Statistik Altbatterien.* Online: www.bmub.bund.de/P2741/ .

EUWID Recycling und Entsorgung (2016) *Viele EU-Staaten noch weit entfernt vom zukünftigen Sammelziel der Batterierichtlinie.* Online: http://www.euwid-recycling.de/news/politik/einzelansicht/Artikel/viele-eu-staaten-noch-weit-entfernt-vom-zukuenftigen-sammelziel-der-batterierichtlinie.html.

Rydh, C. (2002) Life cycle inventory of recycling portable nickel-cadmium batteries. In: *Resources, Conservation and Recycling,* Volume 34, Issue 4, pp. 289-309

Sagis, L.M. & Perchards, E. (2014) *The collection of waste portable batteries in Europe in view of the achievability of the collection targets set by Batteries Directive 2006/66/EC.* (Hg) European Portable Battery Association (EPBA). Online: http://eesringlus.ee/wp-content/uploads/2013/02/Reportonthe-portablebatterycollectionrates-UpdateDec-14-fullversion.pdf.

Trueb, L. & Rüetschi, P. (1998) *Batterien und Akkumulatoren - Mobile Energiequellen für heute und morgen.* Berlin Heidelberg: Springer Verlag.

Wehye, R. (2013) Recycling von Lithium-Ion-Batterien. In Thome-Kozmiensky, Goldmann: *Recycling und Rohstoffe* Band 6, Seite 516.

Ma, Y., Cui, Y., Zuo, X., Huang, S., Hu, K., Xiao, X. & Nan, J. (2014) Reclaiming the spent alkaline zinc manganese dioxide batteries collected from the manufacturers to prepare valuable electrolytic zinc and LiNi0.5Mn1.5O4 materials. In: *Waste Management*, Volume 34, Issue 10, pp. 1793-1799.

File: 114

Improved Eco-Design of Lithium-Ion Battery Packs for Simplifying the Recycling Process

T.E. Schwarz & B. Rutrecht
Montanuniversitaet Leoben, Chair of Waste Processing Technology and Waste Management, Leoben, Austria

A. Curtis
Saubermacher Dienstleistungs AG, Feldkirchen, Austria

P. Handel & S. Seger
Samsung SDI Battery Systems GmbH, Premstätten, Austria

J. Worschech
IESTA - Institut für Innovative Energie- und Stoffaustauschsysteme, Graz, Austria

ABSTRACT: Based on the results of the research projects LIBRES and VECEPT, the project eMPROVE focuses on the improvement of different parts, processes and the framework of electrified vehicles. The overall target of the project is to reduce the costs while increasing the energy efficiency and the mass producibility. Therefore the consortium works on the whole value chain and life cycle of electrified vehicles. Two demonstrators – first, a plug-in hybrid electric vehicle and second, a lithium-ion battery – will be developed in the project.
Two main topics of the project will be examined in detail: The eco-design and the recycling of traction lithium-ion batteries. In this article the research questions and planned activities should be highlighted and the main challenges of future battery recycling discussed.

1 INTRODUCTION

Due to the increasing numbers of lithium-ion batteries in electric cars as well as in electric and electronic equipment, the design and recycling of batteries is gaining increasing importance. As shown in Fig. 1, the number of electrified vehicles is increasing constantly over the past years. This fact demands for an efficient and holistic battery concept as well as a future concept for recycling and treatment (AustriaTech 2016).

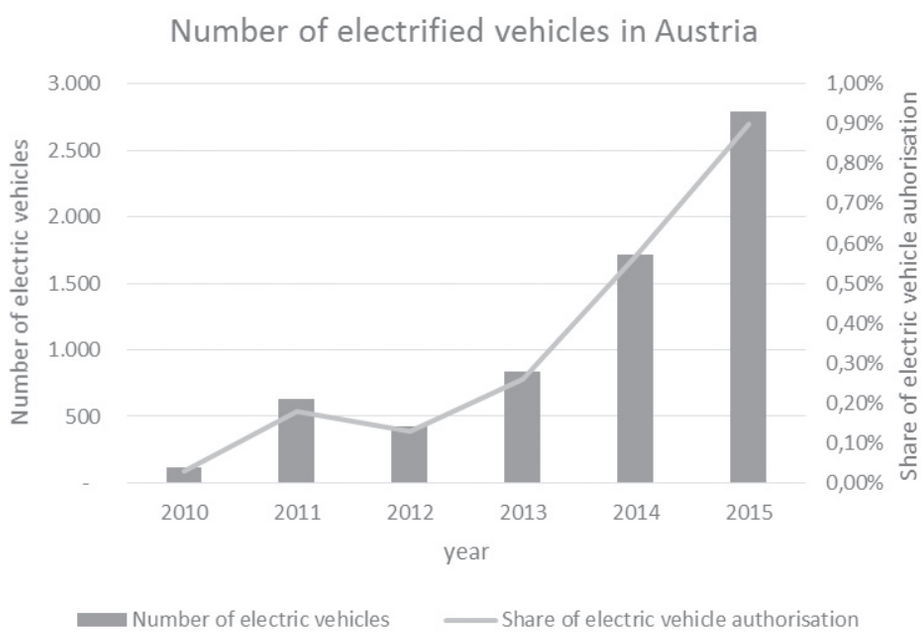


Fig. 1: Increasing numbers of electrified vehicles in Austria – total numbers and share of car authorisations from 2010 to 2015 [Source: AustriaTech (2016) Elektromobilität 2015 – Monitoringbericht].

The three year lighthouse project "eMPROVE – Innovative solution for the industrialization of electrified vehicles" is sponsored by the Klimaenergiefonds Austria and consists of twelve committee partners. The target of the project is to improve the results from ongoing projects regarding vehicle transmission, SW-control, energy storage system and battery recycling and integrate them in two demonstrators, one plug-in hybrid electric vehicle and a lithium-ion battery pack by improving cost and energy efficiency as well as enable mass production.

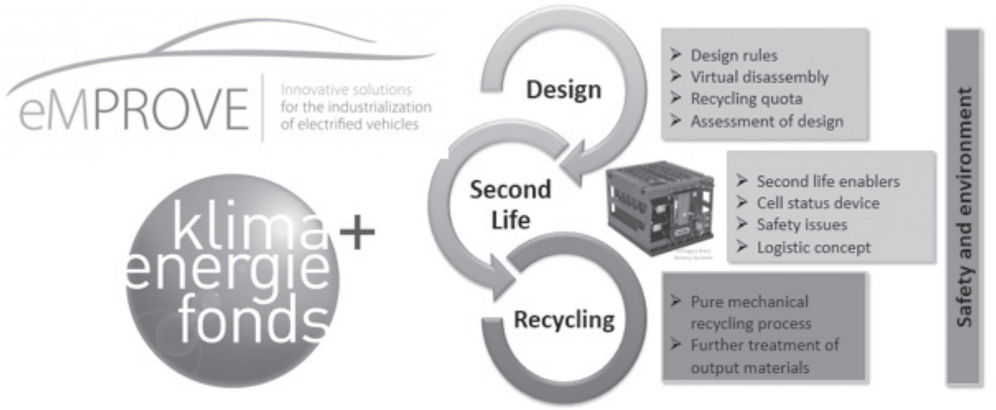


Fig. 2: Project eMPROVE (Logo) supported by Klimaenergiefonds and the main research topics of work package four [Source: Project eMPROVE and Klimaenergiefonds].

The recycling of traction batteries does have many challenges to overcome. According to battery ordinance (BMLFW 2008), lithium-ion batteries have to reach a 50 % recycling rate. Current recycling processes focus on the main parts like housing, electric and electronic parts as well as the cell metal foils. New technologies have to aim at a more detailed recycling of cell components and optimization of processes. The battery cells consist of aluminum cathode foils coated with graphite, of copper anode foils coated with a lithium metal active material and separator foils. The cell is coated by aluminum or steel housing and electrolyte is filled in. Some of the components like housing and metal foils could be recycled and reused in the industrial process chain but for example the active material and separator foils do not have so far a recycling process scheme. Therefore the "LIBRES" recycling process (Arnberger 2016) should be improved in the project eMPROVE to comply with future strengthened recycling rates and build up an economic feasible process.

2 DESIGN OF THE BATTERY PACK

The design of the batteries is a main factor for an efficient repair and recycling as well as for reducing environmental impacts. Therefore one main part of the project contains research topics to battery design and the end-of-life phase (including second life, recycling and recovery). The work package four named "Battery safety, recycling and second life" elaborates an environmentally friendly design of a battery pack, functional safety issues for the whole life cycle of the battery as well as an optimized recycling concept for Lithium Ion batteries.

Within the project LIBRES the Eco-Design activities were limited to a concept workshop. Due to the progress of construction of the batteries, the results of this workshop could not be realized. As a first step, in eMPROVE the battery components (component groups see Fig. 2) and the further approach were discussed in an internal workshop with the project partner Samsung SDI battery systems to improve, adapt and implement the eco-design goals in the first concept phase. For this purpose, a detailed bill of materials was established with relevant environmental data (mass, weight, complexity and production information). After the development phase a virtual dismantling test will demonstrate the repair and recycling possibility for the eMPROVE battery demonstrator. The literature research already started for the virtual dismantling steps and a further discussion about the realization will be done in the next months.

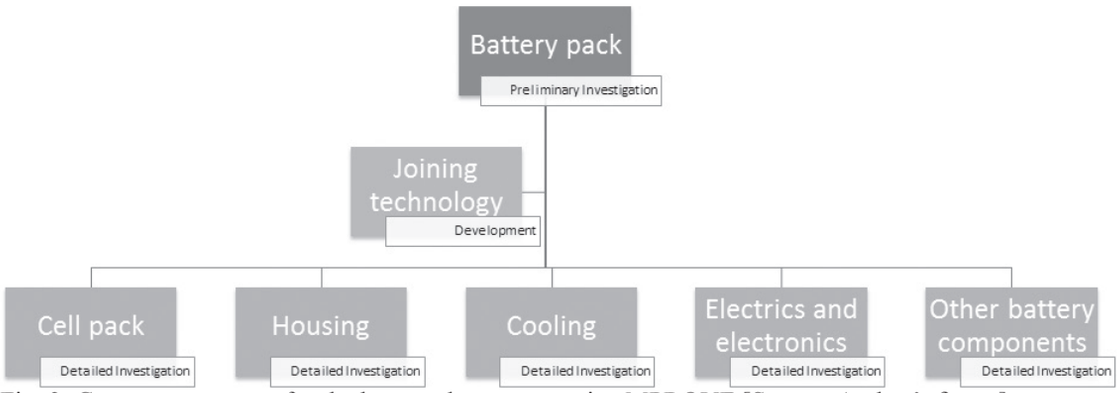


Fig. 3: Component groups for the battery demonstrator in eMPROVE [Source: Author's figure].

3 OPTIMIZATION OF THE BATTERY RECYCLING PROCESS

The second part emphasizes the recycling process. The ongoing activities on Lithium Ion batteries and the first bigger quantities of energy storage systems (ESS) returning demonstrate the importance of the topic. Based on LIBRES, the first activity in eMPROVE is an optimization of the current process scheme. Therefore five different battery cell types are chemically analyzed in detail. So, the cells are discharged, opened and the mass balance is obtained as shown in Fig 3. With a chemical analysis the composition of the cells is determined and further optimization steps to the treatment process could be suggested.

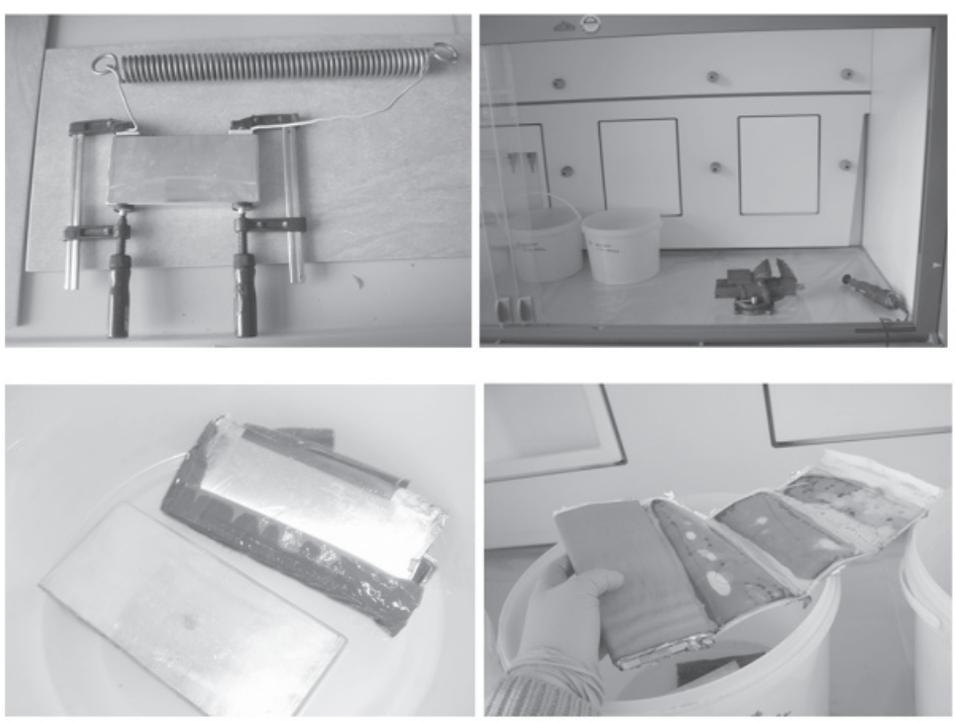


Fig. 4: Mass balance of a battery cell – (1) discharge, (2) laboratory, (3) cell and housing separated, (4), separation of different cell components and weighting [Source: Author's photos].

The second step focused on the optimization of foils fraction treatment. Therefore, different experiments with mechanical separation and sorting steps on laboratory scale are performed to purify the material fractions. Various tests with different parameters for the aggregates and the materials, including larger scale tests with samples of about 400 kg, are performed to reach a material quality which attains industrial levels. The goal of these experiments is to improve the preparation process for different treated cells at the Saubermacher research plant in Graz. The biggest

challenge is to reduce the dust of the cells while processing. Therefore three measures are taken:

- the recycling aggregates got a housing,
- the suction was optimized and
- a cyclone was installed.

An optimized recycling will reduce costs by gaining various fractions which can be sold to the industry. Looking at different cells types, the active material of the cathode accounts for 19 – 43 weight-%, while the weight of the anode ranges between 19 – 27 weight-% of a cell.

These facts highlight the importance and potential of recycling the material. The active materials from anode and cathode, both gained together in the process, are containing graphite (active materials negative electrode) and lithium-metal compounds (active materials positive electrode) as well different contaminations (Al, Cu foils etc.). Lithium metal compounds could be $LiFePO_4$ (LFP), $LiMn_2O_4$ (LMO), $LiNiMnCoO_2$ (NMC) and others. The challenge is to separate this mass flow of substances to achieve a high valuable fraction for the industry.

Therefore the active material of different cells is examined on its physical characteristics (density of the material, wettability etc.). The first experiments on the microprobe showed the connectivity of different particles and their properties. The development of a separation method of the different substances of the active materials is the next step within the project. In a first brainstorming different mechanical separation and classification technologies are identified and will be tested on laboratory scale.

4 SUMMARY

The design, battery safety, recycling process and material output quality optimization is addressed in the project eMPROVE. The results of the first year project work (requirements phase) shows that the defined goals can be reached and offers a great potential for all industrial partners in the field of energy storage systems and recycling. In the next project phase (development phase) the achieved results will be more detailed and then developed to provide the two demonstrators of eMPROVE for the evaluation.

REFERENCES

Arnberger, A. (2016) *Entwicklung eines ganzheitlichen Recyclingkonzeptes für Traktionsbatterien basierend auf Lithium-Ionen-Batterien.* Doctoral thesis and different internal documents. (Not in public available).

AustriaTech (2016) *Elektromobilität 2015 – Monitoringbericht.* Im Auftrag des Bundesministeriums für Verkehr, Innovation und Technologie. URL: https://www.bmvit.gv.at/verkehr/elektromobilitaet/downloads/emobil_monitoring_2015.pdf (online: 17.08.2016).

Bundesministers für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft (2008) *Verordnung des Bundesministers für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft über die Abfallvermeidung, Sammlung und Behandlung von Altbatterien und -akkumulatoren* (Batterienverordnung) StF: BGBl. II Nr. 159/2008.

File: 121

A New Concept to Recover Heavy Metals from Industrial Wastewater

M. John, S. Heuss-Aßbichler & A.L. Huber
Ludwig-Maximilians Universität München, Department for Earth and Environmental Sciences, Munich, Germany

ABSTRACT: Herein, we present a new, economic, energy-saving and environment-friendly technique to treat industrial wastewater. With our concept we succeeded (1) to purify metal (A, B) loaded wastewater, (2) to prevent production of highly voluminous hydroxide sludge and (3) to recover metals as a secondary resource, as (doped) ferrites ($A^{2+}Fe^{3+}_{2-x}B^{3+}_xO_4$), delafossite ($A^{1+}Fe^{3+}_{1-x}B^{3+}_xO_2$), binary oxides and/or zero-valent metals directly from aqueous solutions at low temperatures between 40 °C and 90 °C.
The procedure includes a facile precipitation reaction and ageing of the residues in some cases. The wastewater purification rates achieved by this treatment technique are 99.98 % – 100 % for Cu, Zn, Ni, Ag, Fe, Pd, Cr, Pb and Mn at optimal conditions.
Using this method no highly voluminous hydroxide sludge is produced. The recovery of the heavy metals is economically feasible due to high ratios of the specific element (A, B) in the residue. In some cases the precipitated synthesis product itself, e.g. nano crystalline delafossite can be directly used for industrial applications. Therefore, this concept can effectively prevent pollution, provide a source for usable heavy metals and avoid dissipation of metals into the environment.

1 INTRODUCTION

Heavy metals represent important raw materials. However, these elements can be potentially hazardous for the health of humans, animals, plants and other living organisms. In industry, wastewaters with a variable concentration of different metal components e.g. Cu, Ni, Zn, Ag, Pd, Au, Sn and Cr are produced. The amount of heavy metal containing wastewaters has strongly increased in the last decades due to the rapid development of industry. Though there are various techniques to treat wastewater, heavy metal pollution has become one of the most serious environmental problems today (Fu & Wang 2011). Commonly the metals in wastewaters are precipitated as hydroxides leading to a very high volume of sludge. Because of the high water and low heavy metal content of the sludge, currently, only small fractions of sludge are recycled. Hence, this treatment technique inevitably results in dissipation of valuable metals and, ultimately, in economic loss (Huber et al., this volume).

An alternative approach proposed to remove cations from low-concentrated (< 1 g/l) laboratory wastewater is the ferrite-process. This method involves the addition of Fe^{2+} ions into the solution and subsequent alkalization of the solution under oxidizing conditions (Okuda et al. 1975), (Katsura et al. 1977), (Barrado et al. 1998). This method was anticipated to incorporate the heavy metals into the spinel structure. However, our results, and also recent studies, clearly show that in many cases the incorporation of heavy metals into the ferrite structure is very restricted (Heuss et al. 2016a), (Heuss et al. 2016b), (John 2016), (Pritosiwi 2012).

The new concept we present in this study includes both, the purification of metal (A, B) loaded wastewaters and the synthesis of hydroxide free precipitates as (doped) ferrites ($A^{2+}Fe^{3+}_{2-x}B^{3+}_xO_4$), delafossites ($A^{1+}Fe^{3+}_{1-x}B^{3+}_xO_2$) or binary oxides (AO and A_2O) (Heuss et al. 2016a), (Heuss et al. 2016b), (John et al. 2016a), (John et al. 2016b), (John et al. 2016c), (John 2016). Due to the special structure and chemical composition of these nanoparticles, they can be used in various industrial applications, e.g. as microwave absorbers (Shin & Oh 1993), (Schloe-

mann 2000), UV-lasers (Dong et al. 2013), solar cells (Matsubara et al. 2003), (Sudhagar et al. 2011), gas sensors (Zhang et al. 2006), (Xu et al. 2008), (Wang et al. 2012), luminescent material (Doumerc et al. 1989), (Jacob et al. 1997), piezoelectric devices, catalyst and materials for p-type conduction oxides and batteries (Sheets et al. 2006), (Sukeshini et al. 2000), (Nagaura 1982). Furthermore some of these products, e.g. $CuFeO_2$ or Ag^0 @ Fe-oxide nanoparticles, exhibit special magnetic, photo- and electrochemical as well as antiviral properties (Rawat et al. 2007), (Gong et al. 2007), (Marková et al. 2013), (Qiu et al. 2012). Currently in most cases, these phases are synthesized by energy and time intensive methods, as high temperature solid state reactions, sol-gel methods and hydrothermal procedures.

2 SYNTHESIS OF ZERO-VALENT PHASES AND NANO CRYSTALLINE (DOPED) METAL OXIDES IN ORDER TO TREAT INDUSTRIAL WASTEWATER

The basic principle of our method implies the addition of variable amounts of Fe^{2+} ions and subsequent alkalinization of the solution. Heavy metal precipitation was carried out at a pH value ≥ 9 and reaction temperatures between 40 °C and 90 °C. The reaction pH was reached by addition of NaOH to the wastewater while continuously stirring and heating. Afterwards the pH was kept at a defined value for 5 to 10 minutes (pH-stat time). For pH measurements and adjustments, a Titrator TL 7000 (SI Analytics) was used. In some cases for ageing, the solution containing the precipitates was either kept at room temperature or sealed and stored at elevated temperatures for a certain length of time.

We developed two different possibilities for the hydroxide-free precipitation of heavy metals from wastewater: the "low-Fe"-system and the "high-Fe"-system. For the "low-Fe"-system an atomic ratio of metal (A, B) to Fe ≤ 0.6/1 and for the "high-Fe" system a ratio of ≥ 0.8/1 was used. The residues consist of doped binary oxides or ferrite, Lt-delafossite and zero-valent metals, respectively.

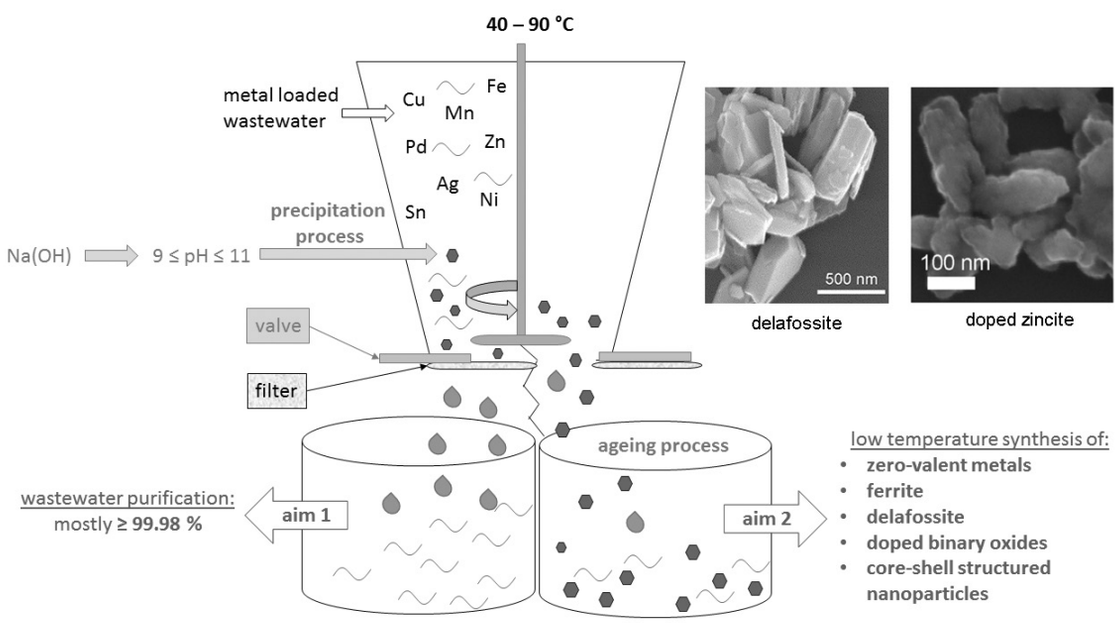


Fig. 1: Two main aims of our new concept to treat wastewaters. Using this method high purification rates and valuable synthesis products solely by a facile precipitation and ageing process can be achieved (modified after John 2016).

In all cases, both the water purification rate and the phase assemblage of the residues is directly controlled by the experimental conditions e.g. reaction temperature, pH-value, initial heavy metal concentration, and ageing time and conditions. Mostly nano crystalline phases are produced. However, all precipitated particles agglomerate to larger clusters under certain conditions. Therefore, the residues can easily be removed from the reaction solution by sedimentation or

filtration. Furthermore, most of the reaction products have ferromagnetic properties so that a magnetic separation is feasible.

In following we present both, few new results together with a brief summary of these studies:

- Heuss-Aßbichler, S., John, M., Klapper, D., Bläß U.W. & Kochetov, G. (2016a) Recovery of Cu as zero-valent phase and / or Cu oxide nanoparticles from wastewater by ferritization. Journal of Environmental Management. in press.
- Heuss-Aßbichler, S., John, M. & Huber, A.L. (2016b) New procedure to recover heavy metals in industrial wastewater. WIT Transactions on Ecology and the Environment, 202. 102-113.
- John, M. (2016) Low temperature synthesis of nano crystalline zero-valent phases and (doped) metal oxides as $A_xB_{3-x}O_4$ (ferrite), ABO_2 (delafossite), A_2O and AO. A new process to treat industrial wastewaters? Dissertation, LMU-Universität München.
- John, M., Heuss-Aßbichler, S., Park, S., Ullrich, A., Benka, G., Petersen, N., Rettenwander, D. & Horn, S.R. (2016a) Low-temperature synthesis of $CuFeO_2$ (delafossite) at 70 °C: A new process solely by precipitation and ageing. Journal of Solid State Chemistry 233. 390 – 396.
- John, M., Heuss-Aßbichler, S. & Ullrich, A. (2016b) Conditions and mechanisms for the formation of nano-sized delafossite ($CuFeO_2$) at temperatures ≤ 90 °C in aqueous solution. Journal of Solid State Chemistry 234. 55 – 62.
- John, M., Heuss-Aßbichler, S., Ullrich, A. & Rettenwander, D. (2016c) Purification of heavy metal loaded wastewater from electroplating industry under synthesis of delafossite (ABO_2) by "Lt-delafossite process". Water Research 100. 98 – 104.
- John, M., Heuss-Aßbichler, S. & Ullrich, A. (2016d) Purification of wastewater from Zn plating industry by precipitation of (doped) ZnO nanoparticles. International Journal of Environmental Science and Technology. In press.

2.1 "High-Fe"-system

By using the "high-Fe" precipitation method, in all experiments, the process active phase green rust (GR), an Fe^{2+}-Fe^{3+} double-layered hydroxy-sulphate, precipitates first. Under alkaline conditions this metastable phase oxidizes and forms more stable Fe-(hydr-)oxides as for example ferrite, goethite, ferrihydrite or in special cases delafossite. Our results clearly show, that the oxidation of GR is a key step in the wastewater treatment process directly influencing the water purification rate and the final synthesis product. Herein, we present two different oxidation paths of GR:

- leading to ferrite and
- leading to delafossite formation.

Delafossite formation is triggered by the addition of highly concentrated NaOH solution, ferrite formation is favored by the alkalization using rather low concentrated NaOH solution.

2.1.1 Modified ferrite-process

In this study, we modified the Ferrite-process by a matrix- and element specific adjustment of the reaction parameters in order to gain either ferrite, incorporating the heavy metal, or a directed coprecipitation of heavy metals as oxides or zero-valent phases. Furthermore, we tested the feasibility of this ferrite-process to treat synthetic wastewaters and wastewaters from the electroplating industry with initial concentrations of 1 – 25 g/l for Cu^{2+}, 1 – 10 g/l for Zn^{2+} and 1 – 15 g/l for Ni^{2+} at reaction temperatures between 40 °C and 90 °C and pH values ≥ 8 at different ageing conditions.

We achieved wastewater purification efficiency of exclusively ≥ 99.98 % for Cu and ≥ 99.90 % for Ni. The recovery rates of Zn ranges between 98.5 % and 99.98 % as a function of, especially, pH value and reaction temperature. By using optimal experimental conditions, recovery rates in the rage of 99.98 % to almost 100 % can be achieved for all of these elements.

In all cases, nano crystalline ferrite is formed by the transformation of GR in alkaline solution during ageing. However, our results clearly show that the optimal parameters differ depending on the main metal of the wastewater.

There are two different options to purify Cu containing wastewaters. The phase assemblages of the aged samples (option 1 and 2) depend on the reaction conditions: Option 1 is realized for precipitates obtained from wastewaters with initial Cu^{2+} concentrations > 5 g/l. In these cases, Cu incorporates into the ferrite structure ($Cu_xFe_{3-x}O_4$) and co-precipitates as Cu_2O (cuprite) or zero-valent Cu^0. Option 2 is observed in residues precipitated from wastewaters with low Cu^{2+} concentrations ≤ 5 g/l. In these residues, part of the Cu incorporates into the ferrite structure and co-precipitates as Cu_2O and CuO (tenorite). In both options the chemistry of ferrite varies from pure magnetite up to an amount of 45 % Cu-ferrite.

All aged samples obtained from Zn loaded wastewaters consist of a mixture of the following phases: $Zn_xFe_{3-x}O_4$, a solid solution between Fe_3O_4 (magnetite) and $ZnFe_2O_4$ (franklinite), $Fe_{10}O_{14}(OH)_2$ (ferrihydrite) and variable amounts of ZnO (zincite). The precipitation of a com-pletely hydroxide free product as a single phase oxide was not possible.

We can distinguish between two options for Ni containing wastewaters. Option 1: Mainly $Ni(OH)_2$ (theophrastite) and almost no ferrite is produced. This is typical for precipitates obtained from heavily loaded wastewaters. Option 2: The precipitates mainly consist of a solid solution ($Ni_xFe_{3-x}O_4$) of the end members Fe_3O_4 and $NiFe_2O_4$ (trevorite). In most cases, small amounts of hydroxides, e.g. $Fe_{10}O_{14}(OH)_2$ (ferrihydrite) coprecipitate.

2.1.2 Lt-delafossite-process

During our study we developed an innovative and environmentally friendly procedure, called the Lt-delafossite process, to (1) synthesize pure delafossite ($A^{1+}Fe^{3+}_{1-x}B^{3+}_xO_2$) solely by a facile precipitation and ageing process at low temperatures between 50 °C and 90 °C. Furthermore, we modified this process in order to effectively purify heavy metal loaded wastewaters.

The Lt-delafossite process was tested e.g. on synthetic Cu loaded wastewaters and industrial wastewaters. The method achieves water purification rates of ≥ 99.98 % at optimal conditions. After ten hours of ageing the synthesized material consists of pure $Cu^{1+}Fe^{3+}O_2$ and is free of any side products. Two polytypes, 3R and 2H, occur in Lt-delafossite and the ratio is controlled by the amount of added NaOH during the pH-stat time. Electron microscopy images show hexagonal plates with a diameter ≤ 500 nm and a variable thickness of, on average, 5 nm for ageing times ≤ 24 hours up to 300 nm for ageing times ≥ 7 days. Using Mn, Ni, Co or Cr containing wastewater, the partial substitution of Fe by Mn is observed.

Additionally, we tested the feasibility of the Lt-delafossite process to treat Ag containing solutions. Besides the synthesis of $AgFeO_2$ we are able to produce Ag^0 @ Fe_3O_4 and Ag^0 @ $AgFeO_2$ nanocomposites. By using a slightly adapted experimental setup the formation of Ag^0 thin films on glass substrate was achieved.

2.2 Low-Fe-System

The Low-Fe-System is investigated as an alternative approach to the ferrite-process and the Lt-delafossite process. The heavy metals are precipitated as Fe doped binary metal oxides (AO and A_2O) using a “low-Fe” precipitation method. The Low-Fe-System achieves clear advantages: In contrast to the residues obtained by the ferrite process, the precipitates are mostly single phased and the adjustment of the parameters is less complex than for the Lt-delafossite process. Moreover, ageing of the residues is not necessary. As a result of the low Fe addition, the volume of the precipitates is lowest compared to all other treatment techniques and both, the density of the precipitated material and the overall concentration of the specific metal (A) is highest.

During this study, experiments on both synthetic and industrial wastewaters from two different branches with initial concentrations of Cu and Zn between 1 – 3 g/l were performed.

Due to a specific adjustment of the experimental parameters, the water purification rate achieved using a low Fe / heavy metal ratio is as good as in the “high-Fe”-system. The water purification rates are always ≥ 99.98 % for Cu. The purification rates of Zn depend strongly on the reaction

temperature, pH value and ageing conditions. The optimal reaction conditions are: low temperature (40 °C) and low pH values (pH ≤ 9) gaining recovery rates of ≥ 99.98 %.

For Fe/Cu and Fe/Zn ratios lower than 0.1/1 the single-phased precipitates consist of doped tenorite (CuO) or zincite (ZnO), respectively. For higher ratios, ferrihydrite ($Fe_{10}O_{14}(OH)_2$) co-precipitate. For a Fe/Cu ratio of ≥ 0.5/1, cuprite (Cu_2O) precipitates in addition to CuO.

3 CONCLUSION

The concept presented herein is a new, economic, energy-saving and environment-friendly ap-proach to purifying industrial wastewater by the synthesis of ferrites ($A^{2+}Fe^{3+}_{2-x}B^{3+}_xO_4$), delafossite ($A^{1+}Fe^{3+}_{1-x}B^{3+}_xO_2$), doped binary oxides and zero-valent metals directly from aqueous solutions at low temperatures. The recovery rates achieved by this treatment technique are 99.98 – 100 % for Cu, Zn, Ni, Ag, Fe, Pd and Mn at optimized reaction conditions. Additionally, traces of minor elements (e.g. Cr and Pb) mostly present in industrial wastewaters are also removed up to almost 100 %. After the treatment the purified water fulfills the requirements for direct and indirect discharge.

The heavy metals precipitate as nano crystalline heavy metal (Fe-)oxides or zero-valent phases. Following, the residues obtained from this wastewater treatment technique are very low in volume compared to the sludge generated by commonly used hydroxide precipitation using e.g. lime. The recovery of the heavy metals is economically feasible due to high ratios of the specific element in the residue or the precipitated synthesis product itself, e.g. delafossite or doped zincite (ZnO) can be directly used for industrial applications. Therefore, this concept can effectively prevent pollution and provide a source for usable heavy metals. Furthermore, dissipation of partially rare or toxic metals into the environment can be avoided.

As part of the research association “ForCycle - Rohstoffwende Bayern”, this study is funded by the Bavarian State Ministry of Environment and Consumer Protection:

LITERATUR

Barrado, E., Prieto, F., Vega, M. & Fernández-Polanco, F. (1998) Optimization of the operational variables of a medium-scale reactor for metal-containing wastewater purification by ferrite formation. *Water Research*, 32(10), 3055-3061.

Dong, H., Liu, Y., Lu, J., Chen, Z., Wang, J. & Zhang, L. (2013) Single-crystalline tower-like ZnO microrod UV lasers. *Journal of Materials Chemistry C*, 1(2), 202-206.

Doumerc, J.P., Parent, C., Chao, Z.J., Le Flem, G. & Ammar, A. (1989) Luminescence of the Cu+ ion in CuLaO2. *Journal of the Less Common Metals,* 148(1), 333-337.

Fu, F. & Wang, Q. (2011) Removal of heavy metal ions from wastewaters: a review. *Journal of Environmental Management,* 92(3), 407-418.

Gong, P., Li, H., He, X., Wang, K., Hu, J., Tan, W. & Yang, X. (2007) Preparation and antibacterial activity of Fe3O4@ Ag nanoparticles. *Nanotechnology*, 18(28), 285604.

Huber, A.L., Heuss-Aßbichler, S. & John, M. (2016) Is an effective recovery of heavy metals from industrial effluents feasible? This volume

Jacob, A., Parent, C., Boutinaud, P., Le Flem, G., Doumerc, J.P., Ammar, A. & Elaatmani, M. (1997) Luminescent properties of delafossite-type oxides LaCuO2 and YCuO2. *Solid state communications,* 103(9), 529-532.

Katsura, T., Tamaura, Y. & Terada, H. (1977) ‘Ferrite Process’ treatment of the wastewater from laboratories. *Ind. Water Japan,* 223.

Marková, Z., Šišková, K.M., Filip, J., Čuda, J., Kolář, M., Šafářová & Zbořil, R. (2013) Air stable magnetic bimetallic Fe-Ag nanoparticles for advanced antimicrobial treatment and phosphorus removal. *Environmental science & technology,* 47(10), 5285-5293.

Matsubara, K., Fons, P., Iwata, K., Yamada, A., Sakurai, K., Tampo, H. & Niki, S. (2003) ZnO transparent conducting films deposited by pulsed laser deposition for solar cell applications. *Thin Solid Films*, 431, 369-372.

Nagaura, T. (1982) New Material AgNi02 for Miniature Alkaline Batteries. *Progress in Batteries and Solar Cells*, 4, 105-107.

Okuda, T., Sugano, I. & Tsuji, T. (1975) Removal of heavy metals from waste-waters by ferrite co-precipitation. *Filtration & Separation*, 12(5), 472-475.

Pritosiwi, G. (2012) *Removal of metal ions from synthetic und galvanic wastewater by their incorporation into ferrites.* Dissertation, Technische Universität Hamburg-Harburg. Hamburg-Harburg Universitätsbibliothek.

Qiu, X., Liu, M., Sunada, K., Miyauchi, M. & Hashimoto, K. (2012) A facile one-step hydrothermal synthesis of rhombohedral CuFeO2 crystals with antivirus property. *Chemical Communications*, 48(59), 7365-7367.

Rawat, J., Rana, S., Srivastava, R. & Misra, R.D.K. (2007) Antimicrobial activity of composite nanoparticles consisting of titania photocatalytic shell and nickel ferrite magnetic core. *Materials Science and Engineering*: C, 27(3), 540-545.

Schloemann, E. (2000) Advances in ferrite microwave materials and devices. *Journal of magnetism and Magnetic Materials*, 209(1), 15-20.

Sheets, W.C., Mugnier, E., Barnabe, A., Marks, T.J. & Poeppelmeier, K.R. (2006) Hydrothermal synthesis of delafossite-type oxides. *Chemistry of materials,* 18(1), 7-20.

Shin, J.Y. & Oh, J.H. (1993) The microwave absorbing phenomena of ferrite microwave absorbers. *Magnetics*, IEEE Transactions on, 29(6), 3437-3439.

Sudhagar, P., Kumar, R.S., Jung, J.H., Cho, W., Sathyamoorthy, R., Won, J. & Kang, Y.S. (2011) Facile synthesis of highly branched jacks-like ZnO nanorods and their applications in dye-sensitized solar cells. *Materials Research Bulletin*, 46(9), 1473-1479.

Sukeshini, A.M., Kobayashi, H., Tabuchi, M. & Kageyama, H. (2000) Lithium intercalation of delafossite, cuprous iron oxide. In *Intercalation Compounds for Battery Materials: Proceedings of the International Symposium* (p. 104). The Electrochemical Society.

Wang, L., Kang, Y., Liu, X., Zhang, S., Huang, W. & Wang, S. (2012) ZnO nanorod gas sensor for ethanol detection. *Sensors and Actuators B: Chemical*, 162(1), 237-243.

Xu, J., Han, J., Zhang, Y., Sun, Y. A. & Xie, B. (2008) Studies on alcohol sensing mechanism of ZnO based gas sensors. *Sensors and Actuators B: Chemical,* 132(1), 334-339.

Zhang, J., Liu, J., Peng, Q., Wang, X. & Li, Y. (2006) Nearly monodisperse Cu2O and CuO nano-spheres: preparation and applications for sensitive gas sensors. *Chemistry of materials*, 18(4), 867-871.

File: 122

Recycling von Metallen aus Abfallbeizen

M. Wellacher & L. Nachtschatt
Montanuniversität Leoben, Lehrstuhl für Abfallverwertungstechnik und Abfallwirtschaft, Leoben, Österreich

KURZFASSUNG: In chemisch-physikalischen Behandlungsanlagen für anorganische, gefährliche und meist flüssige Abfälle werden u.a. Metallbeizen aus der metallverarbeitenden Industrie neutralisiert, in eine feste und eine flüssige Fraktion separiert und diese entsorgt. Die Projektidee war es, die in den Abfällen enthaltenen Metalle für eine Verwertung zurückzugewinnen. Um dieses Ziel zu erreichen, sollten die Schlämme durch stufenweise pH-Anhebung der Beize und stufenweises Abpressen von weniger komplexen Schlammgemischen einem Recycling zugeführt werden. Eine Laboranlage wurde am Lehrstuhl Abfallverwertungstechnik und Abfallwirtschaft (Lehrstuhl AVAW) aufgebaut. Die Ergebnisse der Neutralisation einer Schwermetallbeize im Labor zeigten, dass eine gestufte Fällung dieser Abfälle möglich ist. Der Versuchsaufbau war geeignet, eine Beize hinsichtlich der gestuften Fällung zu untersuchen. Somit können Empfehlungen für die Verfahrensführung gegeben werden, wie bestimmte Aufteilungen von Metallen auf Überstand und Sediment erreicht werden. Mit dem Versuchsaufbau war es möglich, Sedimentmenge und dessen Zusammensetzung in halben pH-Schritten zu bestimmen.

1 EINLEITUNG

In chemisch-physikalischen Anlagen zur Behandlung von anorganischen, gefährlichen und meist flüssigen Abfällen (CPA-Anlagen) werden u.a. Metallbeizen aus der metallverarbeitenden Industrie neutralisiert, in eine feste und eine flüssige Fraktion separiert und diese entsprechend entsorgt. Mit dem derzeitigen Wissensstand ist im Hinblick auf die Wirtschaftlichkeit und den Umweltschutz bei der Behandlung und Entsorgung eine Verbesserung möglich. Dazu braucht es neue innovative Ansätze zur Aufbereitung der Abfälle in Hinblick auf eine Verwertung der enthaltenen Metalle. Für eine Verwertung geeignet erscheinen die Metalle Al, Cu, Fe, Mo, Ni, Pb, Pd, Sn, V und Zn.

Üblicherweise werden in einen Neutralisierungsreaktor erst wenige Kubikmeter Wasser mit Altbeize gefüllt und danach die Lauge zugegeben. NaOH oder Kalk werden so lange zugefügt, bis ein neutraler pH-Wert erreicht wird. Der Vorgang benötigt einige Stunden, abhängig vom Ausmaß der Wärmebildung bei den ablaufenden Reaktionen. Sobald das neutralisierte Gemisch eine Temperatur von 40 °C unterschreitet, wird mit der entstandenen Suspension batchweise eine Kammerfilterpresse beaufschlagt. Die dort gewonnenen Metallhydroxidschlämme enthalten 20 – 40 % Metall wet base (wb). Die Schlämme werden in Schlammbunkern gelagert, bis transportwürdige Mengen vorliegen. Das feststofffreie Filtrat fließt in einen Behälter ab und wird entweder in Anlagen zur Sonderabfallverbrennung entsorgt oder vor Ort verdampft. Im Falle der Verdampfung wird das Kondensat als Abwasser abgeleitet, das Retentat gelangt ebenfalls zur Sonderabfallverbrennung. Für die Ableitung des Abwassers z.B. des Kondensats, in die Kläranlage sind Einleitgrenzwerte zu erfüllen. Die Metallhydroxidschlämme werden unter Kostenaufwand an Unternehmen übergeben, die diese Abfälle durch Zugabe von Zement verfestigen, ausstufen und deponieren. Eine Verwertung kommt durch das komplexe Gemisch hoch- und niedrigkonzentrierter Metalle und Salze nicht in Frage.

Die Projektidee war es, die in den Abfällen enthaltenen Metalle für eine Verwertung zurückzugewinnen. Als Methode sollten die Schlämme durch stufenweise pH-Anhebung der Beize und

stufenweises Abpressen von weniger komplexen Schlammgemischen einem Recycling zugeführt werden.

Metallbeizen sind metallhaltige wässrige stark saure Lösungen, meist mit H_2SO_4, HCl, HNO_3 und einem pH von < 1. Die Metalle liegen oxidisch z.T. in verschiedenen Wertigkeiten gelöst vor. Übliche Metallbeizen, wie sie von Entsorgungsbetrieben übernommen werden, enthalten neben einem dominierenden Metall noch Begleitmetalle und Nicht-Metalle, v.a. Alkali- und Erdalkalimetalle, aber auch organische Moleküle wie Fette oder Komplexbildner. Für eine Verwertung ist eine Unterscheidung in Wert-, Stör- und Neutralstoffe notwendig (Liechti 1999, SSO 2013). Durch die pH-Wert-Anhebung reagieren die Metalloxide zu Hydroxiden (Basen), deren Löslichkeitsprodukt stark pH-abhängig ist.

$$Me^{2+} + xOH^- \leftrightarrow Me(OH)_x \quad (1)$$

Je nach Element und seiner Wertigkeit sind dafür pH-Reaktionsbereiche beschrieben (Freßmann & Orth 2002, Strähle & Schweda 2006). Bei manchen Metallhydroxiden kommt es mit steigender Basizität wieder zu einem Anstieg ihres Löslichkeitsproduktes, z.B. Al, Cr und Zn.

Des Weiteren ergeben sich unterschiedliche Fällungsbereiche, abhängig von der verwendeten Lauge (NaOH, $Ca(OH)_2$, $NaCO_3$). Außerdem wird das Löslichkeitsprodukt von Komplexbild-nern und dem Neutralsalzgehalt beeinflusst, sodass eine für Abfälle typische Komplexität vorliegt, die mittels Standard-Verfahren (z.B. Burkin 2001) nicht verringert werden kann. Es gilt, experimentell für die jeweilige Altbeize eine Methodik zu finden, um verwertbare Schlämme geringerer Komplexität zu gewinnen. Der Lehrstuhl AVAW forscht in zwei Arbeitsgruppen an diesen Themen (Höllen et al. 2014). Alle Untersuchungen zielen auf eine Verwertung der in Beizen und Schlämmen enthaltenen Metalle zu den bestmöglichen wirtschaftlichen Bedingungen ab.

2 METHODE

Eine Laboranlage wurde am Lehrstuhl AVAW aufgebaut. Bei den Materialien mit Medienberührung fiel die Entscheidung auf Glas und Teflon, da angenommen wurde, dass sich bei Versuchen heiße Dämpfe aus HCl, HNO_3, H_2SO_4 oder H_3PO_4 bilden können. Für die restlichen Bauteile wurde soweit möglich Edelstahl V4A verwendet.

Bei der Reaktorgröße wurde ein Volumen von fünf Litern benötigt, um mit Großanlagen vergleichbare Versuchsbedingungen zu gewährleisten und ausreichend Probenvolumen entnehmen zu können. Als Reaktortechnologie wurde der zentrale Rührkessel gewählt (CSTR = continous stirred tank reactor) (siehe Abb. 1).

Eine Steuerung wurde installiert, die eine Automatisierung von Neutralisationsversuchen entsprechend einer pH- und Temperaturmessung ermöglichte.

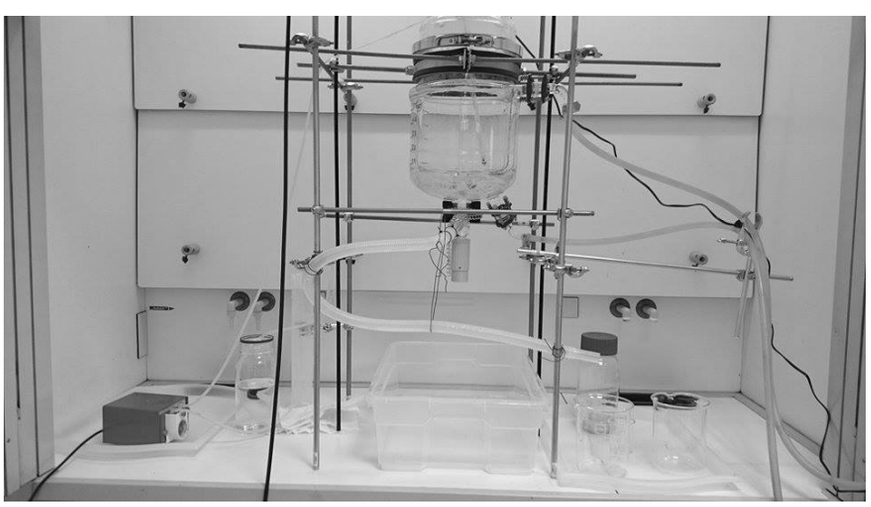


Abb. 1: Versuchsanlage am Lehrstuhl AVAW (Wellacher 2016).

Für die Laboranlage wurde bereits im Vorfeld eine Risikoanalyse durchgeführt, welche im Zuge der Versuche laufend geprüft und angepasst wurde.

Die technischen Daten der Versuchsanlage waren:
- Industriesteuerung für die Verwendung als vollautomatische Dosieranlage mit pH- und Temperaturschwellenwerteinstellung und Datalogger (Siemens LOGO! 0BA8),
- Laborlaptop zur Konfiguration der Steuerung,
- Doppelwandiger Glasreaktor mit fünf Litern Reaktionsvolumen (Normag Labor- und Prozesstechnik GmbH, Ilmenau, Deutschland),
- Wasserkühlung des Reaktorinhalts über die Reaktor-Doppelwand mittels Kühlaggregat, Kühlleistung 500 W,
- Medien-berührte Teile beständig gegen heiße Säuren und Laugen (Schläuche aus Tygon®, PTFE und wo dies nicht möglich war, aus Silikon),
- Am Reaktor außen verbaute Teile beständig gegen Säuredämpfe (V4A-Stahl, Glas, Teflon oder Polyethylen),
- Industrie-taugliche pH-Einstabmesskette mit Temperaturfühler (Mettler Toledo GmbH, Wien, InPro4800/425/Pt1000),
- Messumformer für pH-Elektrode (AquaPro Multi-Input Intelligent Process Analyser),
- Zweiflügel-Propeller-Rührwerk,
- Schlauchpumpen für die Säure- und Laugendosierung und
- Laborabzug mit Sicherheitsglas für die Abluftabführung und zur Personensicherung im Versuchsbetrieb.

Mit dieser Anlage war es möglich, stufenweise Neutralisierungen durchzuführen, Fällungsreaktionen zu beobachten, die Versuchsdaten Zeit, Temperatur und pH aufzuzeichnen und die Zwischen- und Endprodukte zu beproben.

Die hier dargestellte Versuchsreihe bestand aus einer Abfolge von Vorversuchen gefolgt vom eigentlichen Versuch, der sich aus folgenden Arbeitsschritten zusammensetzt:
- Probenahme,
- Bestimmung von Molarität und Dichte des Abfalls,
- Identifikation der Haupt-Säure des Abfalls,
- Versuch im Becherglas für die Abschätzung der Reaktionsheftigkeit und anderer Sicherheitsaspekte,
- Versuch zur Bestimmung von Versuchsmenge, Verdünnungsverhältnis und Pumpenparameter und
- Reaktorversuch mit Probenahme und darauffolgender Analyse (siehe Abb. 2).

Es wurde eine qualifizierte Stichprobe Cu-haltiger Abfallbeize aus zehn Abfallbehältern verschiedener Chargen mithilfe eines Probennahmerohres gezogen.

Die Molarität wurde mittels Titration der Beize mit 10 %iger NaOH bestimmt.

Die Identifikation der Hauptsäure erfolgte über die Bestimmung des Gehaltes von Cl^-, SO_4^{2-}, NO_3^- und PO_4^{3-}.

Beim Versuch im Becherglas wurde auf Temperaturentwicklung, Schaumbildung, Fällungsmenge und pH-Verlauf geachtet.

Wenn möglich sollte von einer Verdünnung der Beizen abgesehen bzw. das Verdünnungsverhältnis der Beizen klein gehalten werden, um die Abwassermenge so gering wie möglich zu halten. Aus Sicherheitsaspekten wurde zu Beginn der Versuche mit höheren Verdünnungen der Beizen gearbeitet. Alle Verdünnungen wurden mit Reinstwasser vorgenommen.

Die in den Proben zu analysierten Parameter mit den herangezogenen Normen sind der Tab. 1 zu entnehmen.

Tab. 1: In den Proben analysierte Parameter.

Parameter	Norm
Trockensubstanz	Zentrifugation bei 10.000 min^{-1} (9.391 g) für zehn Minuten in einer Sigma Kühlzentrifuge 3K18, Abheben des Überstands, Trocknen des Sediments bei 105 °C bis zur Gewichtskonstanz, Bestimmung nach DIN EN 128880-2a
Cl^-	Bestimmung nach DIN EN ISO 10304-1, Aufschluss: ÖNORM EN 14582
F^-	Bestimmung nach DIN EN ISO 10304-1, Aufschluss: ÖNORM EN 14582
PO_4^{3-}, SO_4^{2-}, NO_3^-	Bestimmung nach DIN EN ISO 10304-1
As, Cd, Cr, Hg, Mn, Ni, Sn, Zn etc. im Sediment	Aufschluss mit Mikrowelle und Königswasser nach ÖNORM EN 13657, Bestimmung der Metalle mit ICP-MS in Anlehnung an ÖNORM EN ISO 17294-2
As, Cd, Cr, Hg, Mn, Ni, Sn, Zn etc. im Überstand	Bestimmung der Metalle mit ICP-MS in Anlehnung an ÖNORM EN ISO 17294-2
Al	Bestimmung nach DIN EN ISO 12020
Cu	Bestimmung mit ICP-MS nach DIN 38406-7
Fe	Bestimmung mit ICP-MS nach DIN 38406-32
IPC-MS Screening	halbquantitative Bestimmung zahlreicher Metall und Nichtmetalle in Anlehnung an ÖNORM EN ISO 17294-2

Die Analyse der gewünschten Parameter im Überstand war mit geringeren Fehlern und Störungen behaftet als im Sediment (Schlamm). Daher wurde der Übergang der Metalle vom Überstand in das Sediment weitgehend durch die Analyse der Überstand-Proben festgestellt.

Die Zuordnung zu Wert-, Stör- und Neutralstoffe wurde in Bezug auf mögliche Abnehmer vorläufig so vorgenommen:

- Wertstoffe: Al, Cu, Fe, Mo, Ni, Pb, Pd, Sn, V und Zn,
- Störstoffe: As, Cd, Hg, Sr, Sb bzw. Cl, F, PO_4^{3-} und
- Neutralstoffe: Ba, Be, Co, Li, Mn, P, Se, Te, Ti, Tl bzw. NO_3^-.

Das Verdünnungsverhältnis für den Reaktorversuch betrug 1: 2. Für die Neutralisation wurde 2,28 M NaOH (9,12 %) verwendet. Die Pumpe für die Zugabe von NaOH hatte eine Dosiergeschwindigkeit von 10 ml/min.

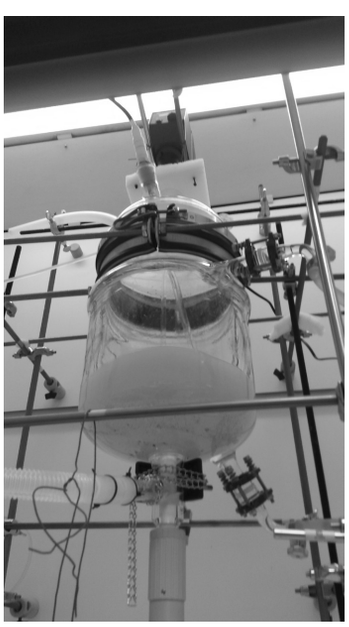


Abb. 2: Versuchsreaktor gefüllt mit verdünnter Cu-Beize (Wellacher 2016).

3 ERGEBNISSE

Die Cu-Beize hatte eine Molarität von 5,3. Die Dichte betrug 1,35 kg/dm³. Die Säure wurde als HNO_3 identifiziert. Es lagen nur geringe Mengen von Cl^- und kein nachweisbares F^- vor.

Die Reaktionsheftigkeit war gering. Die Temperaturerhöhung war < 10 °C, selbst wenn eine nur 1 : 2 verdünnte Cu-Beize verwendet wurde. Es kam zu keiner Beeinträchtigungen der Sicherheit bei der Arbeit. Die Kühlung des Reaktors konnte ohne Kreislaufführung der Kühlflüssigkeit betrieben werden. Der dabei registrierte geringe Temperaturanstieg von 18 auf 25 °C ist in Abb. 3 zu erkennen.

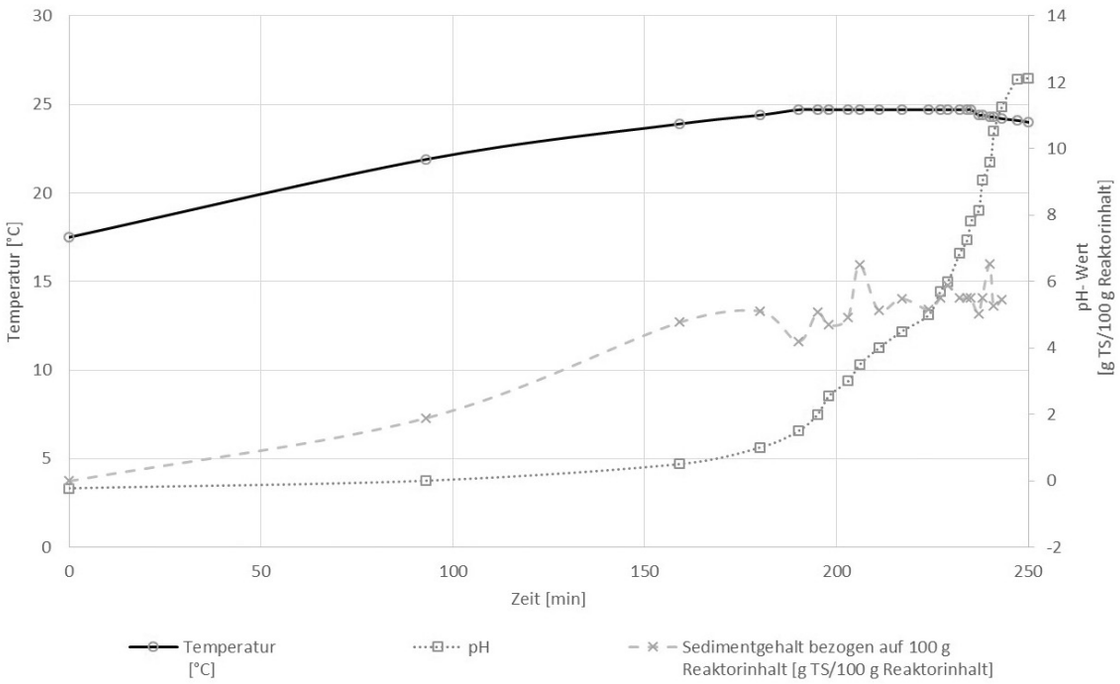


Abb. 3: Temperatur, pH-Verlauf und Sedimentgehalt im Reaktor während des Neutralisationsversuchs der Cu-Beize.

Der pH-Wert verlief in exponentieller Abhängigkeit zur Zeit (siehe Abb. 3) bzw. zur Menge an dosierter NaOH.

Der Sedimentgehalt bezogen auf den Reaktorinhalt ergab vier Maxima (siehe Abb. 3). Die Sedimentneubildung gegen die pH-Werte aufgetragen zeigt deutlich einen laufenden Wechsel zwischen positiven und negativen Werten (siehe Abb. 4).

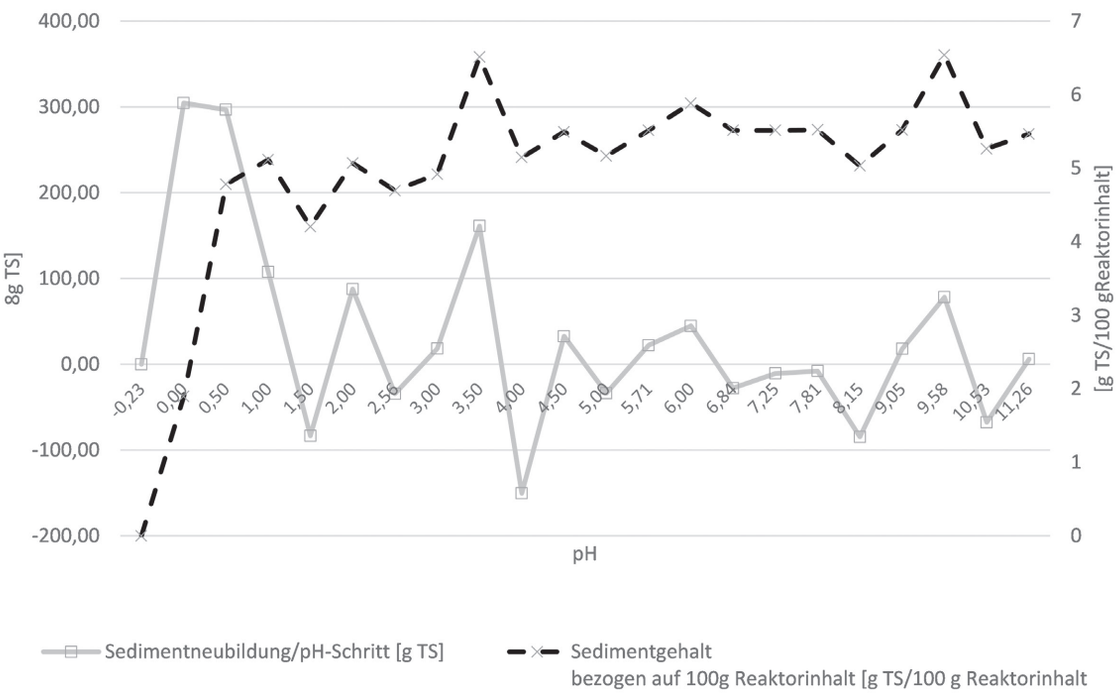


Abb. 4: Darstellung der Sedimentneubildung (graue, durchgezogene Linie) und des Sedimentgehalts (schwarz gestrichelte Linie) im Reaktor gegen den pH-Wert.

Die in der Cu-Beize häufigsten Wertstoffe waren Al und Cu (siehe Tab. 2). Die im neutralisierten Sediment häufigsten Wertstoffe waren Cu und Fe (siehe Tab. 3).

Tab. 2: Im Überstand bei pH 0 vorhandene am häufigsten vertretene Wertstoffe in Prozent bezogen auf die Feuchtsubstanz der originalen Cu-Beize (46 % Beizegehalt bei pH 0).

Wertstoff	Konzentration
Aluminium	maximal 2,2 %
Kupfer	maximal 1,5 %
Blei	maximal 1,0 %
Nickel	maximal 0,8 %
Chrom	maximal 0,7 %
Zink	maximal 0,5 %
Eisen	maximal 0,3 %

Tab. 3: In den Sedimenten der neutralisierten Cu-Beize am häufigsten vertretene Wertstoffe in Prozent an der Trockensubstanz.

Wertstoff	Konzentration	pH-Bereich
Kupfer	maximal 24,8 %	pH 8
Eisen	maximal 2,9 %	pH 3

Der Metallgehalt des Überstands verschob sich mit steigendem pH-Wert metallspezifisch in den Schlamm. Fe fiel im pH-Bereich 0 bis 3 aus, Cu im Bereich zwischen 3 und 3,5. Der Al-Gehalt im Überstand verringerte sich bis pH 3,5 und stieg bei pH 8 wieder an (siehe Abb. 5). Für Pb bzw. Zn konnte trotz Abnahme der Gehalte im Überstand bei pH 3 bzw. pH 8 keine Zunahme in den Sedimenten ab diesen pH-Werten festgestellt werden.

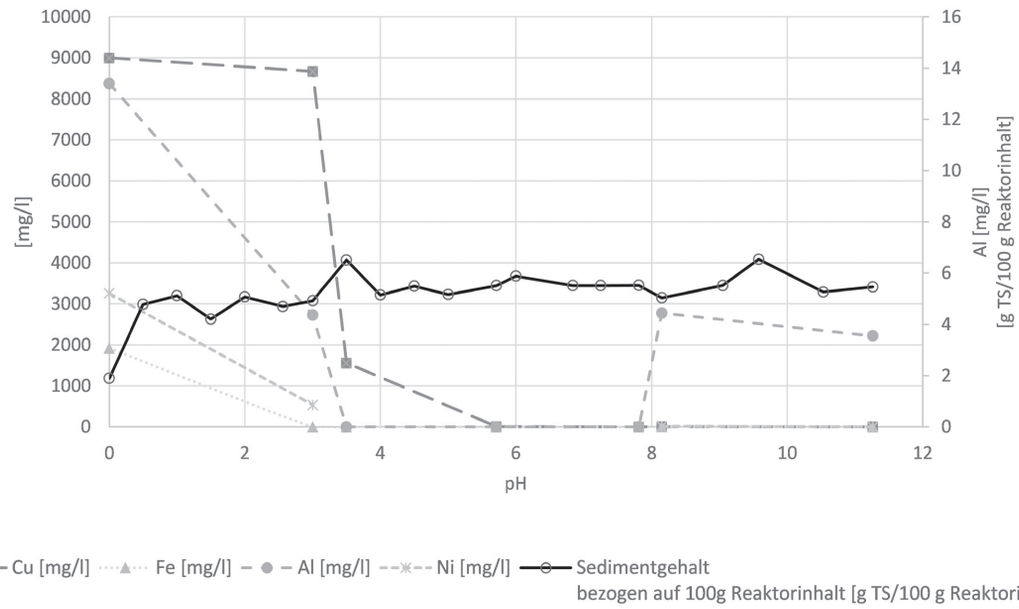


Abb. 5: Verlauf der Metallgehalte und des Sedimentgehalts im Zuge der Neutralisation der Cu-Beize im Überstand über die pH-Werte.

Die restliche Menge an Cu im Überstand bei pH 8 betrug nur mehr 11 mg/l. Unter den Störstoffen konnte Cl^- im Sediment mit 1,2 – 1,5 g/kg TS Sediment nachgewissen werden. Hg konnte in keiner Probe von Überstand bzw. Sediment über der Nachweisgrenze von 1 µg/l bzw. 0,050 mg/kg gefunden werden. F^- konnte in keiner Probe des Sediments über der Nachweisgrenze von 300 mg/kg analysiert werden. Halbquantitativ wurde As in den Überständen mit maximal 130, Sb mit maximal 700, Sr mit maximal 98 und Cd mit maximal 2,2 µg/l gefunden. Diese Konzentrationen nahmen mit steigendem pH-Wert deutlich ab und lagen dann z.T. unter den jeweiligen Nachweisgrenzen. In den Sedimenten fand sich halbquantitativ As mit maximal 1,1; Sb mit 2,7 µg/l, während Sr und Cd nicht nachgewiesen werden konnten.

4 DISKUSSION

Die Ergebnisse zur Neutralisation einer Schwermetallbeize im Labor zeigten, dass eine gestufte Fällung dieser Abfälle möglich ist. Aus der untersuchten Cu-Beize können somit bei einem ersten Abtrennen des Sediments bei pH 3 ein Fe-Schlamm und einem zweiten Abpressen bei pH 4 ein Cu/Al/Ni-Schlamm von einem Restschlamm abgetrennt werden. Ob das auch wirtschaftliche Vorteile bietet, ist zu prüfen.

Der Versuchsaufbau war geeignet, eine Beize hinsichtlich der gestuften Fällung zu untersuchen. Somit können Empfehlungen für die Verfahrensführung gegeben werden, um eine bestimmte Aufteilung von Metallen auf Überstand und Sediment zu erreichen. Mit dem Versuchsaufbau war es möglich, Sedimentmenge und deren Zusammensetzung in halben pH-Schritten zu bestimmen.

Die negativen Werte der Sedimentneubildung im Zuge der Neutralisation weisen auf ein zeitweises Rücklösen von Fällungsprodukten hin. Ein Rücklösen der näher betrachteten Metalle konnte nur bei Al beobachtet werden.

Die Analyse des Überstandes ist einfacher und genauer als jene des Sedimentes. Der hohe Salzgehalt des Sedimentes stört die Analyse. Pb bzw. Zn konnten in der Ausgangsbeize und den ersten Überständen aber weder im Überstand noch in den Sedimenten nach pH 3 bzw. 8 wiedergefunden werden, dass liegt vermutlich an den hohen Salzkonzentrationen im Sediment, die besonders beim Screening zu Störungen und somit zu keinem verlässlichen Analyseergebnissen führten.

LITERATUR

Burkin, A.R. (2001) *Chemical Hydrometallurgy*. London, United Kingdom: Imperial College Press.

Freßmann, J. & Orth, H. (2002) *Angewandte Chemie und Umwelttechnik für Ingenieure: Handbuch für Studium und betriebliche Praxis*. Landsberg/Lech, Germany: Ecomed Sicherheit in der E+comed Verlagsgesellschaft AG & Co. KG.

Höllen, D., Krois, L., Mischitz, R., Müller, P. & Olbrich, T. (2014) *Recomet – Recovery of Metals*. Präsentation Lehrstuhl für Abfallverwertungstechnik und Abfallwirtschaft der Montanuniversität Leoben.

Liechti, J. (1999) A*rtikel Oberflächen-Polysurfaces*. Schweizerische Stiftung für Oberflächentechnik (SSO). http://www.sso-fsts.ch/, abgerufen am 17.04.2015.

Schweda, E. & Strähle, J. (2006) *Jander/Blasius Lehrbuch der analytischen und präparativen anorganischen Chemie.* Stuttgart, Germany: S. Springer Verlag.

Schweizer Stiftung für Oberflächenbehandlung (SSO) (2013) *Qualitätsnorm Entsorgung von Metallhydroxidschlämmen.* http://www.sso-fsts.ch/, abgerufen am 17.04.2015.

File: 124

Konditionierung und Recycling aluminiumhaltiger Reststoffe minderer Qualität

M. Zöhrer & H. Antrekowitsch
Montanuniversität Leoben, Lehrstuhl für Nichteisenmetallurgie, Leoben, Österreich

F. Duspiva
ATM Recyclingsystems GmbH, Fohnsdorf, Österreich

KURZFASSUNG: Aluminiumhaltige Reststoffe minderer Qualitäten werden unabhängig ihres metallischen Anteiles in vielen Fällen aufgrund ihrer physikalischen und chemischen Eigenschaften einer technisch einfachen Deponierung zugeführt und somit kann eine stoffliche Verwertung auch zu einem späteren Zeitpunkt nicht mehr stattfinden. Aus ökologischer Sicht und um eine strategische Abhängigkeit von der Verfügbarkeit der Ressourcen zu verringern, steigt der Bedarf an einer nachhaltigen Verwertung auch für verunreinigte und feinkörnige Rückstände. Ziel des Projektes ist es, Abfall so aufzuarbeiten (z.B. durch Agglomeration), dass dieser in bestehende Schmelzprozesse eingebracht und die enthaltenen Wertmetalle rückgewonnen werden können. Die Grundvoraussetzungen für ein erfolgreiches Recycling bilden somit eine umfassende Charakterisierung und die Konditionierung der Einsatzstoffe. Mit Hilfe der Versuchspresse Arno-Brik der Firma ATM Recyclingsystems ist es möglich, stabile Briketts ohne Bindemittel herzustellen. Die Agglomeration verbessert die Chargierfähigkeit bei den Öfen, verringert die Oberfläche, welche für die Oxidation zur Verfügung steht, und minimiert die Staubbelastung im Prozess und bei der Manipulation. Des Weiteren erfolgt eine Reduktion des Lager- und Transportvolumens. Die pyrometallurgischen Versuche im Labor- sowie Technikumsmaßstab haben gezeigt, dass ein Recycling der enthaltenen Wertmetalle z.B. aus aluminiumhaltigen Stäuben technisch möglich ist.

1 EINLEITUNG

Die innerbetriebliche Kreislaufführung sowie das Recycling von Schrotten haben sich in den Industriestaaten bereits seit vielen Jahrzehnten etabliert. Verunreinigte Reststoffe, Schlämme und Stäube werden jedoch, unabhängig von ihrem Metallgehalt, in vielen Fällen noch einer technisch einfachen Deponierung zugeführt, wobei die enthaltenen Wertmetalle verloren gehen. Die abfallwirtschaftlichen Ziele der Schonung von Deponiekapazitäten und der Ressourcen sowie die damit verbundenen abfallrechtlichen Rahmenbedingungen und verschärften Umweltvorschriften für die Ablagerung von Rest- und Abfallstoffen führen zu einem verstärkten Handlungsbedarf. Um eine nachhaltige Verwertung zu garantieren und den ständig anwachsenden Aluminiumbedarf und die steigenden Nachfrage von Recycling-Aluminium, vor allem aus der Automobilindustrie nachzukommen, ergibt sich zukünftig ebenfalls die Notwendigkeit der Metallrückgewinnung aus Reststoffen minderer Qualität, wie z.B. aus Stäuben, Schlämmen und anderen oxidreichen Fraktionen.

Die Basis einer stofflichen Verwertung bilden die Identifizierung möglicher einsetzbarer Reststoffe und deren Stoffstromanalyse sowie eine grundlegende Charakterisierung. Erste Untersuchungen haben gezeigt, dass es in vielen Fällen aufgrund der physikalischen Eigenschaften zu einer Einschränkung bei der Rückführung in eine Sekundärhütte kommt. Aus diesem Grund ist eine Konditionierung der Reststoffe vor dem Recycling unumgänglich. Im nächsten Schritt folgen pyrometallurgische Untersuchungen begleitet von einer softwaregestützten Versuchsplanung und -auswertung. Ziel des Projektes ist es, die physikalischen Eigenschaften der Rückstände minderer Qualität so zu verbessern, dass diese in bestehende Schmelzprozesse eingebracht und enthaltene Wertmetalle rückgewonnen werden können.

2 ALUMINIUMHALTIGE RESTSTOFFE MINDERER QUALITÄT

Die sehr häufig für ein Recycling von Aluminiumreststoffen geforderten Metallgehalte von > 40 % liegen unter anderem in Stäuben und Stoffströmen aus mechanischen Prozessen und feinteiligen Rückständen aus thermischen Verfahren vor. Unterschiede zwischen diesen Fraktionen zeigen sich vor allem bei ihrer Reaktionsfreudigkeit in Abhängigkeit von den vorliegenden Verbindungen, weshalb feinkörnige Rückstände aus metallurgischen Prozessen meist reaktiv sind und zur Gasbildung neigen. Stäube aus der mechanischen Bearbeitung sowie Rückstände aus Aufbereitungsprozessen sind hingegen, bei einer geeigneten Lagerung, reaktionsträge und weisen stabile physikalische und chemische Eigenschaften über die Zeit auf. Darüber hinaus gibt es auch eine Grenze für den Einsatz von Rückständen als Sekundärrohstoff aufgrund von nicht abtrennbaren Verunreinigungen. Die Einteilung dieser Abfälle gemäß Abfallwirtschaftsgesetz findet in Österreich gemäß ÖNORM S 2100 und nach dem europäischen Abfallverzeichnis Anwendung. Beide Einteilungen geben jedoch kaum Auskunft über die chemische Zusammensetzung des Abfalls, die physikalischen Eigenschaften und die zu erwartenden Verunreinigungen. Die Identifizierung der Reststoffe und Prognose des Abfallaufkommens kann auch über die angewendeten Verfahrensschritte und Technologien in der metallverarbeitenden und -erzeugenden Industrie erfolgen. Eine generelle Auskunft über die Art und Zusammensetzung der Reststoffe findet auch innerhalb dieser Einteilung nur eingeschränkt statt, da die Prozessparameter und die verarbeiteten Materialien bei den unterschiedlichen Unternehmen oder Standorten stark variieren. Eine Reststofflandkarte zeigt eine gute Übersicht von den zu erwartenden Abfallströmen. In Abb. 1 ist ein Überblick von der metallverarbeitenden und erzeugenden Industrie in Österreich dargestellt.

Abb. 1: Übersicht der metallverarbeitenden und erzeugenden Industrie in Österreich.

Der Fokus im Zuge des Forschungsprojektes liegt auf Reststoffen, die einer Deponierung zugeführt werden bzw. für die in Österreich noch keine stofflichen Verwertungswege vorhanden sind. Im Rahmen der Untersuchungen werden zwei aluminiumhaltige Stäube, mit der Bezeichnung Staub A und Staub B, sowie ein aluminium- und kupferhaltiger Rückstand einer näheren Betrachtung unterzogen. Abb. 2 zeigt links einen aluminiumhaltigen Staub aus der mechanischen Bearbeitung und rechts die Al/Cu-Folienfraktion.

Abb. 2: Aluminiumhaltige Reststoffe vor und nach dem Konditionieren.

3 CHARAKTERISIERUNG

Grundvoraussetzung für ein erfolgreiches Recycling ist eine umfangreiche Charakterisierung des Ausgangsstoffes. Hier liegt der Fokus auf den physikalischen Kenngrößen (Schüttdichte, Korngröße mittels Laserbeugung, Trockensubstanz, etc.) und der chemischen Beschaffenheit. Die Bestimmung der Elementarzusammensetzung findet mit Hilfe der energiedispersiven Röntgenspektroskopie (EDX) und der Röntgenfluoreszenzanalyse Analyse (RFA) sowie mittels Massenspektrometer mit induktiv gekoppeltem Plasma (ICP-MS) statt. Die angewandten Analysemethoden sind von der Materialzusammensetzung und den Eigenschaften des Reststoffes abhängig. Vor allem die Verteilung von Metallen zu oxidischen Verbindungen stellt bei den Analysen eine große Herausforderung dar. Die Ergebnisse für ausgewählte aluminiumhaltige Stäube sind in Tab. 1 dargestellt.

Tab. 1: Physikalischer und chemische Eigenschaften aluminiumhaltiger Stäube.

		Staub A	Staub B
Dichte:		0,11 g/cm³	0,66 g/cm³
Feuchtegehalt:		3 %	5 %
Korngrößenverteilung:	d_{10}:	6 µm	22 µm
	d_{50}:	14 µm	61 µm
	d_{90}:	30 µm	127 µm
Zusammensetzung:	Hauptbestandteil:	Aluminium	Aluminium
	Weitere Bestandteile:	Zink;	Magnesium;
	< 1 %:	Eisen, Silizium, Magnesium, etc.	Eisen, Silizium, etc.

Für das Recycling von Aluminium ist der metallische Anteil im Reststoff entscheidend, da sich nur dieser im Schmelzprozess rückgewinnen lässt. Die oxidisch vorliegende Komponente kann im Gegensatz zu edleren Metallen wie Kupfer oder Eisen pyrometallurgisch unter wirtschaftlichen Gesichtspunkten nicht zum Metall reduziert werden. Zur Bestimmung des Metallgehalts erfolgte die Konzipierung einer Versuchsanlage gemäß Abb. 3.

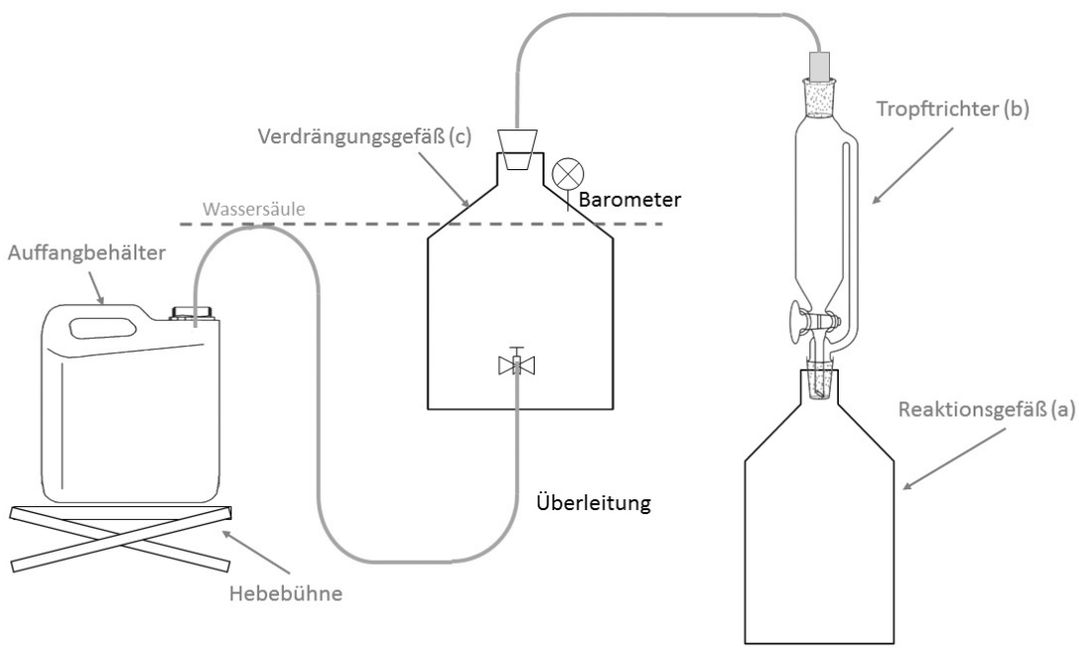


Abb. 3: Schematische Darstellung der Versuchseinrichtung zur Ermittlung des Metallgehaltes in den Reststoffen.

Das Messprinzip beruht auf der Freisetzung von Wasserstoff durch die chemische Reaktion des im Reststoff enthaltenen Metalls mit den Wasserstoffionen der Salzsäure. Der druckdicht

ausgeführte Versuchsaufbau besteht aus einem Reaktionsgefäß (a) und einem Tropftrichter (b). Das durch die Reaktion entstandene Gas verdrängt das Wasser aus dem Verdrängungsgefäß (c). Während der Bestimmung ist auf den Druckausgleich in den Gefäßen zu achten. Im Auffangbehälter wird das verdrängte Wasser gesammelt und nach Beendigung der Messung die Masse bestimmt. Gleichung 1 beschreibt die allgemeine und Gleichung 2 die spezifische Reaktion mit Aluminium während der Untersuchungen (Prillhofer 2008).

$$M(s) + 2\ H^+(aq) \leftrightarrow M^{2+}(aq) + H_2(g) \quad (1)$$

$$2\ Al + 6\ HCl \leftrightarrow 2\ AlCl_3 + 3\ H_2 \quad (2)$$

Unter Berücksichtigung der Temperatur, des Luftdrucks sowie der Sättigungsdampfdrücke von Wasser und Salzsäure lässt sich somit das Volumen des entstandenen Wasserstoffgases $H_2(g)$ berechnen. Die H_2-Menge ist schließlich auf die chemisch umgesetzte Masse des im Reststoff enthaltenen Metalls zu beziehen. In Tab. 2 sind die Metallgehalte der untersuchten aluminiumhaltigen Stäube und zum Vergleich zweier Feinfraktionen aus einer thermischen Anlage dargestellt.

Tab. 2: Physikalischer und chemische Eigenschaften aluminiumhaltiger Stäube.

Reststoff	Metallgehalt
Staub A	43 %
Staub B	72 %
Feinfraktion A:	56 %
Feinfraktion B:	59 %

4 KONDITIONIERUNG

Die physikalischen Eigenschaften eines Reststoffes haben einen direkten Einfluss auf das Metallausbringen und den Anteil der entstehenden Rückständen (z.B. Schlacke und ausgetragener Staub). Da vor allem die Korngröße des Einsatzstoffes bei den vorliegenden Reststoffen ein entscheidender Parameter für die Recyclingfähigkeit darstellt, erweist sich in vielen Fällen eine Agglomeration als fördernd. Dieser Prozess lässt sich für Schüttgut in die Aufbauagglomeration (Pelletierung), die Pressagglomeration (Brikettierung) und in das Sintern unterteilen (Schubert 2003, Heinze 2000). Schwerpunkt in diesem Forschungsprojekt ist, im Vergleich zu der Aufbauagglomeration bei eisenreichen Filterstäuben der Stahlindustrie, die formschlüssige Bindung durch Pressagglomeration mittels Stempelpressen.

Bei der Brikettierung werden Partikel eines Feststoffes durch von außen wirkende Kräfte aneinandergedrückt bis eine Haftung der Einzelteile durch Verhaken, Umschlingen, Falzen, Falten, Verfilzen, etc. entsteht. Erfolgt eine gemeinsame Verdichtung von verformbaren metallischen und spröden z.B. oxidischen Partikeln unter hohem Druck, tritt eine weitere formschlüssige Bindung auf. Die mechanische Krafteinwirkung führt zu einer selektiven Zerkleinerung der spröden Teilchen. In die entstehenden Risse und Kerben dringen verformbare Partikel ein und umschließen die feinen Bestandteile. Diese starke strukturelle Bindung weist die gleichen Eigenschaften wie ausgehärtete Matrixbindemittel, wie z.B. Asphalt, Ton, Zement oder Paraffin, auf. Prinzipiell ist die Verwendung von Bindemitteln bei einer formschlüssigen Bindung nicht notwendig. Ferner können diese Hilfsstoffe die natürlichen Bindemechanismen negativ beeinflussen (Pietsch 2002, Schubert 2003). Die mikroskopischen Darstellungen zeigen unterschiedliche Strukturen in Briketts ausgewählter Reststoffe. Abb. 4 (links) stellt die Bruchkante eines Entspannungsrisses in einem Brikett aus aluminiumhaltigem Staub dar. In der Aufnahme des Rasterelektronenmikroskops (REM) heben sich die hellen Körner der Aluminium-Zink-Legierung sehr gut von den dunkleren Aluminium- und Aluminiumoxidteilchen ab. In der schwarzen Fläche des Risses ist die Einbettmasse erkennbar. Je dunkler die Bereiche desto höher ist der Oxidanteil. Es ist klar ersichtlich, dass durch den Pressvorgang die Einzelpartikel erhalten bleiben und in einer Matrix aus Aluminium und Aluminiumoxid formschlüssig verpresst sind. Die Darstellung mit dem Lichtmikroskop (LIMI) in Abb. 4 (rechts) zeigt agglomerierte Aluminium- und Kupferfolien. Durch den Pressdruck falzen, falten und verhaken sich die Folien und eine formschlüssige Bindung entsteht.

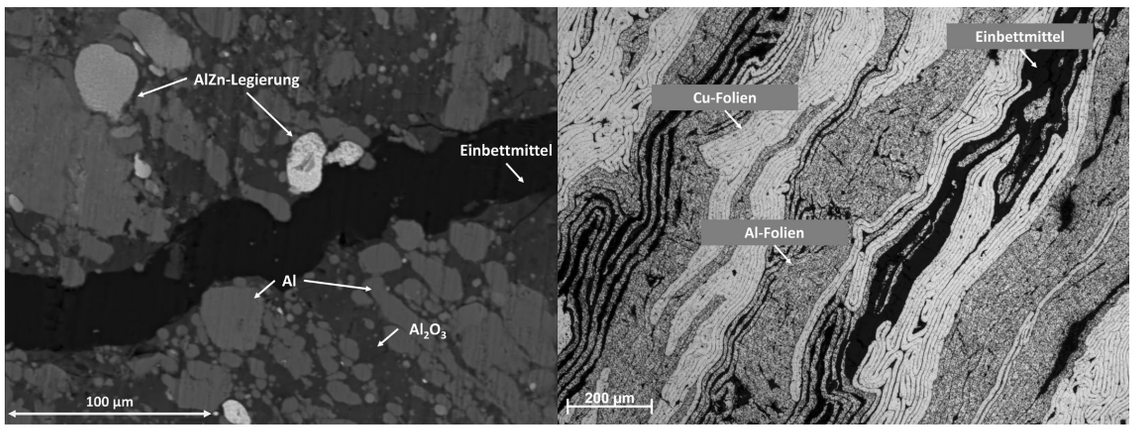


Abb. 4: REM-Aufnahmen einer Bruchkante in einem aluminiumhaltigen Staubbrikett (links) und LIMI-Aufnahme von einem Folienbrikett (rechts).

Mit Hilfe der Presse ArnoBrik der Firma ATM Recyclingsystems GmbH erfolgte die Herstellung stabiler Briketts ohne Bindemittel aus aluminiumhaltigen Reststoffen minderer Qualität. Die Agglomerate weisen einen Durchmesser von 7 cm und eine Höhe zwischen 4 cm und 6,5 cm auf. Die Masse beträgt in Abhängigkeit von dem Ausgangsmaterial und der Form zwischen 250 g und 600 g. Für die Upscaling-Versuche erfolgte die Herstellung von verpressten Einsatzstoffen von 11 cm Durchmesser, 8 cm Höhe und einer Masse von 1,5 kg. Durch die Brikettierung konnte eine bis zu 20-fache Verdichtung des Ausgangsmaterials erzielt werden.

5 SCHMELZMETALLURGISCHE VERWERTUNG

Nach einer erfolgreichen Agglomeration liegt der sekundäre Rohstoff in einer chargierfähigen Form für den Einsatz in einem Verwertungsprozess vor. Das Einschmelzen der Briketts erfolgt unter Salz bei einer Temperatur von 800 °C bis 850 °C. Das Schmelzsalz setzt sich aus rund 70 % Natriumchlorid (NaCl) und rund 30 % Kaliumchlorid (KCl) sowie zur Verbesserung des Zusammenfließens des Metalls aus einer geringen Menge an Flussspat (CaF_2) zusammen. Die ersten Versuche fanden am Induktionsofen mit einem Materialeinsatz von 1,5 kg statt. Diese Experimente zeigten, dass eine Metallrückgewinnung aus aluminiumhaltigen Reststoffen minderer Qualität möglich ist. Als Herausforderung stellten sich der hohe Oxidanteil und die damit verbundene Erhöhung der Viskosität der Salzschlacke dar. Ein Zusammenfließen der sich bildenden Aluminium-Koagulate im Schmelzsalz wird damit beeinträchtigt. Aus diesem Grund erfolgte auch die Aufbereitung der Salzschlacke, sodass der metallische Anteil rückgewonnen wurde. Diese Technologie der Salzschlackenaufbereitung ist Stand der Technik und steht der Aluminiumindustrie im großtechnischen Maßstab zur Verfügung. In diesen Laborversuchen ließen sich, bezogen auf den Metallgehalt im Brikett, bis zu 76 % und inklusive der abgesiebten Koagulate aus der Salzschlacke bis zu 80 % der enthaltenen Wertfraktion rückgewinnen. Unterstützt durch statistische Versuchsplanung fanden weitere Untersuchungen statt, um die Einflussfaktoren wie Oxidgehalt, Salzfaktor und Flussmitteleinsatz zu identifizieren und in Bezug zu setzen. In Upscaling-Versuchen mit bis zu 35 kg Materialeinsatz erfolgten erste erfolgreiche Evaluierungen dieser Ergebnisse. Die schmelzmetallurgischen Untersuchungen fanden einerseits mit einem kippbaren Induktionsofen und anderseits mit dem für Aluminiumreststoffe adaptierten „Top-Blown-Rotary-Converter“(TBRC), ebenfalls im Technikum am Lehrstuhl für Nichteisenmetallurgie, statt. Im TBRC (Abb. 6) sind industrienahe Schmelzen bis zu 100 kg aluminiumhaltige Einsatzstoffe mit flüssiger oder krümeliger Salzschlacke und einer zusätzlichen Aluminiumvorlage realisierbar. Die Energie wird über einen Methan-/Sauerstoffbrenner, der auf die Ofenausmauerung gerichtet ist, indirekt zugeführt. Bei diesen Experimenten erfolgte einerseits der Einsatz von brikettierten, aluminiumhaltigen Stäuben mit einem Metallgehalt von 73 % und anderseits von Agglomeraten aus Aluminium- und Kupferfolien. Das Ausbringen der Laborversuche konnte für die Folienfraktion bestätigt werden, weitere Optimierungen für den brikettierten Staub sind in Planung.

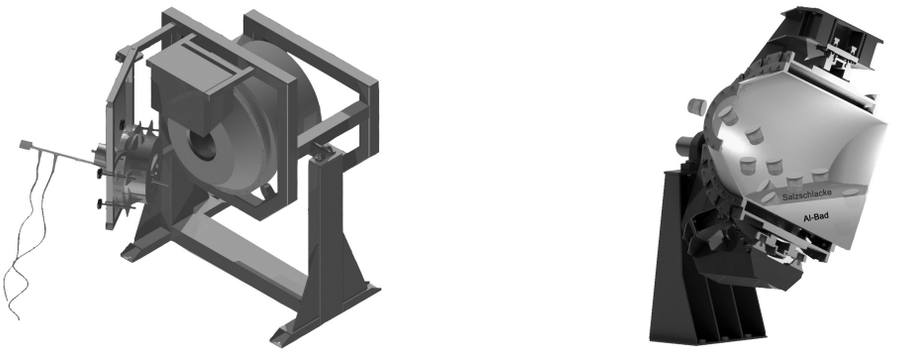


Abb. 5: Schematische Darstellung der TBRC-Anlage für das Recycling von agglomerierten, aluminiumhaltigen Reststoffen.

6 SCHLUSSFOLGERUNG

Das Recycling von Produktionsrückständen für Schrotte in Industriestaaten entspricht dem Stand der Technik. Aufgrund des ständig anwachsenden Aluminiumbedarfs, der ökologischen und gesetzlichen Rahmenbedingungen sowie der steigenden Nachfrage von Recycling-Aluminium ergibt sich zukünftig aus Sicht der Nachhaltigkeit, aber auch aus ökonomischen Gründen die Notwendigkeit der Metallrückgewinnung aus stark verunreinigten Schrotten, Stäuben und Schlämmen. Basis für ein erfolgreiches Recycling ist eine umfangreiche Charakterisierung des Ausgangsmaterials und die Optimierung bestehender metallurgischer Prozesse oder die Entwicklung neuer Verfahrenstechnologien. Eine enge Beziehung sowie das Schließen von Kreisläufen zwischen Abfallerzeugern, wie z.B. metallverarbeitenden Betrieben, und den Schmelzbetrieben nehmen stetig an Bedeutung zu. Durch Konditionierung, z.B. mittels Stempelpressen, findet eine Verbesserung der physikalischen Eigenschaften der metallhaltigen Reststoffe statt. Die Brikettierung staubförmiger und feinkörniger Reststoffe ermöglicht die Chargierfähigkeit bei den Öfen, minimiert die Staubbelastung im Prozess und bei der Manipulation und reduziert das Oberflächen zu Volumenverhältnis, welches für ein erfolgreiches Recycling unumgänglich ist. Des Weiteren führt eine Agglomeration zu einer Reduktion des Volumens und der Kosten für Lagerung und Transport. Zudem wird die Gefahr der Staubexplosion gemindert. Bei Schlämmen und verunreinigten Spänen lassen sich durch die Aufbereitung z.B. Kühlschmierstoff rückgewinnen, Schadstoffe abtrennen sowie die Feuchte im Material reduzieren. Als wichtigster Punkt ist jedoch anzuführen, dass sowohl die Untersuchungen im Labor, als auch jene im Technikumsmaßstab mit bis zu 100 kg Einsatzmaterial gezeigt haben, dass eine Rückgewinnung der Wertmetalle auch bei Reststoffen minderer Qualität technisch möglich ist.

7 SCHLUSSFOLGERUNG

Die Autoren bedanken sich beim Bundesministerium für Verkehr, Innovation und Technologie (bmvit) und der Österreichischen Forschungsförderungsgesellschaft mbH (FFG) für die finanzielle Unterstützung.

LITERATUR

EU (2000) *Entscheidung der Europäische Kommission 94/3/EG über ein Abfallverzeichnis*.
Heinze, G. (2000) *Handbuch der Agglomerationstechnik.* Weinheim, Deutschland: Wiley-VCH.
ÖNORM S 2100: Abfallverzeichnis (2005).
Pietsch, W. (2002) *Agglomeration Processes, Phenomena, Technologies, Equipment.* Weinheim, Deutschland: Wiley-VCH.
Prillhofer, R., Prillhofer, B & Antrekowitsch, H. (2008) Verwertung von Reststoffen beim Aluminium-Recycling. In: *BHM*, 153, S. 103-108.
Schubert, H. (2003) *Handbuch der Mechanischen Verfahrenstechnik,* Band 1. Weinheim, Deutschland: Wiley-VCH.

File: 131

Industrieller Einsatz des Hochspannungsimpuls-Verfahren zur Aufbereitung von Verbrennungsrückständen

A. Weh & J. Käppeler
SELFRAG AG, Kerzers, Schweiz

KURZFASSUNG: Die thermische Abfallverwertung hat sich als nachhaltige Behandlung von Restabfällen bewährt. Resultierende Rostschlacken werden durch die trockenmechanische Aufbereitung von der Metallfracht befreit. Erreichte Metall-Ausbeuten und die Qualität der Ersatzbaustoffe sind begrenzt. Das Hochspannungsimpuls-Verfahrens (HV) und verfahrensähnliche Entwicklungen werden gegenwärtig als effiziente Aufbereitung-Alternative diskutiert. Unterschiedliche Forschungseinrichtungen beschreiben Ergebnisse im Labormassstab. Der Prozess erreicht einen sortenreinen Aufschluss der Metalle ohne Übermahlen der Matrix. Metallische und mineralische Wertstoffe bleiben in grober Körnung erhalten mit einem beträchtlichen Po-tential zur besseren Wiederverwertung. Eine weitergehende Industrialisierung des Prozesses fehlte bis jetzt durch die unklare Wirtschaftlichkeit, sowie technische Hürden in der Skalierung. Diese Studie zeigt eindrucksvoll die Weiterentwicklung und Anpassung des Verfahrens zur industriellen Aufbereitung von MVA-Schlacke durch die SELFRAG AG. Grundlegend dafür sind Fortschritte in der HV-Generatoren-Entwicklung, Ausarbeitung geeigneten Prozesszonen mit kontinuierlichem Materialfluss und Prozesswasserbehandlung, sowie ein modifiziertes Elektrodendesign zur optimierten Energieabgabe in einem industriellen Umfeld.

1 EINLEITUNG

Für eine nachhaltige Behandlung von Restabfällen hat sich die thermische Abfallbehandlung durchgesetzt. Vorteile sind die signifikante Volumenreduktion und die thermische/energetische Degradation organischer Schadstoffen durch die Mineralisierung der Abfälle. Lichtensteiner et al. (1993) oder Bunge (2010, 2016) beschreiben die Zusammensetzung der resultierenden Rostschlacken und erkennen das signifikante Wertstoffpotential. Als anthropogene Lagerstätten variiert die Zusammensetzung mit dem eingebrachten Restmüll und stellt ein heterogenes Stoffgemisch dar. Die Verwachsung von Wertstoffen mit Schmelzprodukten hängt von den Bedingungen während der Verbrennung und der nachfolgenden Lagerung ab. Bunge (2016, 2010) oder Alwast et al. (2010) beschreiben gängige trockenmechanische Aufbereitungsmethoden:

- Zerkleinerung,
- Klassierung und
- Metallseparation mit Magnet- und Wirbelstrom-Scheidung.

Der Unterschied im Elastizitätsmodul zwischen Schlacke und Metalle wird beim Einsatz von Prallbrecher für die Freisetzung von Fe-haltige (FE) und nichteisenhaltige Metalle (NE) genutzt. Dabei sind Gesamtmetall-Ausbeuten auf 60 % begrenzt (Bunge 2010). Durch die gröbere Körnung und der einfacheren Magnetscheidung werden bis zu 90 % FE-Ausbeuten erreicht. NE-Ausbeuten sind durch die aufwendigere Separation von feineren Körnungen und verschiedenen Metallarten während der Wirbelstromscheidung auf 40 % begrenzt. Die zurückbleibende mineralische Fraktion wird deponiert und/oder als Unterbau von Deponien, im Strassenbau oder als Untertageverfüllung verwendet. Das HV-Impuls-Verfahren ist eine alternative Zerkleinerungsmethode, um eingeschlossene Metalle selektiv freizusetzten. Der nasse Prozess übermittelt hoch-energetische elektrische Entladungen in das Aufgabegut. Entstehende Plasmakanäle wandern entlang Materialgrenzen und geben starke Druckwellen ab. Die Selektivität des Prozesses entsteht inwiefern die abgegebene Elektrizität und Druckwelle mit den elektrischen und akustischen Eigenschaften des

Aufgabegutes interagieren. Gegenwärtige Forschung aus der Mineral-Aufbereitung (Zou et al. 2015, Shi et al. 2015) deuten ein Potential zur Wertstoff-Vorkonzentration an. Die Akkumulation der Aufbereitungsenergie hin zu elektrisch leitfähigen Mineralphasen bringt diese bevorzugt ins Unterkorn. Die Übertragung dieses Ansatzes auf MVA-Schlacke ermöglicht interessante industrielle Anwendungen. Erste Anpassung im Pilotmassstab sind von Weh (2015) vorgestellt und zeigen die signifikante Steigerung der Metall-Ausbeuten. Seifert et al. (2013) beschreiben die Aufwertung der mineralischen Fraktion durch Wegführung löslicher Störstoffe. Dieser Aufsatz beschreibt die Anpassung und Industrialisierung des Verfahrens für Rostschlacke, sowie die Implementierung der Technologie in einen Aufbereitungskreislauf durch die SELFRAG AG.

2 VORGEHEN UND RESULTATE

Prozessentwicklung und Industrialisierung des Verfahrens wurden durch Tests an verschiedenen Pilotanlagen der SELFRAG AG begleitet. Machbarkeitsstudien zur Materialinteraktion wurden mit modifizierten Generator-Aufbauten durchgeführt. Studien zu verbesserten Elektrodenkonzept, effiziente Materialdurchführung sowie eine optimierte Prozesswasserbehandlung wurden in Technikumsversuchen untersucht und innerhalb der entwickelten Anlage umgesetzt.

2.1 Generatoren-Entwicklung und Machbarkeitsstudie

Alle Tests wurden mit spezifischen SELFRAG HV Impulsgeneratoren durgeführt. Diese wandeln einen kontinuierlichen elektrischen Strom in plötzliche Entladungen um. Dazu wird die Elektrizität in Kondensatorenbänken kurzfristig gespeichert und durch Funkenstrecken wieder freigegeben. Durch das Auslösen von Entladungen mit reduzierter Pulsanstiegszeit (Blum et al. 2000) werden Entladungen bevorzugt zum oder ins Aufgabegut gezwungen. Tests mit bestehenden SELFRAG „Marx"-Generatoren bestätigten die effiziente Aufbereitung der Rostschlacke (Weh 2015). Beschränkungen in der Skalierung und Standfestigkeit in einer 24/7 Umgebung konnten durch Modifikationen in ein Resonanzaufbau gelöst werden. In einer ersten Machbarkeitsstudie wurde das Materialverhalten untersucht und die Auslegung des Resonanz-Generators festgelegt.

Brucheigenschaften von Rostschlacken wurden in Einzelpartikel-Test mit dem neuen Generatorenkonzept durchgeführt. Rostschlacken umfassen heterogene Stoffgruppen, die für die Untersuchung in 5 ähnliche Kategorien zusammengefasst und in enge Kornfraktionen eingeteilt wurden. Für jede Fraktion wurde eine repräsentative Auswahl der auftretenden Stoffgruppen zusammengestellt. Um das Bruchverhalten der Stoffgruppen in verschiedenen Fraktionen zu erfassen wurden Versuche mit ansteigender spezifische Energie erarbeitet. Für die Produktanalyse hat sich bewährt die Lokalität des Durchschlages miteinzubeziehen. Metallische Einschlüsse ziehen den Durschlag entlang von Diskontinuitäten in den Probenkörper. Fehlen diese ist die Wahrscheinlichkeit eines Oberflächendurchschlages erhöht. Je nach Ort des Durchschlages ergeben sich unterschiedliche Zerkleinerungsraten. Eine Auswertung des Masseverlustes des grössten Tochterpartikels zeigt den BBP - „Body Breakage Propability".

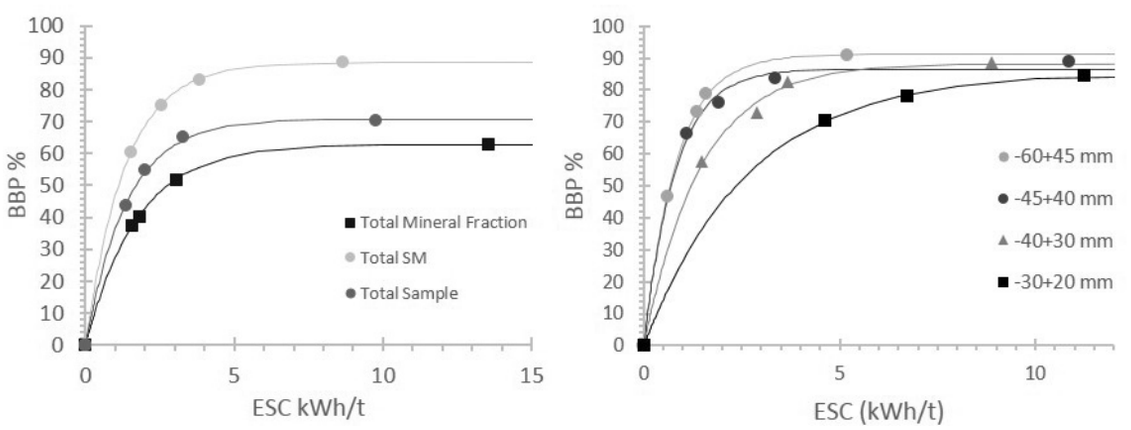


Abb. 1: a) Plot BBP gegen spezifische Energie-Eintrag (ESC) für die Gesamtprobe (total sample), Schlacke-Metall-Verbünde (SM) und mineralische Fraktion. b) Entwicklung des BBP von Schlacke-Metall-Verbünde bei ansteigender spezifischer Energie von verschiedenen Fraktionen.

Abb. 1a & 1b präsentieren eine Auswahl der Ergebnisse verschiedener Stoffgruppen und Fraktionen. Zu erkennen sind spezifische Verteilungen, die nach einem Anstieg auf einem Plateau enden. Der Anstieg, sowie das Plateau, können mathematisch erfasst werden und als BBP-Bruchindex herangezogen werden. Abb. 1a zeigt einen reduzierten BBP-Trend für die mineralische Fraktionen im Vergleich zur Schlacke –Metall Verbünde (SM). Dies bestätigt Unterschiede im Zerkleinerungsverhalten der verschiedenen Stoffgruppen. Die Datenverteilung präsentiert den benötigten Energie-Einsatz zur optimalen Aufbereitung. Abb. 1b beschreibt das Verhalten unterschiedlicher Fraktionen von Schlacke-Metall-Verbünde. Es ergeben sich reduzierte Steigungen zu feineren Körnungen bei gleich erreichtem Plateau. Vermutlich reduziert sich die Steigung und Plateau-Daten zu feineren Körnung noch stärker.

Modellierungen basierend auf den erhobenen Daten für ein Aufgabegut in der Fraktion -40+2mm sind in Abb. 2 a dargestellt und zeigen +6 kWh/t spezifischer Energieeinsatz bis das Plateau sicher erreicht ist. Dies stimmt überein mit NE-Liberierungsdaten (Weh 2015) für Marx-Generatoren und zeigt die vergleichbare Effizienz des modifizierten Generators für Rostschlacke.

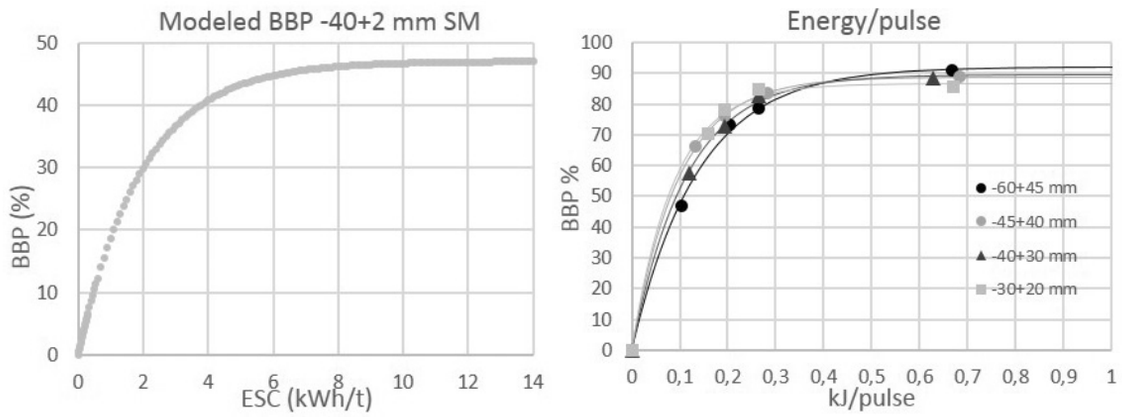


Abb. 2: a) Modellierte BBP-Entwicklung für angestrebte -40+2mm Aufgabe von Rostschlacke. b) Bestimmung der relevanten Pulsenergie.

Zur weiteren Charakterisierung des Resonanz-Generators wurde die relevante Pulsenergie bestimmt (Abb. 2 b). 300-400 J/Pulse sind ausreichend die benötigte Aufbereitungsenergie effizient einzubringen. Der gegenwärtige Aufbau der neuen Generatoren erlaubt bis zu 20 Hz bei einer installierten Leistung von 10 kW. Dies ermöglicht Durchsätze von nahezu 2 t/h pro Generator bei dem angestrebten Energieeintrag.

2.2 Elektrodenkonzept, Materialführung und Prozessmedium

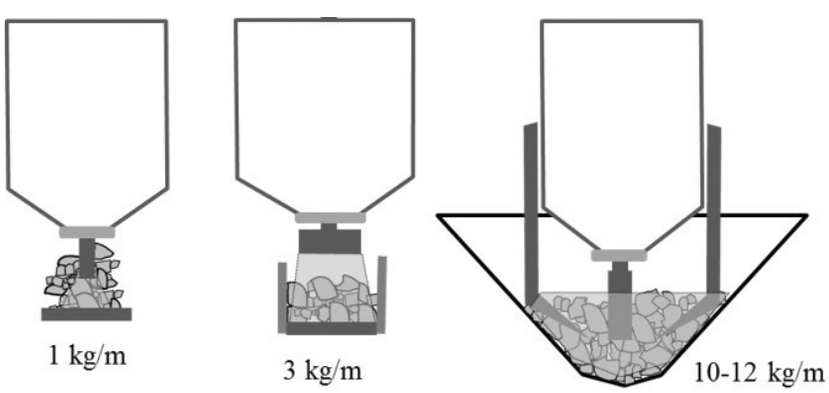


Abb. 3: Unterschiedlich getestete Elektroden-Konfiguration mit bearbeiteter Materialmenge.

Verschiedenen Elektrodenformen und –Anordnungen stehen zur Verfügung. Abb. 3 zeigt getestete Konfigurationen während der Prozessentwicklung. Bewährt haben sich „Finger-Platte“ –Geometrien. Durch die zulaufende Spitze der Elektroden entwickeln sich Durchschläge auch bei schlechteren Wasserqualitäten besser. Um jedoch einen grösseren Materialstrom zu bearbeiten, benötigt es eine Ausdehnung der aktiven Zone. Dabei spielen Form und Orientierung des Elektrodenpaares eine grundlegende Rolle (Abb. 3). Traditionell wird die Arbeitselektrode senkrecht auf das Material aufgesetzt und von oben nach unten gepulst. Bei einem kontinuierlichen Materialstrom muss so das Aufgabegut durch die Elektrodenzone gefahren werden. Bei einer aufrechten Konfiguration ergeben sich geometrische Probleme genügend Material zu bearbeiten. Zudem liegt das Material auf der Gegenelektrode auf. Dadurch reduziert sich das zu bearbeitende Volumen und erhöht die technischen Herausforderungen das Material durch die Zone zu führen. SELFRAG erreichte durch eine Verdopplung der Gegenelektroden bei seitlichen Anordnung die Materialmenge und –Führung zu verbessern mit dem Einsatz von konventionellen Fliessbänder. Intensive Tests in dieser Anlagen-Konfiguration an vereinfachten Prototypen führten zum finalen Entwurf der Prozesszone für den industriellen Einsatz von geneigten Prozessfliessbänder (Abb. 4).

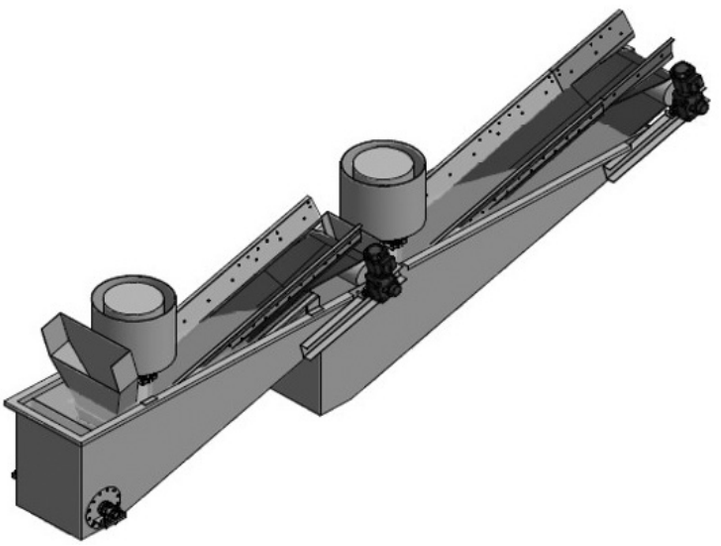


Abb. 4: Entwickelte Prozesszone im modularen Aufbau für die Kombination in Serie und/oder Parallel zur Eingabe der spezifischen Energie und/oder Erreichung des angestrebten Durchsatzes.

Ausschlaggebend für die Verfahrenseffizienz ist die Entwicklung des Prozesswassers. Bei ansteigender Leitfähigkeit des Wassers werden Überschlage in und auf das Aufgabegut erschwert.

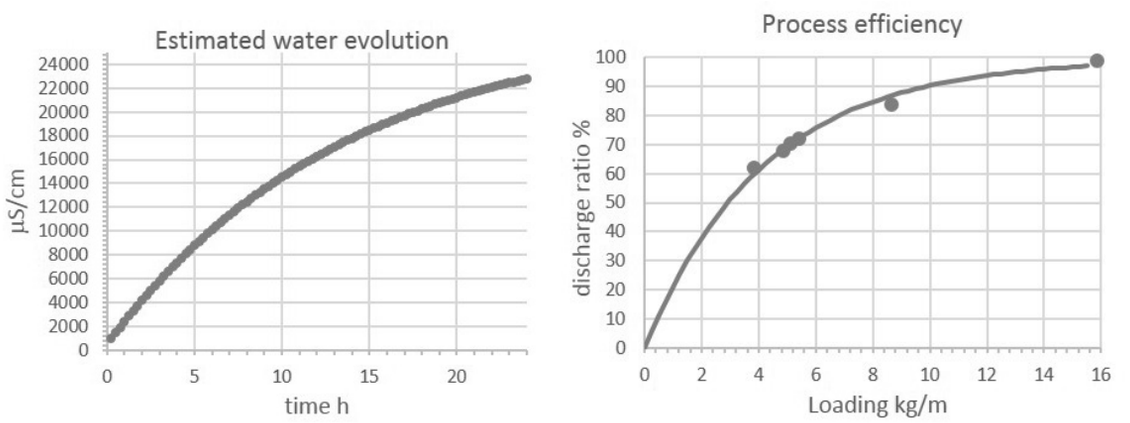


Abb. 5: a) Abgeschätzte Wasserentwicklung bei ca. 1 t/h Durchsatzleistung. b) Prozesseffizienz bei steigendem Materialfüllungsgrad in der Prozesszone.

Im kontinuierlichen Betrieb werden ständig neue lösliche Stoffe zu geführt, wodurch ein Zusatz von Frischwasser notwendig wird. Schon nach wenigen Stunden steigt die Leitfähigkeit des Prozesswasservolumens stark an (Abb. 5a). Die Entwicklung der Durchschlagswahrscheinlichkeit ist abhängig von der Materialmenge in der aktiven Zone. Eine besser Materialbedeckung der Elektrode reduziert den Kontakt mit dem Prozessmedium und kann so auch bei erhöhter Leitfähigkeit (Abb. 5b) effizient arbeiten. Aktuelle Tests erreichen bei stabiler Leitfähigkeit zwischen 3-4 mS/cm eine zufriedenstellende Durchschlagwahrscheinlichkeit. Um das Prozesswasser im entsprechenden Bereich zu halten muss Frischwasser zugeführt werden. SELFRAG hat eine spezifische Spülung/Absaugvorrichtung entwickelt, die den Wasserverbrauch auf etwa 0,4-0,6 m^3/h reduziert.

2.3 Umsetzung und Implementierung in Aufbereitungskreislauf

Intensive Pilotanlagentests zu mehreren Tonnen Rostschlacke zeigen die einfache Einbindung des Verfahrens in traditionelle Aufbereitungsmethoden (Weh 2015). Dabei wird die Prallbrecher-Einheit durch das nasse HV-Impulsverfahren ersetzt.

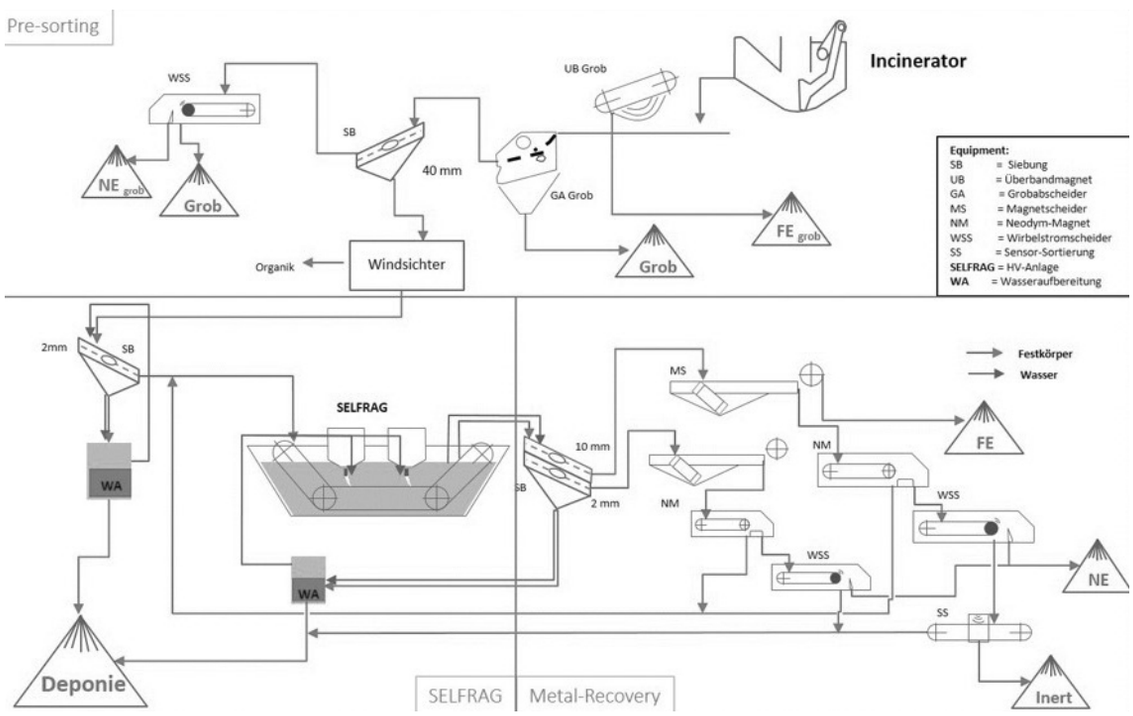


Abb. 6: Vereinfachtes Verfahrensschema mit Integration des HV-Impulsverfahrens in den Aufbereitungskreislauf.

Abb. 6 zeigt schematisch das herausgearbeitete Verfahrensschema. Nach der Grobabscheidung wird vorgängig eine Schlackenwäsche bei 2 mm durchgeführt um Lösungsfracht wegzuführen. In einer Wasseraufbereitungsanlage wird der Festkörper abgeschieden und das Wasser im Kreis gehalten. Überschüssiges Abwasser kann im Verbrennungsprozess wiederverwertet werden. Nach Aufschluss durch SELFRAG wird in Fraktionen aufgetrennt und FE, NE sowie gering belastete mineralische Fraktionen optisch abgeschieden.

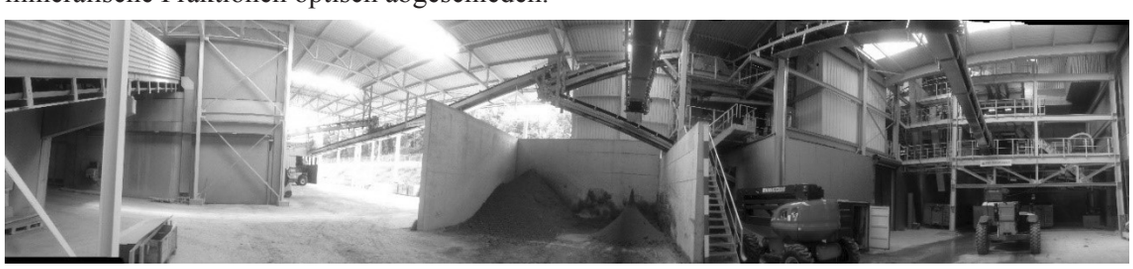


Abb. 7: Fertiggestellte installation des Aufbereitungskreislauf vor Ort.

Abb. 7 zeigt die installierte Gesamtanlage. Tests an der laufenden Anlage bestätigen beschriebenes Prozessverhalten und erweisen sich in der gegenwärtigen Anlaufphase als robuste und stabile Komponente während der 24/7 Belastung.

3 SCHLUSSFOLGERUNG

Die Entwicklung einer neuen Generatoren-Generation wurde erfolgreich durchgeführt und getestet. Erfahrungen aus intensiver Testarbeiten leiteten die Entwicklung spezifischer Prozesszonen mit modifizierter Materialdurchführung und veränderten Elektrodendesign ein und konnten im industriellen Massstab bestätigt werden. Dadurch wurde ein wichtiger Schritt zur Industrialisierung und weiteren Skalierung des HV-Impulsverfahren erfolgreich bestätigt. In der gegenwärtigen Installationsphase hin zu einem 24 h Betrieb hat sich das Verfahren bewährt. Erste Untersuchungen zu erreichten Freisetzungsgraden sind unterwegs und vielversprechend. Nachfolgende Metallsortierung erhält so saubere und sortenreine Metalle zur Abscheidung mit dem Ziel NE-Metallgehalte in der Restschlacke auf -1 % Gesamthaft zu reduzieren.

LITERATUR

Alwast, H. & Riemann, A (2010) *Verbesserung der umweltrelevanten Qualitäten von Schlacke aus Abfallverbrennungsanlagen,* Studie des Umweltbundesamtes.

Bluhm, H., Frey, W., Giese, H., Hoppe, P., Schultheis, C. & Strassner, R. (2000) Application of pulsed HV discharges to material fragmentation and recycling, *IEEE Transactions on Dielectrics and Electrical Insulation,* Vol. 7, Nr.5, P. 625-635.

Bunge, R. (2016) *Recovery of metals from waste incineration bottom ash,* online publication UMTEC, HSR Rapperswil.

Bunge, R. (2010) Wertstoffgewinnung aus KVA-Rostasche. In Schenk, K. (Ed.) *KVA-Rückstände in der Schweiz.* Der Rohstoff mit Mehrwert. Bundesamt für Umwelt, Bern, P. 170-182.

Lichtensteiner, T. & Zeltner, C. (1993) Wie lassen sich Feststoffqualitäten beurteilen. In: Baccini, P. & Gamper, B. (Ed) 1993. *Deponieriung fester Rückstände aus der Abfallwirtschaft – Endlagerqualität am Beispiel Müllschlacke.* Verlag vdf Hochschulverlag Zürich, P. 11-33.

Seifert, S., Thome, V., Karlstetter, C. & Maier M. (2013) Elektrodynamische Fragmentierung von MVA-Schlacken, In Thomé-Kozmiensky, K.J. (Ed) 2013. *Aschen – Schlacken-Stäube.* Verlag Karl Thomé-Kozmiensky.

Shi, F., Zuo, W. & Manlapig, E. (2015). Pre-concentration of copper ores by high voltage pulses. Part 2: opportunities and challenges. *Miner. Eng.* 79, 315–323.

Weh, A. (2015) Effiziente Metallrückgewinnung aus Kehrichtverbrennungsasche mittels Hochspannungsimpulsverfahren. In: Thomé-Kozmiensky, K. J. (Hrsg.): *Mineralische Nebenprodukte und Abfälle.* Neuruppin: TK Verlag Karl Thomé-Kozmiensky, S. 167-191.

Zuo, W., Shi, F. & Manlapig, E. (2015) Pre-concentration of copper ores by high voltage pulses. Part 1: principle and major findings. *Miner. Eng.* 79, 306–314.

File: 132

Elektrodynamische Fragmentierung von Betonabbruch

T. Keller & M. Streicher-Porte
Hochschule für Technik FHNW, Zentrum für Ressourceneffizienz ZEF, Windisch, Schweiz

H. Schuler
Hochschule für Architektur, Bau und Geomatik FHNW, Institut Bauingenieurwesen, Muttenz, Schweiz

KURZFASSUNG: Bauabfälle bilden einen der grössten Abfallströme, wovon Betonabbruch einen zunehmenden Anteil ausmacht. Dieser wird heute weitgehend recycelt, wobei jedoch meistens ein Downcycling stattfindet. So wird ehemaliger Konstruktionsbeton aus dem Hochbau oft im Strassenbau eingesetzt. In dieser Studie wurde untersucht, ob mithilfe der elektrodynamischen Fragmentierung (EDF) Konstruktionsbeton zu hochwertiger Recycling-Gesteinskörnung aufbereitet werden kann und ob sich daraus ein gleichwertiger Recyclingbeton (RC-Beton) herstellen lässt. Zusätzlich wurde Recyclingbeton aus konventioneller Recycling-Gesteinskörnung getestet.
Die Qualität der Recycling-Gesteinskörnung konnte durch die EDF gegenüber dem konventionellen Recycling mittels Brecher gesteigert werden. Recyclingbeton aus 100 % Recycling-Gesteinskörnung weist dank der Aufbereitung mittels EDF gleich gute oder bessere mechanische Eigenschaften (Biegezugfestigkeit, Druckfestigkeit, Elastizitätsmodul) als Beton aus natürlicher Gesteinskörnung auf. Beton aus konventioneller Recycling-Gesteinskörnung ist hingegen schlechter. Trotz der guten Ergebnisse in den mechanischen Tests könnte sich eine spezifische Verwendung verschiedener Recycling-Fraktionen als bessere Lösung erweisen.

1 EINLEITUNG

Bauabfälle machen weltweit den grössten Anteil am gesamten Abfallaufkommen aus und bergen gleichzeitig ein grosses Recyclingpotenzial. Betonabbruch wiederum wird in naher Zukunft einen immer grösseren Anteil der Bauabfälle ausmachen und ist gut wiederzuverwerten. In der Schweiz machte der Betonabbruch rund ein Drittel der im Jahr 2015 angefallenen 7.5 Mio. Tonnen Bauabfälle aus dem Hochbau aus. Bis 2025 dürfte dieser Wert auf 3.3 Mio. Tonnen ansteigen, was einer Zunahme von 25 % entspricht (Guerra & Kast 2015).

Heute wird der anfallende Betonabbruch entweder direkt vor Ort mit einer mobilen Anlage oder zentral mit einer stationären Anlage aufbereitet. Dabei kommen unter anderem Prall- und Backenbrecher, Magnetscheider und Siebe zum Einsatz. Die bei der Aufbereitung entstehende Recycling(RC)-Gesteinskörnung ist eine Mischung aus Kies, Sand und Zement, weshalb ihre Eigenschaften gegenüber der natürlichen Gesteinskörnung abweichen.

Bisher wird das Potenzial des Betonabbruchs zu wenig genutzt. Dort wo recycelt wird, findet meist ein minderwertiger Einsatz statt, z.B. wird der aufbereitete Betonabbruch aus dem Hochbau als Kofferung im Strassenbau eingesetzt. Feine Fraktionen (< 4 mm) werden teilweise auch deponiert, da diese verhältnismässig viel Zement enthalten.

In der Schweiz und speziell im Kanton Zürich wird aufgrund von Vorschriften zunehmend Recyclingbeton für Konstruktionszwecke verwendet, wobei gemäss SN EN 206 Beton ab einem Gehalt von 25 M.-% RC-Gesteinskörnung als RC-Beton gilt. Betone aus 100 % RC-Gesteinskörnung wurden bisher nicht als Konstruktionsbeton eingesetzt, da sie nachteilige Eigenschaften aufweisen können und es keine Langzeiterfahrungen damit gibt. Speziell die Fraktion 0/2 mm hat einen grossen Einfluss auf die Wasseraufnahme des Frischbetons und dadurch auf das Schwindverhalten und die Dauerhaftigkeit, weshalb sie in Deutschland von höherwertigen Verwendungsmöglichkeiten gesetzlich ausgeschlossen ist.

Hemmend auf ein vermehrtes Recycling wirkt sich das teilweise negativ behaftete Image von Recyclingbaustoffen aus. Verschiedene Fachgremien fordern deshalb eine Charakterisierung

und Bezeichnung von aufbereiteten Bauabfällen hinsichtlich ihrer Eigenschaften und nicht ihrer Herkunft. Dadurch könnten Stoffströme im Bausektor geschlossen werden, zurückgewonnenes Baumaterial den technischen Anforderungen entsprechend eingesetzt und das Recyclingimage verbessert werden.

Ein vollständiges und gleichwertiges Recycling von Betonabbruch aus dem Hochbau steht somit vor verschiedenen Herausforderungen. Ob mithilfe von neuen Technologien, in diesem Falle der elektrodynamischen Fragmentierung, diese Herausforderungen angegangen werden können, soll mit dieser Studie beantwortet werden.

2 METHODE

2.1 Elektrodynamische Fragmentierung

Die elektrodynamische Fragmentierung (EDF) nutzt Hochspannungsimpulse, um Festkörper selektiv in ihre Bestandteile aufzutrennen. Der Festkörper liegt dabei im Wasser zwischen zwei Elektroden. Steigt die Spannung an der Elektrode bis zur Impulsabgabe in unter 500 Nanosekunden an, weist das Wasser eine höhere Durchschlagsfestigkeit als der Festkörper auf und wirkt dadurch elektrisch isolierend. Die abgegebenen Hochspannungsimpulse suchen sich den Weg des geringsten Widerstandes durch den Festkörper. Dieser liegt aufgrund unterschiedlicher dielektrischer Eigenschaften an den Phasengrenzen zwischen verschiedenen Materialien. Beim Beton liegen die Phasengrenzen zwischen der Gesteinskörnung, dem Bindemittel Zement und der Bewehrung, soweit vorhanden. Bei der Entladung bilden sich zuerst mehrere Streamer entlang der Phasengrenzen. Sobald ein Streamer die Gegenelektrode erreicht, bildet sich ein Plasmakanal, der lokal hohe Drücke und Temperaturen verursacht. Eine sich ausbreitende Schockwelle folgt der Entladung. Durch die starke Beanspruchung wird der Festkörper geschwächt und mit mehreren dieser Hochspannungsimpulse selektiv aufgetrennt. Die einzelnen Bestandteile werden durch die Selektivität des Prozesses geschont und können anschliessend meist intakt und in einer hohen Reinheit aussortiert werden.

2.2 Versuchsaufbau

Diese Studie untersucht, ob Beton mithilfe der EDF vollständig und gleichwertig recycelt werden kann. Gleichwertig bedeutet in diesem Fall, dass der Recyclingbeton denselben Anforderungen wie der neuwertige Beton entspricht. Darüber hinaus wird die Aufbereitung mit EDF mit der konventionellen Aufbereitung mittels Brecher verglichen. Untersucht wurden Betone verschiedener Festigkeitsklassen, wobei hier nur auf den gebräuchlichen Normalbeton C25/30 eingegangen wird.

Für die Untersuchung wurden zuerst Referenzprobekörper aus natürlicher Gesteinskörnung hergestellt, nachfolgend Nullbeton genannt. Nach einer 28-tägigen Lagerung wurden Biegezugfestigkeit, Druckfestigkeit und Elastizitätsmodul des Nullbetons bestimmt. Der Nullbeton wurde anschliessend mit EDF oder mit einem Backenbrecher zu RC-Gesteinskörnung aufbereitet. Die Aufbereitung mit EDF wurde in mehreren Durchgängen durchgeführt. Dazwischen wurden jeweils mit Dichtesortierung (Setztechnik) oder händischer Sortierung die sauberen Kiesel ab 4 mm von denjenigen mit Zementanhaftungen getrennt und somit nicht erneut fragmentiert.

Die bei der Aufbereitung entstandenen Produkte wurden in die Fraktionen 0/4, 4/8, 8/16 und 16/32 mm klassiert, was den Fraktionen der ursprünglich eingesetzten natürlichen Gesteinskörnung entspricht.

Tab. 1: Zusammensetzung der untersuchten Betone.

Bezeichnung	Art der Gesteinskörnung (Zuschlag)
Nullbeton	natürliche Gesteinskörnung
RC konventionell (RC konv.)	RC-Gesteinskörnung aus konventioneller Aufbereitung
RC EDF 0 / 32	RC-Gesteinskörnung aus Aufbereitung mit EDF
RC EDF 4 / 32	4/32 mm: RC-Gesteinskörnung aus Aufbereitung mit EDF 0/4 mm: natürliche Gesteinskörnung
Zusammensetzung der Gesteinskörnung, w/z-Wert	
0 / 4 mm	32 % der Gesteinskörnung
4 / 8 mm	16 %
8 / 16 mm	17 %
16 / 32 mm	35 %
Wasser / Zement-Wert	0.55 (ausser RC EDF 4/32)

Aus den Fraktionen wurden die in Tab. 1 ersichtlichen RC-Betone hergestellt. Dabei wurde die Rezeptur des Nullbetons beibehalten und nur wenn nötig zusätzliches Wasser verwendet. Nach wiederum 28-tägiger Lagerung wurden die Prüfkörper aus RC-Beton denselben Tests unterzogen wie schon der Nullbeton. Neben dem vollständig aus recyceltem Beton hergestellten "RC EDF 0/32" wurde ein Beton getestet, bei dem die Fraktion 0/4 mm mit natürlicher Gesteinskörnung ersetzt wurde (RC EDF 4/32). Dadurch konnte der Einfluss dieser Fraktion auf die Verarbeitbarkeit und die mechanischen Eigenschaften des Betons ermittelt werden.

Neben den bautechnischen Tests wurde die Fraktion 0/2 mm auf alternative Verwertungsmöglichkeiten untersucht. Mittels Röntgenfluoreszenzanalyse und Röntgendiffraktometrie wurde dazu deren chemische und mineralogische Zusammensetzung bestimmt.

3 RESULTATE

3.1 Aufbereitung

Die bei der Aufbereitung entstehenden RC-Gesteinskörnungen unterscheiden sich zwischen den angewendeten Technologien stark. Bei der konventionellen Aufbereitung mit einem Backenbrecher entstehen grösstenteils Konglomerate aus Kies, Sand und Zement, die eine raue und kantige Oberfläche aufweisen (Abb. 1 links). Bei der Aufbereitung mit EDF entstehen ebenfalls einige Konglomerate, grösstenteils jedoch Kiesel mit wenigen bis keinen Zementanhaftungen (Abb. 1 rechts) und Fragmente aus Sand und Zement. Mittels Setztechnik können die sauberen Kiesel gut aussortiert und der Rest erneut fragmentiert oder anders weiterverwendet werden.

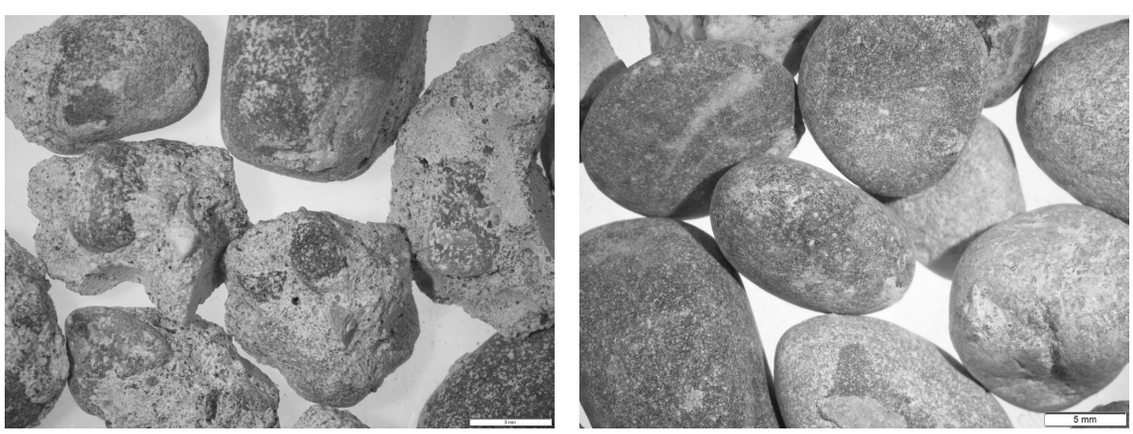


Abb. 1: RC-Gesteinskörnung der Fraktion 8 - 16 mm nach konventioneller Aufbereitung (links) und nach Aufbereitung mit EDF.

Für die EDF wurde in diesen Versuchen eine spezifische Energie von ca. 5 kWh pro Tonne Betonabbruch aufgewendet. Es hat sich gezeigt, dass der Energiebedarf je nach Beton variieren kann. So können z.B. Festigkeit und Alter des Betons einen Einfluss auf die benötigte Energie haben.

Abb. 2 zeigt die Sieblinien der ursprünglich eingesetzten natürlichen Gesteinskörnung und der

nach der EDF erhaltenen Gesteinskörnung. Die Sieblinie zeigt das gesamte Material nach der EDF, Teile davon wurden anschliessend aussortiert, um weiter prozessiert zu werden. Der Vergleich der Sieblinien zeigt in der Fraktion ab 8 mm eine gute Übereinstimmung. In der feineren Fraktion ist die Abweichung grösser.

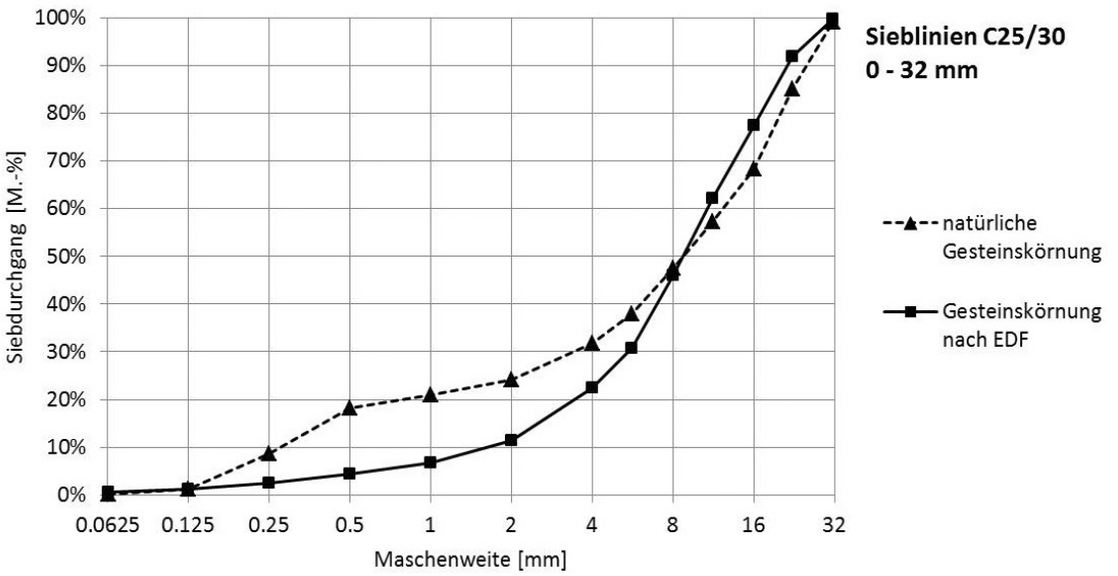


Abb. 2: Sieblinien 0 - 32 mm der natürlichen Gesteinskörnung und der Gesteinskörnung nach Aufbereitung mit EDF. Diese sekundäre Gesteinskörnung wurde anschliessend noch sortiert, weshalb sie nur annähernd der später verwendeten RC-Gesteinskörnung entspricht.

Während der elektrodynamischen Fragmentierung musste das Wasser in der Prozesszone kontinuierlich erneuert werden, weil feine Partikel dessen isolierende Wirkung beeinträchtigten. Da keine Möglichkeiten zur Wasseraufbereitung vorhanden waren, war der Wasserbedarf entsprechend hoch.

3.2 Betonieren der Recycling-Probekörper

Grundsätzlich wurde beim Betonieren der RC-Probekörper das Rezept des Nullbetons verwendet. Das heisst die Fraktionen 0/4, 4/8, 8/16, 16/32 mm, der Zement und das Wasser wurden im gleichen Verhältnis zusammengemischt. Um eine gute und vergleichbare Verarbeitbarkeit des Frischbetons zu erreichen, musste teilweise mehr Wasser zugegeben werden, konkret bei den Betonen “RC konventionell” und “RC EDF 0/32”. Beim “RC EDF 4/32” hingegen war kein zusätzliches Wasser nötig.

3.3 Bautechnische Tests

Tab. 2 beinhaltet die durchschnittlichen Messresultate der drei getesteten Eigenschaften Biegezugfestigkeit, Druckfestigkeit und Elastizitätsmodul. In Abb. 3 sind die relativen Abweichungen zum Nullbeton dargestellt. Es ist ersichtlich, dass die Werte beim konventionellen Recyclingbeton in allen Tests unter denen des Nullbetons liegen. Die Werte der EDF-Recyclingbetone hingegen liegen leicht bzw. deutlich höher.

Tab. 2: Resultate der bautechnischen Tests (Durchschnittswerte).

		Nullbeton	RC konventionell	RC EDF 0/32	RC EDF 4/32
Biegezugfestigkeit	[MPa]	3,6	3,4	3,8	4,0
Druckfestigkeit	[MPa]	33,6	24,6	35,1	38,6
Elastizitätsmodul	[MPa]	29.100	21.500	31.000	37.500

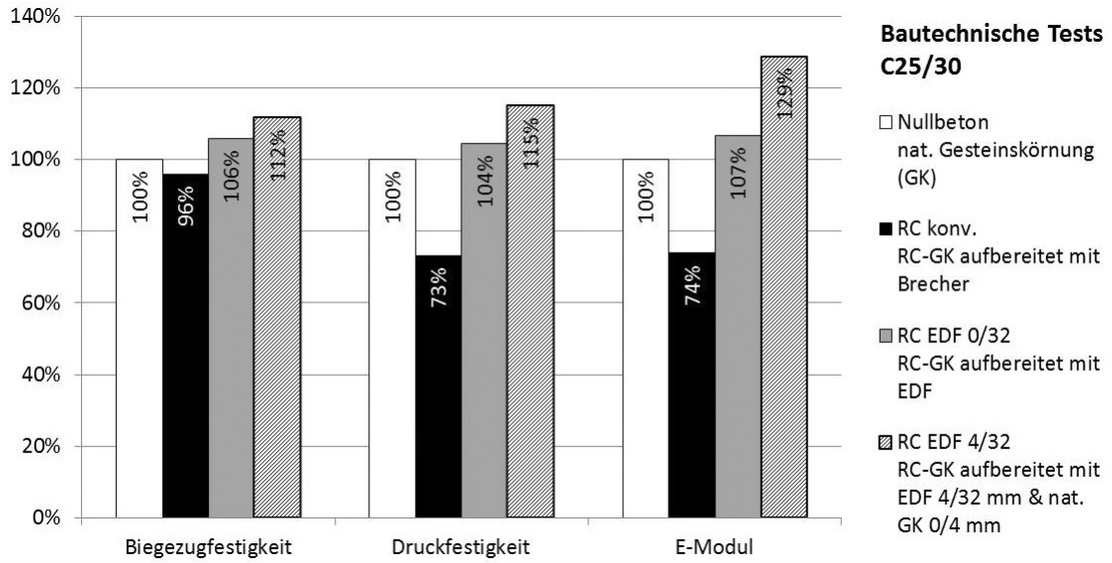


Abb. 3: Resultate der bautechnischen Tests, relativ zum Nullbeton. Die Zahlen unten im Balken entsprechen der jeweils getesteten Probenanzahl.

4 INTERPRETATION

Die Resultate zeigen, dass Beton mit 100 % RC-Gesteinskörnung aus der EDF hergestellt werden kann und die mechanischen Eigenschaften Biegezugfestigkeit, Druckfestigkeit und Elastizitätsmodul (nach 28 Tagen) dadurch nicht negativ beeinflusst werden. Die Sieblinien der natürlichen Gesteinskörnung und der Gesteinskörnung nach der EDF weichen leicht voneinander ab. Dies ist darauf zurückzuführen, dass die Zerkleinerung mit steigender Korngrösse effektiver ist. Das Material kleiner 8 mm wurde dadurch weniger stark zerkleinert als das grobe (grösser 8 mm). Ein vollständiges Recycling könnte gemäss den Resultaten möglich sein, was zum einen Primärmaterial und zum anderen Deponievolumen schonen würde. Sollte ein solcher RC-Beton zur Anwendung kommen, müssten weitere Untersuchungen zum Langzeitverhalten (z.B. Frostbeständigkeit, Schwindverhalten, Entwicklung der mechanischen Eigenschaften) durchgeführt werden.

Wahrscheinlicher als ein Beton aus 100 % RC-Gesteinskörnung ist ein spezifischer Einsatz der einzelnen Fraktionen. Der Kies ab 4 mm kann gut und sauber aus dem Betonabbruch zurückgewonnen werden und somit Primärmaterial problemlos ersetzen. Dies haben auch die Tests des Betons "RC EDF 4/32" gezeigt, bei dem sich die mechanischen Eigenschaften gegenüber dem Nullbeton sogar verbesserten und gleichzeitig der Wasserbedarf unverändert blieb. Eine mögliche Erklärung für die verbesserten Werte könnte sein, dass durch die EDF schwache Kiesel zerkleinert werden und die stärkeren erhalten bleiben. Um den Betonabbruch vollständig zu verwerten muss allerdings auch für die Fraktion 0/4 mm eine hochwertige Verwendung gefunden werden.

Die untersuchte Fraktion 0/2 mm könnte als Zumahlstoff in der Zementproduktion eingesetzt werden, für den sie die normativen Anforderungen erfüllt. Dabei würde das gemahlene Material einen Teil des Zementklinkers ersetzen, ähnlich wie der Kalkstein im Portlandkalksteinzement. Eine Reduktion des Klinkergehalts im Zement hat einen positiven Einfluss auf dessen CO_2-Bilanz, da das Brennen von Zementklinker aus Rohmehl sehr energieintensiv ist. Weiter kann gemäss Studien anderer Forschungseinrichtungen die gemahlene Fraktion bei der Klinkerherstellung als Rohmehl, bei der Herstellung von Gasbeton (Dittrich et al. 2015) oder als Zusatz zur Erhöhung der Festigkeit verwendet werden (Müller et al. 2012).

Die Fraktion 2/4 mm könnte entweder Primärmaterial bei der Betonherstellung ersetzen oder bei der Zementherstellung verwendet werden. Wo die optimale Korngrenze zwischen den Verwertungsarten liegt, muss noch genau ermittelt werden.

Um das Potenzial der EDF nutzen zu können, bedarf es noch Entwicklung auf Seiten der Tech-

nologie. Bei den Versuchen kamen eine Laboranlage im Batchbetrieb und eine kontinuierliche Anlage mit einem Durchsatz von 1 t/h zum Einsatz. Um die Technologie wirtschaftlich einsetzen zu können, muss der Durchsatz markant gesteigert werden. Weiter ist es gegenwärtig noch schwierig, im Markt gegen das konventionelle Recycling zu bestehen, da die Anschaffungskosten eines Brechers deutlich tiefer sind. Der Mehrwert der Aufbereitung mit EDF wiegt bei den gegenwärtig tiefen Primärmaterial- und Deponiekosten die höheren Investitionskosten nicht auf.

5 AUSBLICK

Die durchgeführten Tests der mechanischen Eigenschaften zeigen gute Resultate. Um eine abschliessende Aussage über die Vorteile der Anwendung von EDF machen zu können, müssen jedoch weitere Tests zur Entwicklung der mechanischen Eigenschaften und allgemein zum Langzeitverhalten der Betone durchgeführt werden.

Bis die EDF im kommerziellen Massstab im Betonrecycling eingesetzt werden kann, bedarf es noch einiger Entwicklungsarbeit. Der Durchsatz der kontinuierlichen Anlage muss gesteigert, eine gut funktionierende Sortierung und Wasseraufbereitung müssen implementiert werden. Da der Prozess bei grösseren Korngrössen effektiver arbeitet, könnte eine möglichst frühe Ausschleusung von Material kleiner 8 mm vorteilhaft sein.

Zu den technischen Herausforderungen kommt ein schwieriges Marktumfeld. Um bei den gegenwärtig tiefen Primärmaterial- und Deponiekosten zu bestehen, müssen die Investitionskosten der Anlage gesenkt werden.

Positiv auf den Einsatz von EDF könnte sich eine Veränderung der gesetzlichen Rahmenbedingungen auswirken. Werden in Zukunft höhere Anforderungen an das Recycling von Betonabbruch gestellt und wird die Verwendung von RC-Beton gesetzlich verankert, könnte die EDF ihre Vorteile gegenüber dem konventionellen Recycling besser ausspielen.

Würden die RC-Gesteinskörnung bzw. der RC-Beton nicht als solcher bezeichnet, sondern entsprechend ihren Eigenschaften beschrieben, so könnten das teilweise schlechte Image von Recyclingbaustoffen vermieden und allgemein der Einsatz von Recyclingbaustoffen gefördert werden.

LITERATUR

Dittrich, S., Thome, V., Seifert, S & Höhn, A.-L. (2015) Verwertungspotential von elektrodynamisch aufbereitetem Altbeton. In: *Mineralische Nebenprodukte und Abfälle 2 - Aschen, Schlacken, Stäube und Baurestmassen*. Neuruppin: TK Verlag Karl Thomé-Kozmiensky, S. 631-638.

Guerra, F. & Kast, B. (2015) *Bauabfälle in der Schweiz - Hochbau Studie 2015*. Zürich, Schweiz: Wüest & Partner im Auftrag des Bundesamts für Umwelt BAFU.

Müller, A., Liebezeit, S. & Badstübner A. (2012) Verwertung von Überschusssanden als Zusatz im Beton. *Steinbruch und Sandgrube* 5, S. 46-49.

File: 133

Einsatz der elektrodynamischen Fragmentierung zum Recycling von Werkstoffverbunden

F. Pestalozzi & J. Woidasky
Hochschule Pforzheim, Fakultät für Technik, Pforzheim, Deutschland

T. Hirth
Karlsruher Institut für Technologie, Karlsruhe, Deutschland

KURZFASSUNG: Die zunehmende Stoffvielfalt moderner Produkte erfordert bei gleichzeitig sinkenden Stoff-mengen und strengeren juristische Vorgaben, z.B. in Form steigender Verwertungsquoten, die Erforschung alternativer Recyclingverfahren.
Die Elektrodynamische Fragmentierung ist ein physikalisches Trennverfahren, bei welchem Feststoffe in einem Wasserbad Hochspannungspulsen für eine Dauer von unter 500 ns ausgesetzt werden. Durch die Kürze der Pulse erfolgt die Hochspannungsentladung trotz der Leitfähigkeit des Wassers durch den Festkörper. Die entstehenden Druckwellen (109 bis 1010 Pa) trennen das Feststoff-Probenmaterial an den Grenzflächen bzw. Korngrenzen auf.
Mittels elektrodynamischer Fragmentierung lassen sich Wertstoffe wie z.B. Halbleitermetalle aus Photovoltaik-Modulen oder Verstärkungsfasern aus Glasfaserverstärkten Kunststoffen heraustrennen. Im Sinne einer Kreislaufschließung bieten sich solche Sekundärrohstoffe zur Integration in bereits existierende Verwertungswege an.

1 EINLEITUNG

Moderne Produkte z.B. aus dem Elektronikbereich weisen eine zunehmende Stoffvielfalt bei gleichzeitig sinkenden Stoffmengen auf (Martens 2011). Derweil steigen die Anforderungen an Verwertungsquoten, z.B. aufgrund der EU-Abfallrahmenrichtlinie (EU 2008). Auch verschärfen sich die Anforderungen an die Qualitäten der Sekundärrohstoffe (BMUB 2015, EU 2003, EU 2006). So müssen derzeit mit konventionellen Verfahren zunehmend komplexe, aber in ihrer absoluten Masse geringe Stoffströme behandelt werden (Faulstich 2012, Bilitewski & Härdtle 2013). Mit der Weiterentwicklung bekannter Verfahren sind jedoch die zukünftigen technischen, rechtlichen und auch ethischen Anforderungen zunehmend schlechter zu erfüllen. Beispielhaft seien hier die Miniaturisierung mit dem Bedarf an hochreinen Einsatzstoffen, die Schadstoff-Freiheit von Produkten (WEEE/RoHS-Anforderungen) oder die gesellschaftlichen Nachhaltigkeitsanforderungen genannt (EU 2003, EU 2012). Diese finden u.a. Niederschlag in den erhöhten Sammelmengenzielen für Elektroaltgeräte (EAG) ab 2019 auf 65 % des Verkaufsdurchschnittes der drei vorangehenden Jahre (EU 2012). Dies ist mit hohen zusätzlichen Anforderungen an Recyclingverfahren verbunden, wie Tab. 1 verdeutlicht wird. Im Ergebnis zeigt sich der Bedarf an Sprunginnovationen mit neuen, bisher nicht eingesetzten Verfahren.

Tab. 1: Recyclingsituation Elektroaltgeräte für Europa und Deutschland (Eurostat 2016).

Region (Angaben in kg / Einwohner)	Verkauf 2010 – 2012	Sammlung 2013	Recycling & Wiederverwendung 2013	WEEE Sammelziel 65 % Verkauf (ab 2019)
Europa	18,8	7,1	5,1	12,2
Deutschland	21,2	9,0	7,5	13,8

1.1 Recyclingtechnik Elektroaltgeräte

„Das Standardrecyclingverfahren von Elektroaltgeräten ist die mechanische Aufbereitung (Demontage, Zerkleinerung, Sortierung)“ (Martens 2011). Nach der Zerkleinerung bestehen

die einzelnen Körner aber z.T. immer noch aus einem Konglomerat unterschiedlicher Rohstoffe (Rotter 2014). Die geringe Selektivität mechanischer Aufbereitung schränkt somit die erreichte Produktqualität ein. Neben rein mechanischer Aufbereitung werden in lukrativen Einzelbereichen, z.B. zum Aufschluss hoch edelmetallhaltiger Produkte wie Platinen, thermische bzw. chemische Verfahren eingesetzt (Bilitewski & Härdtle 2013). Nachteile thermischer Verfahren/Schmelzprozesse sind der hohe Energiebedarf sowie gasförmige Emissionen (Martens 2011). Nachteile chemischer Auflösung sind die geringe Metallkonzentration gewonnener Metall-Lösungen bzw. deren aufwendige Weiterverarbeitung, gefährliche Reaktionsgase, lösemittelhaltige Rückstände sowie teure Chemikalien und Apparate (Martens 2011).

1.2 Motivation für elektrodynamische Fragmentierung

In diesem Beitrag wird die selektive elektrodynamische Fragmentierung (Selfrag) als alternatives Trennverfahren für Werkstoffverbunde, z.B. aus dem Elektronikbereich, untersucht. Das Selfrag Verfahren befindet sich derzeit vor allem im Bergbau und in der High-Tech-Industrie (Silizium-Wafer-Herstellung) in der fortgeschrittenen Markteinführung. Es wurde bisher ausschließlich als Zerkleinerungstechnik eingesetzt.

In diesem Beitrag werden die Einsatzmöglichkeiten von Selfrag zum Recycling wertvoller Anteile wie z.B. Halbleitermetallen oder Verstärkungsfasern anhand von Dünnschicht Photovoltaik und faserverstärkten Kunststoffen vorgestellt. Hierbei sollen Wertstoffe möglichst sauber aus den Werkstoffverbunden abgetrennt und für weitere Verwertungswege bereitgestellt werden.

2 METHODIK

Selfrag ist ein physikalisches Trennverfahren, bei welchem Hochspannungspulse mit einer Dauer von 150 – 200 ns auf Feststoffproben in einem mit Wasser gefüllten Behälter eingesetzt werden (Weh 2015). Dabei kommt neben Leitungswasser auch entionisiertes Wasser zum Einsatz. Bei Pulsen unterhalb von 500 ns erfolgt eine Hochspannungsentladung trotz der Leitfähigkeit des Wassers bevorzugt durch einen im Wasser vorliegenden Festkörper und nicht durch das umgebende Wasser (Bluhm 2006). Im Entladungskanal (Dicke 10 – 50 µm) kommt es zu Temperaturspitzen über 104 K und Druckwellen von 109 bis 1010 Pa, wodurch das Probenmaterial an den Grenzflächen bzw. Korngrenzen aufgetrennt wird (Bluhm et al. 2000).

Selfrag unterscheidet sich von herkömmlicher, mechanischer Zerkleinerung im Wesentlichen bezüglich des Kontaminationsgrades und der Selektivität der Verbundtrennung (Weh 2014). Die kontaktfreie Auslösung von Druckschwankungen durch Hochspannungspulse ermöglicht eine kontaminationsfreie Fragmentierung hochreiner Stoffe wie z.B. von Silizium für die Halbleiterindustrie (Martello 2012). Die Selektivität beruht auf materialinternen Kontrasten bezüglich Permittivität und akustischer Impedanz (Weh 2014). Durch elektrische und akustische Selektivität kann Selfrag eine vollständige Separation geeigneter Feststoffproben erreichen.

2.1 Probenmaterial

Die Trennwirkung von Selfrag wird anhand der folgenden Werkstoffverbunde untersucht:

- Dünnschicht Photovoltaik (DPV) vom Typ Cadmiumtellurid (CdTe) , freundlicherweise bereitgestellt durch das Fraunhofer-Institut für chemische Technologie (ICT; Pfinztal/D) und
- Glasfaserverstärkter Kunststoff (GFK), freundlicherweise bereitgestellt durch Fa. Production Glassfibre (UK).

Abgesehen von Kontakten und Modulrahmen besteht DPV vom Typ CdTe im Wesentlichen aus zwei Glasplatten (siehe Abb. 1 links; weiß), welche über eine Einschweißfolie (grau) zusammengehalten werden. Die aktive Halbleiterschicht (schwarze Fläche) befindet sich zwischen Folie und Deckglas. Die jeweiligen Schichtdicken sind 2 * 3,9 mm (Glas), 0,7 mm (Folie) und 2 – 8 µm (CdTe-Halbleiter, Aberle 2009, NREL 2011).

GFK besteht aus einer Harzmatrix (siehe Abb. 1 rechts, weiß), welche mittels Glasfasern (graue Zylinder) eine höhere spezifische Steifigkeit und Festigkeit erreicht.

Abb. 1: Schematischer Aufbau von DPV (links) und GFK (rechts).

3 RESULTATE

3.1 Dünnschicht Photovoltaik

Das Ziel einer Pulsbehandlung von DPV ist eine möglichst saubere Abtrennung der CdTe-Halbleiterschicht, da diese das wertvolle Metall Tellur (Te) enthält (117 USD/kg) (USGS 2015). Durch eine saubere Verbundauftrennung wird zudem der Glasbruch gereinigt, was dessen Recyclingwert ebenfalls steigert.

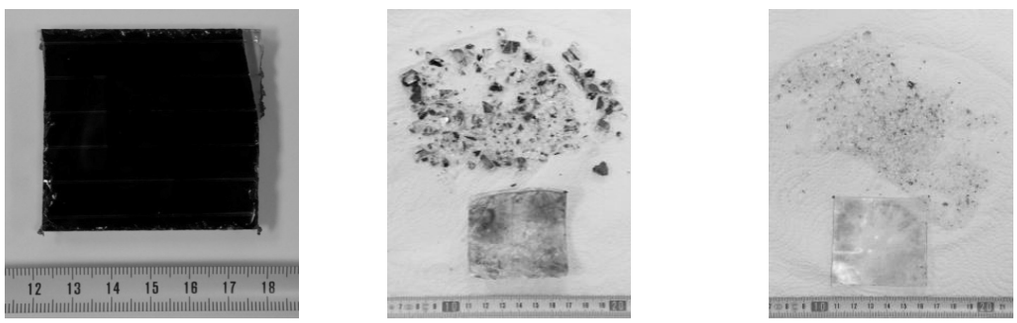


Abb. 2: Verbundauftrennung bei einer Pulsspannung von 120 kV. Pulsanzahl v.l.n.r.: 0, 4 und 70.

Zum Vergleich der Fragmentierungswirkung bei der probenspezifisch minimalen Pulsspannung von hier $U_{min} = U_1 = 120$ kV und $P_1 = 70$ Pulsen wird eine zweite Versuchsreihe bei der maximalen Anlagenspannung von $U_{max} = U_2 = 200$ kV durchgeführt. Die Pulsanzahl P_2 bei Spannung U2 wird über die Energiegleichung eines Plattenkondensators berechnet (Tipler et al. 2015, siehe Gleichung 1). Als Vergleichsbasis der zwei Versuchsreihen wird hierbei die eingesetzte Gesamtpulsenergie gleichgesetzt (Gleichung 2). Bei der Berechnung der entsprechenden Pulsanzahl P_2 kürzt sich die Kapazität C heraus (Gleichung 3). Somit ist $P_2 = 25$.

$$E = ½ * C* U^2 * P \quad (1)$$

$$E(U_1) = E(U_2) \quad (2)$$

$$P_2 = P_1 * (U_1/U_2)^2 \quad (3)$$

Die Summe der umgesetzten Pulsenergie pro Einzelversuch beträgt bei beiden Versuchsreihen reproduzierbar ca. 6 kJ. Bei einer Einzelprobenmasse von 62 g entspricht das einer Behandlungsenergie von 97 J/g. Nach der Fragmentierung wird die Probe in einzelne Korngrößenfraktionen gesiebt (Abb. 3). Dabei entfällt ca. 50 % der Probenmasse auf Korngrößen unter 1 mm. Fehlerbalken entsprechen den Durchschnittswerten von jeweils fünf Einzelversuchen mit einer Balkenlänge von L = 2 * Standardabweichung.

Über eine nasschemische Analyse an der TU Darmstadt wird die Konzentration von Te in mg/kg bestimmt (Abb. 4). Zur Bestimmung der durchschnittlichen Te-Konzentration von 651 mg/kg wurde des Ausgangsmaterial auf < 1mm gemahlen (Doppelmessung mit rel. Abweichung 8 %). Die pro Fraktion enthaltene Masse an Te wird über das Produkt aus Siebmasse und Konzentration berechnet (Abb. 3).

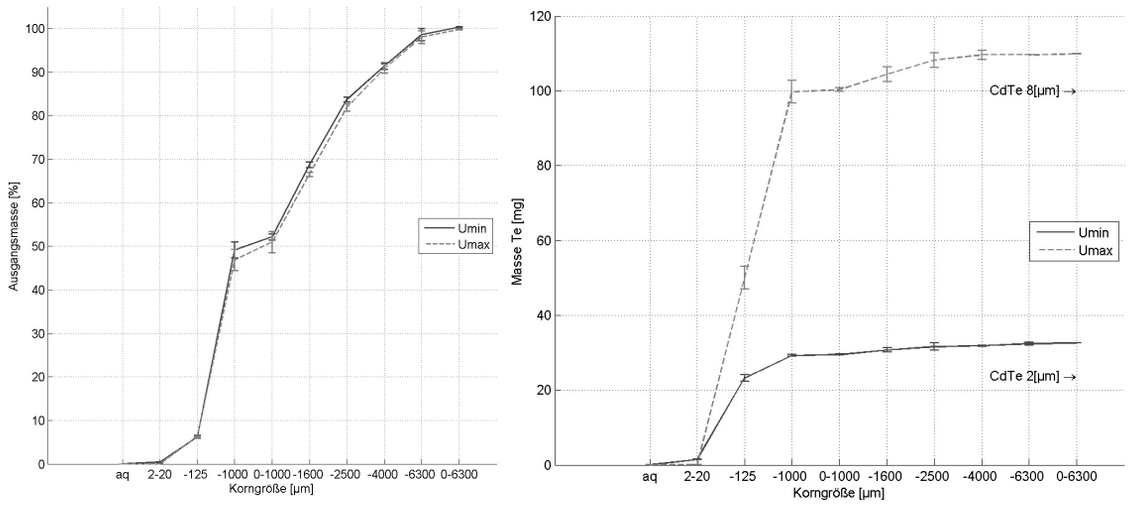


Abb. 3: Kumulative Masse der Siebfraktionen (links) und Te-Masse (rechts).

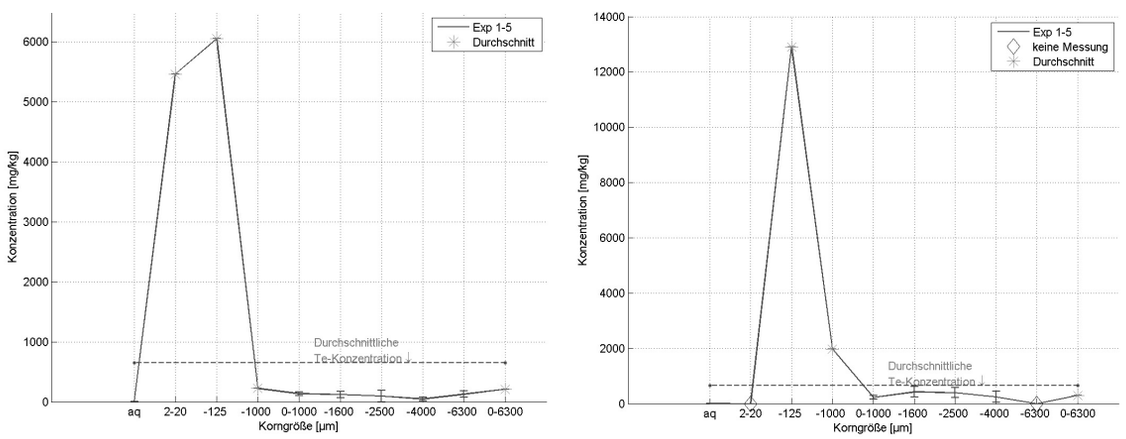


Abb. 4: Te-Konzentration bei U_{min} = 120 kV (links) und U_{max} = 200 kV (rechts).

Die berechnete Te-Gesamtmasse unterscheidet sich zwischen Versuchsreihe 1 und 2 um den Faktor 3,4 (Tab. 2). Der Grund für diesen Unterschied ist derzeit nicht bekannt. Eine mögliche Ursache könnte die Konzentrationsmessung sein, da die entscheidenden Fraktionen geringer Korngröße bisher als Durchschnittswerte der fünf Einzelversuche durchgeführt wurden (Abb. 4). Dagegen spricht allerdings die Tatsache, dass die relativen Anteile der Fraktionen zueinander ein einheitliches Bild ergeben (Tab. 2). Die kumulierte Te-Nachweismenge beider Versuchsreihen liegt innerhalb des erwarteten Bereiches, welcher einer CdTe-Schichtdicke von 2 – 8 µm entspricht (Abb. 3, Aberle 2009, NREL 2011).

Tab. 2: Nach der Pulsbehandlung befindet sich der Großteil des Te in Korngrößen unterhalb von 1 mm.

Versuchsreihe (Angaben in mg)	Te < 1 mm	Te > 1 mm	Te gesamt	Anteil Te < 1 mm
1. 70 Pulse bei 120 kV	29,5	3,1	32,6	90,5 %
2. 25 Pulse bei 200 kV	100,3	9,6	109,9	91,3 %

3.2 Glasfaserverstärkter Kunststoff

Das Ziel einer Pulsbehandlung von GFK ist die Abtrennung der Glasfasern aus der sie umgebenden Harzmatrix in möglichst sauberer und langer Form. Dies ermöglicht dann einen erneuten Einsatz z.B. als Verstärkungsfasern.

Zusammen mit Forschern der Universität Manchester wurden Versuche zur Aufbereitung von GFK durchgeführt. Die folgenden Resultate lehnen sich an die in den „CIRP Annals Manufactur-

ing Technology“ im Druck befindliche, gemeinsame Veröffentlichung „High voltage fragmentation and mechanical recycling of glass fibre thermoset composite“ an.

Die Auftrennung mittels Hochspannungspulsen (Selfrag) wird als alternatives Trennverfahren zum Recycling von GFK untersucht und gleichzeitig mit dem Stand der Trenntechnik verglichen (mechanische Zerkleinerung mittels Wittmann MAS1 Granulator, Siebdurchmesser 6 mm). Analysiert werden das Trennergebnis (Abb. 5), die Rezyklatqualität (Abb. 6) und der Energieverbrauch (Tab. 3).

Im Gegensatz zur mechanischen Zerkleinerung führt Selfrag zu einer breiteren Faserlängenverteilung und durchschnittlich längeren Fasern (Abb. 5). Selfrag führt zu einem geringeren Harzanteil im Rezyklat, welcher sich mit erhöhter Pulsanzahl noch weiter senken läßt (Abb. 5). Selfrag erreicht zudem sauberere Faseroberflächen (Abb. 6). Diese Vorteile in der Verbundauftrennung von Selfrag gegenüber mechanischer Zerkleinerung gehen jedoch mit einem höheren spezifischen Energieverbrauch einher (Tab. 3).

Es ist anzunehmen, dass der Energieverbrauch durch erhöhten Durchsatz gesenkt werden kann. Der Durchsatz von Selfrag ist bei der genutzten Laboranlage derzeit viel geringer als die mechanische Zerkleinerung (Tab. 3, Batchprozess im Labormaßstab).

Die Ergebnisse weisen auf potentielle Vorteile von Selfrag gegenüber mechanischer Zerkleinerung beim Recycling von GFK hin. Es wird somit empfohlen, weitere Entwicklungsschritte zur Hochskalierung der derzeitigen Laboranlage zur Generierung von Hochspannungspulsen vorzunehmen. Weitere Arbeiten sollen den für die Fragmentierung optimalen Zusammenhang zwischen Probenmasse und Pulsspannung bestimmen. Außerdem sollen mögliche Verfahren zur Kreislaufführung des Prozesswassers untersucht werden.

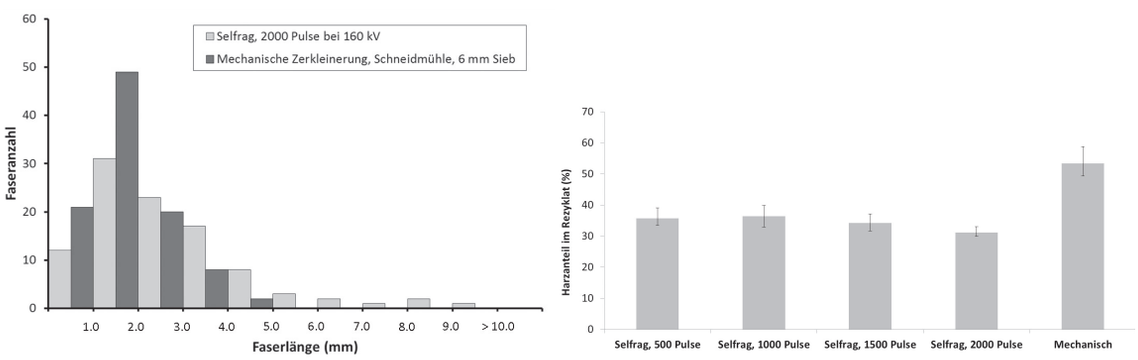


Abb. 5: Vergleich Selfrag vs. mechanische Zerkleinerung. Faserlängenverteilung (links) und Harzanteil im Rezyklat (rechts; Quelle: Universität Manchester).

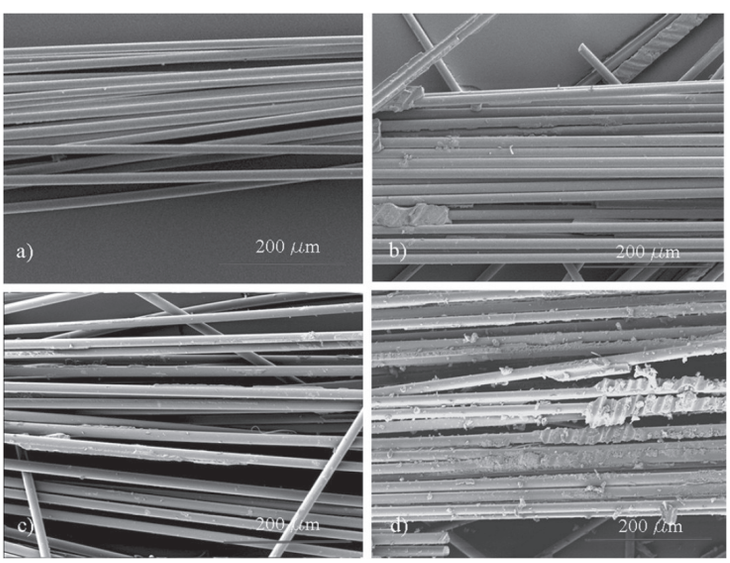


Abb. 6: Rasterelektronische Aufnahmen von Glasfasern. (a) Ausgangsmaterial, (b) nach 500 Pulsen, (c) nach 2.000 Pulsen bei 160 kV, (d) nach mechanischer Zerkleinerung (Quelle: Universität Manchester).

Tab. 3: Vergleich von Selfrag mit mechanischer Zerkleinerung bzgl. Energieverbrauch und Durchsatz. Die Bandbreite zwischen den beiden Trennverfahren wird mittels Skalierungsfaktor dargestellt.

Trennverfahren	Spezifischer Energieverbrauch in MJ/kg	Durchsatz in kg/h
500 Pulse bei 160 kV	17,1	0,15
2000 Pulse bei 160 kV	89,1	0,04
Mechanisch	6,7	1,2
Skalierungsfaktor Minimum	2,6	8
Skalierungsfaktor Maximum	13,3	30

4 SCHLUSSFOLGERUNG

Mittels elektrodynamischer Fragmentierung lassen sich Wertstoffe wie z.B. Halbleitermetalle aus Photovoltaik-Modulen oder Verstärkungsfasern aus glasfaserverstärkten Kunststoffen heraustrennen. Im Sinne einer Kreislaufschließung bieten sich solche Sekundärrohstoffe zur Integration in bereits existierende Verwertungswege an. In Folge-Verbundforschungsvorhaben sollen weitere Reststoffe wie z.B. Carbonfaserverstärkte Kunststoffe untersucht werden.

LITERATUR

Aberle, A.G. (2009) *Thin-film solar cells*. Singapore; Singapore: Elsevier.

Bilitewski, B. & Härdtle, G. (2013) *Abfallwirtschaft*. Heidelberg; Deutschland: Springer.

Bluhm, H. (2006) *Pulsed Power Systems, Principles and Applications*. Berlin; Deutschland: Springer.

Bluhm, H., Frey, W., Giese, H., Hoppé, P., Schultheiß, C. & Sträßner, R. (2000) Application of Pulsed HV Discharges to Material Fragmentation and Recycling. In: *IEEE Transactions on Dielectrics and Electrical Insulation* (doi: 10.1109/94.879358) 7, 625-636.

BMUB (2015) *Ersatzbaustoffverordnung, 3. Arbeitsentwurf 23.07.2015*. Bonn; Deutschland: BMUB.

EU (2012) *Richtlinie 2012/19/EU über Elektro- und Elektronik-Altgeräte. Bekannt unter dem englischen Akronym WEEE*. Straßburg; Frankreich: Amt für Veröffentlichungen der EU.

EU (2008) *Richtlinie 2008/98/EG über Abfälle. Abfallrahmenrichtlinie*. Straßburg; Frankreich: Amt für Veröffentlichungen der EU.

EU (2006) *Verordnung (EG) Nr.1907/2006 zur Registrierung, Bewertung, Zulassung und Beschränkung chemischer Stoffe (REACH)*. Straßburg; Frankreich: Amt für Veröffentlichungen der EU.

EU (2003) *Richtlinie 2002/95/EG zur Beschränkung der Verwendung bestimmter gefährlicher Stoffe in Elektro- und Elektronikgeräten (RoHS)*. Straßburg; Frankreich: Amt für Veröffentlichungen der EU.

Eurostat (2016) *WEEE database*. http://ec.europa.eu/eurostat/product?code=env_waselee Straßburg; Frankreich: Amt für Veröffentlichungen der EU.

Faulstich, M. (2012) *Nachhaltige Industriegesellschaft: Zukunftsthemen der Umweltpolitik*. Berlin; Deutschland: Sachverständigenrat für Umweltfragen SRU.

Martello, E.D., Bernardis, S., Larsen, R.B., Tranell, G., Sabatino, M.D. & Arnberg, L. (2012) Electrical fragmentation as a novel route for the refinement of quartz raw materials for trace mineral impurities. In: *Powder Technology* (doi:10.1016/j.powtec.2012.02.055) 224, 209-216.

Martens, H. (2011) *Recyclingtechnik. Fachbuch für Lehre und Praxis*. Heidelberg; Deutschland: Spektrum.

NREL (2011) *Polycrystalline Thin-Film Materials and Devices R&D*, Colorado; USA: U.S. National Renewable Energy Laboratory.

Rotter, V.S. (2014) *Recycling von Metallen: Ziele Herausforderungen und Lösungsansätze*. Dresden; Deutschland: Kolloquium „Abfallwirtschaft und Altlasten aktuell“.

Tipler, P.A. & Mosca, G. (2015) *Physik für Wissenschaftler und Ingenieure*, 7. Auflage. Heidelberg; Deutschland: Springer Spektrum.

USGS (2015) S*elenium and Tellurium, Statistics*. Virginia; USA: U.S. Geological Survey.

Weh, A. (2015) Telefonische Auskunft vom 09.01.2015. Kerzers; Schweiz: Selfrag AG.

Weh, A. (2014) *Grundlagen und Anwendungsmöglichkeiten der SELFRAG-Technologie*. Elektrischer Impuls ersetzt Hammer. Pforzheim; Deutschland: Selfrag Anwenderworkshop.

File: 141

Voraufbereitung von Altholz für das stoffliche Recycling

H. Leitner & A. Kunter
Komptech GmbH, Frohnleiten, Österreich

KURZFASSUNG: In Österreich wurden 2015 620.000 Tonnen Altholz gesammelt, die für die Aufbereitung zum stofflichen Recycling in der Plattenindustrie in Frage kommen. Bei der Aufbereitung kann zwischen Vor- und Nachaufbereitung unterschieden werden. Komptech, Hersteller von Zerkleinerungs- und Siebtechnik, hat unterschiedliche Voraufbereitungsverfahren in Hinblick auf Produktausbeute und Betriebskosten untersucht. In Versuchen mit schnell- und langsam-laufenden Zerkleinerern wurden der absolute Durchsatz, der Energieverbrauch der Maschinen und die Korngrößenverteilung durch eine nachfolgende Siebung ermittelt. Zur Abschätzung der Betriebskosten wurde, basierend auf den Versuchsdaten, eine einstufige Voraufbereitung mittels schnell laufender als auch langsam laufender Zerkleinerung einer zweistufige Variante aus langsam laufenden Zerkleinerer und Siebanlage zur Überkornrückführung gegenübergestellt. Betrachtet wurden drei verschiedene Anlagengrößen: Bei Anlagen mit 15.000 Mg/a Durchsatzleistung zeigen in der Voraufbereitung ein- oder zweistufige Verfahren die gleichen Betriebskosten, während bei einer Durchsatzleistung von 30.000 und 50.000 Mg/a die zweistufige Variante mit einem Sieb zur Rückführung der Überlängen in die Zerkleinerung die wirtschaftlichere Lösung darstellt.

1 EINLEITUNG

1.1 Materialmengen

In Österreich wurden 2015 620.000 Tonnen Altholz gesammelt, die für die Aufbereitung zum stofflichen Recycling in der Plattenindustrie in Frage kommen (Umweltbundesamt 2015). Hierbei sind aus der Summe aller in Österreich gemeldeten Holzabfälle nur die Spanplattenabfälle, Holzemballagen und nicht verunreinigte Holzabfälle und Bau- und Abbruchholz herausgenommen. Die anderen Sortimente sind entweder ohne Aufbereitung verwertbar, z.B. Sägemehl, oder nicht für die Plattenindustrie bestimmt, z.B. Eisenbahnschwellen.

1.2 Gesetzliche Bestimmungen

In Österreich wird der Einsatz von Altholz in der Holzwerkstoffindustrie umfassend durch die Recyclingholzverordnung geregelt (Anonymus 2012). Damit wurden die rechtliche Basis für das stoffliche Recycling von Altholz gemäß der Abfallhierarchie gelegt und Qualitätsstandards für das Recycling von Altholz festgelegt. Dazu müssen Grenzwerte eingehalten (siehe Tab. 1) und die Quellensortierung verbessert werden.

Es ist eine Novelle der Altholzrecyclingverordnung geplant, welche die Reduzierung der thermischen Nutzung auf das unbedingt notwendige Maß im Blick hat. Dazu wurde 2015 ein Entwurf veröffentlicht, der den Recyclingholzanteil signifikant erhöhen soll und Besitzer von Altholz verpflichtet, das Altholz einem stofflichen Recycling zuzuführen (Anonymus 2015).

Tab. 1: Grenzwerte für Recyclingholz.

Parameter	Median	80-er Perzentil
As	1,2	1,8
Pb	10[1)]	15[1)]
Cd	0,8	1,2
Cr	10	15
Hg	0,05	0,075
Zn	140	210
Cl	250[1)]	300[1)]
F	15	20
Summe PAK (EPA)	2[1)]	3[1)]

[1)] Die Grenzwerte für Pb, Cl und Summe PAK (EPA) sind unter Berücksichtigung der Revisionsklausel gemäß Kapitel 2.10 ab 15. Mai 2015 einzuhalten.

1.3 Anforderungen an die Materialqualität

Altholz wird in fortschrittlichen Abfallwirtschaftssystemen getrennt gesammelt und danach einer stofflichen oder thermischen Verwertung unterzogen. Die als Altholz bezeichneten Materialien sind auf ihre Qualität bezogen sehr unterschiedlich, da sich darin von unbehandelten Hölzern über imprägnierten oder lackierten Hölzern bis zu Faser- und Spanplatten ein weites Holzspektrum zeigt.

In den Qualitätsanforderungen an das Material wird nach legistischen, produktionstechnischen und wirtschaftlichen Kriterien unterschieden.

Die Altholzverordnung erfordert für das Abfallende die Einhaltung der in Tab. 1 angeführten Schadstoffgehalte von Schwermetallen und PAKs. Schwermetalle finden sich bevorzugt in den feinen Ascheanteilen der Hölzer, weshalb die Korngrößenverteilung bei der Aufbereitung von Bedeutung ist. So könnte durch eine Ausschleusung von Feinteilen eine Reduktion von Schadstoffen erreicht werden.

Dieser Ausschleusung steht aber der Wirtschaftlichkeit entgegen, da diese Materialien keinem Recycling zugeführt sondern als belastete Abfälle teurer (thermisch) entsorgt werden müssen. Die Wirtschaftlichkeit wird auch durch die Recyclingquote beeinflusst. Bei höherer Recyclingquote wird weniger Neumaterial benötigt und es fallen weniger Reststoffe an.

Produktionstechnisch müssen Störstoffe wie Metalle, Inertmaterialien, Kunststoffe und Anteile der „Mitteldichten Faserplatte“ (MDF) abgeschieden werden, die im Prozess oder in den hergestellten Recyclingprodukten (Platten) unerwünscht sind. Im Recyclingprodukt würden diese Störstoffe zu Qualitätseinbußen führen und zusätzlich können Metalle den Aufbereitungsprozess stören.

1.4 Aufbereitungstechnologie

Bei der Aufbereitung kann zwischen Vor- und Nachaufbereitung unterschieden werden. Während die Voraufbereitung in Österreich vorwiegend mobil passiert, wird die darauffolgende Nachaufbereitung in stationären Anlagen durchgeführt. Die Voraufbereitung wird oft in Dienstleistung für Abfallbehandler oder die Plattenindustrie unternommen, die stationären Anlagen sind am Plattenindustriestandort installiert.

In der Voraufbereitung wird Altholz grob zerkleinert und Eisenteile werden über Magnete abgeschieden. In den Plattenwerken werden in weiteren Aufbereitungsschritten Metalle, Feinteile und Schwerstoffe (Inertmaterialien) entfernt und die verbleibende Holzfraktion für die Produktion von Faserplatten eingesetzt. Die abgeschiedenen Metalle werden verwertet, die Feinanteile verbrannt und die Schwerstoffe deponiert.

Kunststoffe und MDF können durch eine entsprechende Quellensortierung oder über automatische Sortieranlagen entfernt werden.

Die Qualität von Voraufbereitungsverfahren kann nach den Kriterien Wirtschaftlichkeit, Bedienqualität und Endproduktqualität beurteilt werden. Auch wenn diese Kriterien Überschneidungen zeigen, so sind für die Wirtschaftlichkeit v.a. die Betriebskosten ausschlaggebend, für die Bedienqualität die Technologie der Maschinen und für die Endproduktqualität die Funktionalität der Maschinen.

Die Firma Komptech entwickelt, produziert und vertreibt Zerkleinerungs- und Siebaggregate für die Voraufbereitung von Altholz. Schnell- und langsam laufende Ein- oder Zweiwellenzerkleinerer mit Siebkörben und Siebanlagen werden ein- oder mehrstufig dafür herangezogen.

1.5 Aufgabenstellung

Aus sechs Voraufbereitungsverfahren für die stoffliche Verwertung von Altholz wurde das in Hinblick auf Produktausbeute und Betriebskosten effizienteste gesucht.

2 METHODIK

2.1 Allgemein

Als Eingangsmaterial diente Altholz aus der getrennten Sammlung von Gewerbeabfällen. Das Altholz stammte von Gewerbebetrieben und Altstoffsammelzentren. Es enthielt beispielsweise Spanplatten, Möbelholz und lackiertes Holz, wie Türen und Fensterstöcke und war frei von imprägnierten Hölzern, Bahnschwellen und Schalungstafeln (siehe Fig. 1). Aus solchen Ausgangsmaterialien voraufbereitetes Altholz wird von österreichischen Unternehmen der Plattenindustrie zur Nachaufbereitung für die stoffliche Verwertung angenommen.

Abb. 1: Inputfraktion Altholz für die Versuche.

Es wurden sechs Varianten für die Voraufbereitung von Altholz untersucht:

- Axtor, schnell laufender Zerkleinerer, Siebkorb 60 mm,
- Axtor, schnell laufender Zerkleinerer, Siebkorb 100 mm,
- Axtor, schnell laufender Zerkleinerer, Siebkorb 150 mm,
- Crambo, langsam laufender Zerkleinerer, Siebkorb 100 mm,
- Crambo, langsam laufender Zerkleinerer, Siebkorb 150 mm und
- Crambo, langsam laufender Zerkleinerer, Siebkorb 250 mm.

Zur Klassierung des Zerkleinerungsergebnisses wurde eine Sternsiebmaschine nachgeschaltet, mit der eine Auftrennung in Feinanteil, Mittelkorn und Überkorn durchgeführt wurde. Die Materialaufgabe erfolgte mittels Greifbagger (siehe Fig. 2).

Abb. 2: Versuchsaufbau mit Aufgabe für die Variante 6.

Der schnell laufende Zerkleinerer besitzt einen Rotor mit einem Durchmesser von 1.100 mm Durchmesser und einer Länge von 1.510 mm mit 32 freischwingenden Werkzeugen mit wechselbaren Klingen. Der langsam laufende Zerkleinerer besitzt zwei Rotoren mit jeweils einem Durchmesser von 610 mm und einer Länge von 2.820 mm mit insgesamt 134 feststehenden Sichelzahnwerkzeugen.

Die Sternsiebmaschine produzierte drei Fraktionen: Feinkorn < 20 mm, Mittelkorn 20-120 mm und Überkorn > 120 mm. Das Mittelkorn stellte die Nutzfraktion für die Nachaufbereitung dar.

2.2 Versuche

In den Versuchen wurden der absolute Durchsatz, der Energieverbrauch der Maschinen (Diesel) und die Verteilung auf die drei Fraktionen ermittelt. Um die Inhomogenität im Ausgangsmaterial zu minimieren, wurde jede Versuchseinstellung über mehrere Stunden betrieben.

2.3 Betriebskostenabschätzung

Zur Abschätzung der Betriebskosten wurde eine Vollkostenrechnung für drei verschiedene Größen von Anlagen zur Voraufbereitung durchgeführt: 15.000, 30.000 und 50.000 t/a. Diese Anlagengrößen sind in Österreich typisch für mobile Voraufbereitungsanlagen für Altholz. Ausgehend von den Versuchsdaten wurde eine einstufige Voraufbereitung mittels schnell laufender als auch mittels langsam laufender Zerkleinerung berechnet. Da bei dieser Betrachtung keine Abtrennung der Überlängen stattfindet, wurde beim Langsamläufer nur die Variante 4 mit dem Siebkorb 100 mm in Betracht gezogen. Beim Schnellläufer wurde Variante 3 (Siebkorb 150 mm) zur Berechnung der Kosten herangezogen.

Diesen einstufigen Prozessen wurde eine zweistufige Variante gegenübergestellt, bestehend aus einem langsam laufenden Zerkleinerer, ausgerüstet mit Siebkorb 250 mm (Variante 6), und einem Zwei-Fraktionen-Sieb. In dieser Betrachtung werden das mittels Siebung abtrennte Über-

korn kontinuierlich wieder der Zerkleinerung zugeführt.

In die Vollkosten gingen für eine Gesamtbetriebsdauer von 7 Jahren folgende Positionen ein:

- Investition mit 2,5 % Zinsen/a und einem Abschreibungszeitraum von 5 a,
- Personalkosten für die Bedienung,
- Logistikkosten für die Materialaufgabe (Radlader/Umschlagbagger) 70 €/h,
- Dieselkosten 1 €/l und
- Verschleiß- ,Wartungs- und Instandsetzungskosten.

3 ERGEBNISSE

3.1 Korngrößenverteilung

Die Axtor-Varianten 1-3 erzeugten das wenigste Überkorn, die Crambo-Varianten 4-6 das wenigste Feinkorn (siehe Fig. 3). Bei Annahme einer Kreislaufführung des Überkorns ist der Anteil der Nutzfraktion bei der Variante 6 Crambo größer als bei den Axtor-Varianten 1-3.

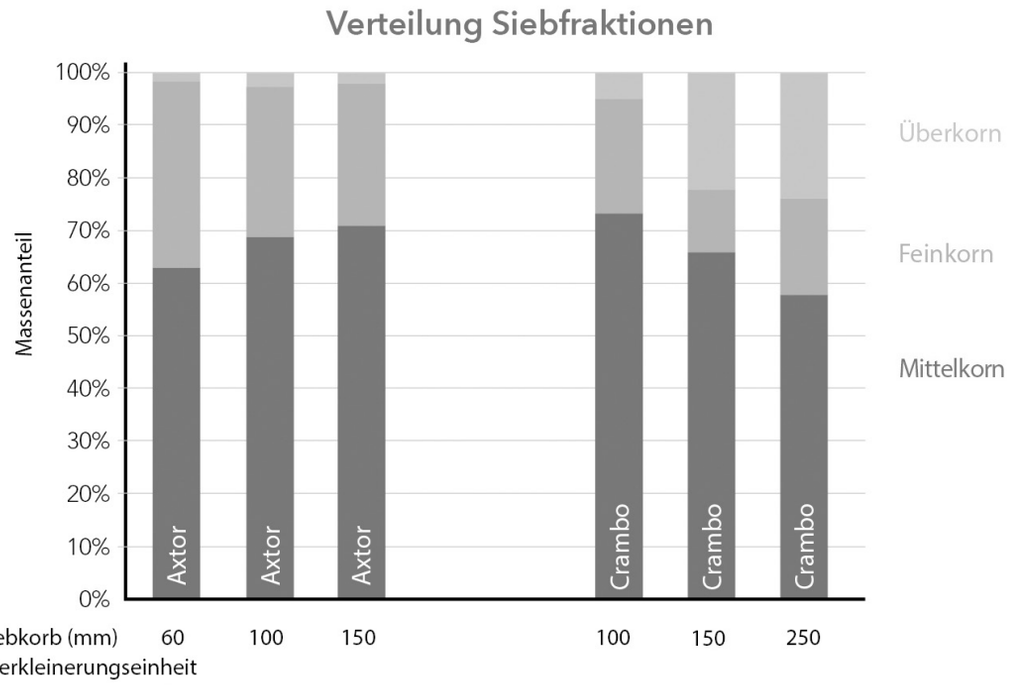


Abb. 3: Ausbeute von Mittelkorn (Nutzfraktion), Überkorn und Feinkorn der Varianten 1-6 bezogen auf die zerkleinerte Menge.

3.2 Spezifischer Verbrauch

Der Dieselverbrauch in Bezug auf die erzeugte Menge an Nutzfraktion ist in Fig. 4 dargestellt. Grundsätzlich gilt, dass kleine Siebkörbe weniger Überkorn und mehr Feinkorn bedeuten, große Siebkörbe verhalten sich umgekehrt. Mit zunehmender Größe steigen Durchsatzleistung und Effizienz an.

Die spezifischen Verbräuche des langsam laufenden Zerkleinerers lagen unter jenen des schnell laufenden.

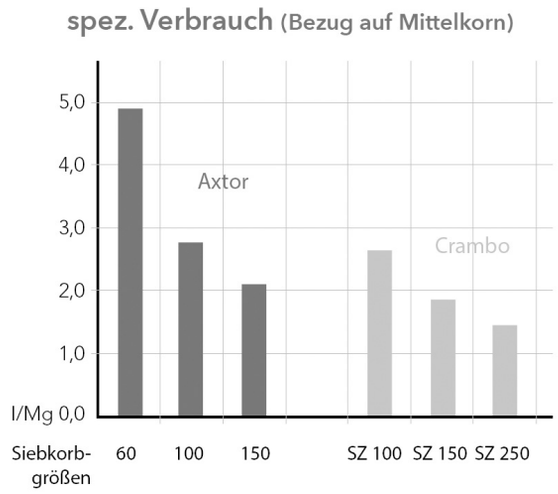


Abb. 4: Darstellung des spezifischen Verbrauchs in Liter Diesel pro Mg Mittelkorn.

3.3 Störstoffproblematik

In der durch Überbandmagneten über den Abwurfbändern der Zerkleinerer abgeschiedenen Eisenfraktion wurde neben Nägeln und Schrauben auch große metallische Störstoffe gefunden (siehe Fig. 5). Das zeigt die Belastung der verwendeten Altholzfraktionen mit massiven Störstoffen.

Abb. 5: Vom Überbandmagneten abgetrennte Störstoffe. Diese Störstoffe führen zu einer erhöhten Verschleißbelastung des Zerkleinerungsraumes, insbesondere von schnell laufenden Zerkleinerern.

3.4 Wirtschaftlichkeit

Für die Anlagengröße 15.000 t/a liegen die Betriebskosten der drei Varianten auf gleichem Level (siehe Fig. 6). Der Auslastungsgrad (Prozent der maximalen Maschinenstunden pro Jahr) ist in allen Fällen unter 50 %. Geringere variable Kosten der zweistufigen Voraufbereitung werden durch höhere Investitionskosten ausgeglichen.

Für die Anlagengrößen 30.000 und 50.000 t/a ist die zweistufige Variante 6 (langsam laufende Zerkleinerung mit Siebkorb 250 mm und Überlängenrückführung) die kosteneffizienteste Variante. Fig. 6 zeigt, dass diese Variante bereits ab 15.000 t/a mit den einstufigen vergleichbar ist.

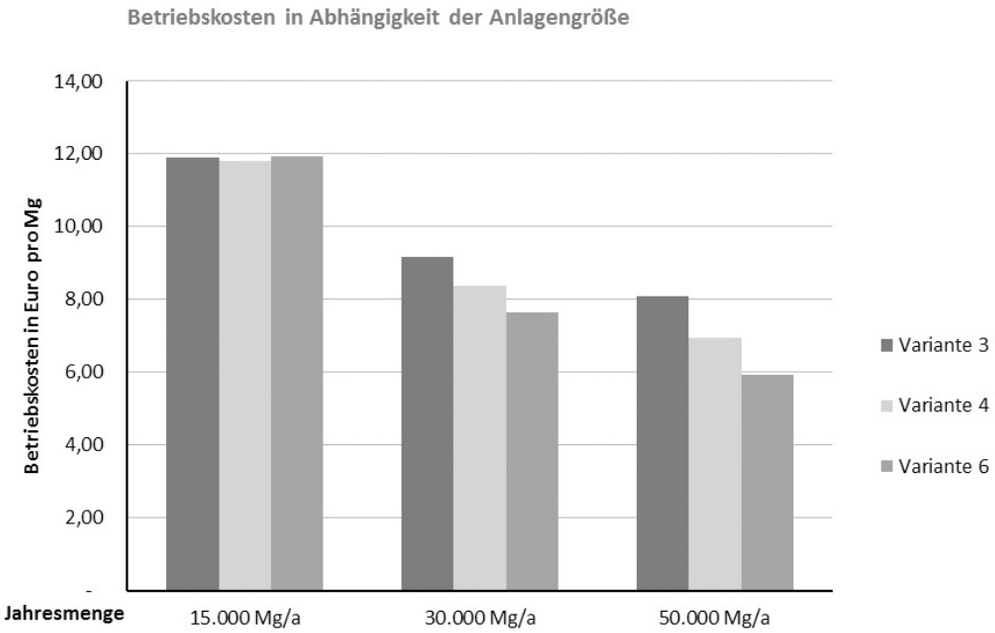


Abb. 6: Wirtschaftlichkeit der Varianten 3, 4 und 6.

Bei steigenden Mengen werden die Betriebskosten überwiegend von den Energie- und Wartungskosten bestimmt und weniger von den Investitions- und Logistikkosten.

Selbst für Maschinen in der mittleren bis oberen Leistungsklasse (bis 450 kW) ist bei der Anlagengröße 50.000 t/a die Produktionsgrenze im 1-stufigen Prozess erreicht, im 2-stufigen Verfahren sind bei dieser Anlagengröße noch Kapazitäten vorhanden.

4 DISKUSSION

Die Ergebnisse der Kornverteilung zeigen, dass schnelllaufende Zerkleinerer mehr Feinteile produzieren als langsam laufende. Langsam laufende Zerkleinerer produzieren höhere Anteile an Überkorn.

Die Vorteile der schnelllaufenden Varianten sind eine hohe Durchsatzleistung und ein geringer Anteil an Überlängen. Eine Auswirkung des eingesetzten Siebkorbs besteht, sie ist aber deutlich weniger ausgeprägt als bei beim langsam laufenden Zerkleinerer.

Anlagen mit 15.000 Mg/a Durchsatzleistung zeigen in der Voraufbereitung ein- oder zweistufig die gleichen Betriebskosten. Die Anwendbarkeit der einstufigen mobilen Verfahren endet in der Praxis jedoch meist bei 30-40.000 Mg/a, bei zweistufiger Aufbereitung ist nahezu eine Verdoppelung der Kapazität möglich.

Der wirtschaftlichste Betrieb der Voraufbereitung bei Anlagen mit 30.000 und 50.000 Mg/a Durchsatzleistung zeigt sich mit der Variante 6, einem zweistufigen Einsatz mit einem Sieb zur Rückführung der Überlängen in die Zerkleinerung. Doch selbst bei geringeren Einsatzmengen und mäßiger Auslastung beginnt ein zweistufiger Prozess wirtschaftlich zu werden. Dieses Ergebnis war unerwartet, da diese Variante durch das zusätzliche Sieb als zweiter Stufe höhere Investitionskosten besitzt. Je größer die Voraufbereitungsanlage, desto stärker ergibt sich der Vorteil der Variante 6. Anlagen über 50.000 Mg/a werden auch mit stationären Maschinen zur Voraufbereitung ausgestattet.

Die Varianten mit langsam laufenden Zerkleinerern zeigen im Altholzbereich eine bessere Störstoffresistenz, da sie diese weitgehend ohne Schäden und außergewöhnliche Verschleißerscheinungen durch den Zerkleinerungsraum schleusen.

Für schnelllaufende Zerkleinerer sind metallische Störstoffe im Altholz eine Herausforderung an den Werkzeugverschleiß und die Schäden an der Zerkleinerungseinrichtung. Die im Versuch verwendete schnell laufende Maschine Axtor verfügt über eine mehrstufige Störstoff-Sicherheitseinrichtung, die bei massiven Störstoffen den Schaden begrenzt.

Der Quellensortierung kommt hier eine große Bedeutung zu. Das Risiko von massiven, metallischen Störstoffen im Altholz ist dann hoch, wenn nur wenig vorsortiert wurde. Für einen Dauereinsatz der Maschine muss sichergestellt sein, dass in der Inputfraktion keine schweren Eisenteile enthalten sind, was bei dem hier verwendeten Altholz nicht der Fall war. Einzelne Störstoffe wären unproblematisch.

LITERATUR

Anonymus (2015) *Entwurf Verordnung des Bundesministers für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, mit der die RecyclingholzV* geändert wird. E-Mail-Aussendung des ÖWAV vom 14.07.2015.

Anonymus (2012) *Recycling von Altholz in der Holzwerkstoffindustrie* (RecyclingholzV). Bundesgesetzblatt für die Republik Österreich, Teil II, 160. Verordnung vom 15. Mai 2012.

Umweltbundesamt (2015) *Die Bestandsaufnahme der Abfallwirtschaft in Österreich* - Statusbericht 2015. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Stubenring 1, 1010 Wien.

File: 142

Verfahren zur Verwertung von Dämmmaterialabfällen aus Mineralwolle in Spezialbaustoffen

J. Gröper
re:cycon abfallmanagement, Flein, Deutschland

D. Lack
K-UTEC AG, EVT-Entsorgung- und Versatztechnik, Sondershausen, Deutschland

KURZFASSUNG: Eine bedeutende, entsorgungstechnisch jedoch problematische Abfallart in der Bauindustrie stellen Dämmmaterialabfälle mit künstlichen Mineralfasern (KMF) dar. In Deutschland fallen rund 200.000 – 300.000 Tonnen dieser Dämmstoffe als Abfall an. Diese fallen beim Rückbau von Wärmeisolierungen von Gebäuden oder Industrieanlagen an. Je nach Alter und Materialbeschaffenheit ist zwischen Dämmmaterialabfällen zu unterscheiden, die keine gefährlichen Eigenschaften aufweisen, und solchen, die gemäß Gefahrstoffverordnung und TRGS 521 als krebserzeugend einzustufen und deshalb als gefährlicher Abfall zu entsorgen sind. Die re:cycon abfallmanagement und die K-UTEC AG haben ein Verfahren zur baustofflichen Nutzung von Dämmmaterialabfällen entwickelt. Mit diesem Verfahren werden die Dämmmaterialabfälle vollständig in eine selbstständig erhärtende anorganisch-mineralische Matrix eingebunden, die sich in einem Big Bag befindet und im Stapelversatz oder auch als Dickstoff im Pumpversatz zu Einsatz kommen kann. Dieses innovative Verfahren entspricht den Zielvorgaben der Europäischen Union einer quasi abfallfreien Kreislaufwirtschaft.

1 EINLEITUNG

Vor dem Jahr 2000 erzeugte und verbaute Mineralwollerzeugnisse sind nicht frei von Bedenken bezüglich ihrer negativen Auswirkung auf die menschliche Gesundheit – sie können gemäß TRGS 905 aufgrund ihrer Wirkung auf die menschlichen Atemwege als krebserzeugend eingestuft werden. Aus diesem Grund dürfen diese nicht zu neuen Mineralwollerzeugnissen recycelt werden und müssen einer alternativen Verwertung oder Beseitigung zugeführt werden, die eine Freisetzung der Mineralfasern in die Biosphäre ausschließt.

Mineralwollerzeugnisse wie Glaswolle, Steinwolle und Schlackenwolle wie auch Keramikfaser-Produkte gehören zu den künstlich hergestellten anorganischen Faser-Produkten (KMF). Sie finden Verwendung u.a. als Wärme- und Schallisolierung, als Brandschutzprodukt sowie als technische Isolierung, z.B. über abgehängten Decken, in Trennwänden und Fußböden, im Dachausbau und als Isolierungen von Rohrleitungen. Mineralwollerzeugnisse werden auch als Verbundsysteme in Verbindung mit Gipskartonplatten, Spanplatten, Heraklithplatten, sowie als Fassadensysteme, zusammen mit Putzen bzw. einer Verklinkerung verwendet.

Dämmmaterialabfälle mit künstlichen Mineralfasern (KMF) sind, soweit entsprechende Verwertungskapazitäten zur Verfügung stehen, zu verwerten (insbes. Verbundmaterialien mit organischen Anteilen).

Für Dämmmaterialabfälle mit künstlichen Mineralfasern (KMF) existieren derzeit keine Verwertungsmöglichkeiten. Die werden üblicherweise in konfektionierter und neuerdings auch z.T. in verdichteter Form auf Deponien der Klasse I bis IV beseitigt.

2 VERWERTUNG VON DÄMMMATERIALABFÄLLEN AUS MINERALWOLLE IN SPEZIALBAUSTOFFEN

Kennzeichnend für die Verwertung von Dämmmaterialabfällen mit künstlichen Mineralfasern (KMF) ist das Einbinden der aufbereiteten Mineralwollfasern in eine durch chemische Reaktionen selbstständig erhärtende mineralische Matrix, die hauptsächlich aus primären und/oder sekundären Bindemitteln und Wasser als Anmischflüssigkeit besteht.

Im erhärteten Zustand ist die Mobilität der Mineralwollfasern durch Einschluss in einen monolithischen Baukörper auf ein Minimum reduziert und es wird eine für die weitergehende Nutzung dieses Baustoffs ausreichende Festigkeit erzielt. Der Baustoff ist einfach und günstig herzustellen und stellt eine ökologisch und ökonomisch hochwertige Verwertung von Dämmmaterialabfällen aus Mineralwolle dar. Dies trifft insbesondere auf die erfindungsgemäße Herstellung von Baukörpern für den bergbaulichen Versatz zu.

Die zunächst voluminösen Abfälle von Dämmmaterialabriss aus Mineralwolle oder entsprechende Produktionsrückstände werden in einem geeigneten Aggregat – als Beispiele seien hier Mühle oder Schredder genannt – mechanisch so zerkleinert, dass die Fasern der Mineralwolle erheblich verkürzt werden und die Schüttdichte durch den Verlust des wollartigen Charakters um den Faktor 5 bis 20 deutlich erhöht wird. Durch die Verkürzung der Faserlänge von Mineralwollprodukten kann eine Schüttdichte von über 0,3 g/cm³ erreicht werden kann. Dies deutet auf eine vorteilhaftere Anordnung der Fasern für eine Kompaktierung als im ursprünglichen Dämmmaterial, das eine Dichte von etwa 0,03 g/cm³ besitzt, hin.

Diesen Mineralwollfasern wird eine Bindemittelsuspension beigemengt. Dabei hat sich gezeigt, dass die meisten Mineralwollprodukte hydrophobiert sind und nur nach Zugabe eines Tensids zur Bindemittelsuspension benetzt werden können. Die Bindemittelsuspension kann einerseits Primärbindemittel, zum Beispiel handelsüblichen Zement, beinhalten und andererseits zusätzlich oder auch ausschließlich sekundäre Bindemittel.

Primärbindemittel können unterschiedliche Zemente (zum Beispiel Portlandzement, Hochofenzement oder Tonerdezement), Gips, Kalkbinder oder Sorelbinder (Magnesiumoxid mit Magnesiumchloridlösung) sein.

Unter sekundären Bindemitteln versteht man Nebenprodukte aus Industrieprozessen, wie zum Beispiel Flugaschen oder Filterstäube aus thermischen Prozessen, die unter Wasserzugabe eine hydraulische Abbindereaktion zeigen. Deren Kinetik ist zwar nicht gut definierbar, jedoch haben sie gegenüber Zementen den Vorteil, kostengünstiger erhältlich zu sein und Rohstoffreserven der Primärbindemittel zu schonen. Typische Sekundärbindemittel können Filterstäube aus Kohlekraftwerken und Abfallverbrennungsanlagen, Bypassstäube aus der Zementherstellung, $CaSO_4$-basierte Abfälle, Stäube aus metallischen Prozessen und ähnliche sein. Durch Kombination verschiedener sekundärer Materialien können gezielt spezielle Bindesysteme eingestellt werden, die als Alternative zu Zementen einsetzbar sind. Diese Bindemittelsysteme ermöglichen die chemische Bindung hoher Wasseranteile in Form von Hydraten.

Genauso lässt sich das für die Herstellung der Bindemittelsuspension verwendete Wasser durch abfallbasierte wässrige Lösungen teilweise oder ganz ersetzen und es können dadurch natürliche Ressourcen geschont werden. Lösungen, deren Einsatz denkbar und möglich erscheint, sind zum Beispiel Salzlösungen aus der Kaligewinnung, Abwässer, sowie Flüssigkeiten aus der Rauchgasreinigung.

Wird bei der Mischung von Bindemittelsuspension und Mineralwollfasern ein hoher Anteil an Bindemittelsuspension gewählt, so lässt sich ein Gemisch herstellen, das flüssig bis breiförmig ist und sich in Formen abgießen oder auch verpumpen lässt.

Bei einem niedrigeren Anteil von Bindemittelsuspension gegenüber den Mineralwollfasern erhält man ein erdfeuchtes Gemisch, das, in eine Form eingebracht, verdichtet oder eingepresst

werden muss, um einen kompakten Körper zu erhalten. Während eine flüssige Mischung bis zum Aushärten in einer Form, die auch durch einen geschlossenen Gebirgshohlraum gebildet werden kann, bleiben muss, kann das erdfeuchte Gemisch nach der Kompaktierung aus der Form genommen werden und frei liegend aushärten.

Eine Alternative stellen Formen dar, die als Hülle erhalten bleiben und somit einen Teil des Spezialbaustoffs bilden. Die Formen oder Verpackungen, in die die Mischung eingebracht wird, können beliebig gestaltet sein (Würfel, Prismen, Zylinder, etc.), wobei die Mischung innerhalb eines bestimmten Zeitintervalls verarbeitbar bleibt, ehe sie selbsttätig bei normaler Temperatur und bei atmosphärischem Druck zu einem festen Körper aushärtet. Diese Körper können zum Beispiel für Versatzmaßnahmen in untertägigen Bergwerken herangezogen werden.

Die mechanischen und physikalischen Eigenschaften solcher erhärteter Körper lassen sich in weiten Grenzen beeinflussen, insbesondere durch das Verhältnis Mineralwollfasern zu Bindemittel, die Art des Bindemittels und den Umfang der Komprimierung der Masse vor dem Abbinden.

2.1 Rezeptur re:cyKMF 01/16 zur Herstellung von nach § 4 GesBergV zugelassenen Versatzbaustoffen für den Big Bag-Versatz in dafür genehmigten bergbaulichen Hohlräumen

Eine gemeinsamen Entwicklung von re:cycon und K-UTEC sieht zukünftig eine mechanische Aufbereitung der überwiegend in Plattenform anfallenden Dämmmaterialabfällen mit künstlichen Mineralfasern (KMF) zu einem feinkörnigen, pulverförmigen Material vor, das dann durch Einbindung in eine selbstständig erhärtende zementgestützte Bindemittelmatrix zu einem Versatzbaustoff mit Erzeugnisqualität für Anwendungen im Big-Bag-Versatz verarbeitet wird. Aus Praktikabilitätsgründen wird bei der Verarbeitung der Dämmmaterialabfälle mit künstlichen Mineralfasern (KMF) auf eine Unterscheidung zwischen krebserzeugenden und nicht krebserzeugenden Fasern verzichtet. Es wird vorsorglich davon ausgegangen, dass prinzipiell alle angelieferten und verarbeiteten Dämmmaterialabfälle mit künstlichen Mineralfasern (KMF) krebserzeugende Fasern enthalten können.

Die Bindemittelmatrix setzt sich aus Wasser (Anmischflüssigkeit), Tensid (Verbesserung der Benetzbarkeit der KMF), Zement (Portland oder Hochofenzement) und abfallbasierten Sekundärbindemitteln (z.B. kohlestämmige Flugaschen, Holz- und Papierasche) mit geringem Schadstoffpotenzial zusammen.

Die zur Erzeugnisherstellung eingesetzten abfallbasierten Einzelkomponenten und die Erzeugnisse selbst müssen die Anforderungen der VersatzV für den Einsatz in Bergwerken ohne Langzeitsicherheitsnachweis erfüllen.

Nach dem Aushärten erreicht der in s.g. Big Bags gefüllte Baustoff eine einaxiale Druckfestigkeit von $\geq$ 2 MPa und wird als Versatzbaustoff mit Erzeugnisqualität eingestuft.

Die Erzeugnisqualität gewährleistet die vollständige Einbindung der zerkleinerten Dämmmaterialabfälle mit künstlichen Mineralfasern (KMF) in die erhärtete Bindemittelmatrix und zusätzlich eine Konfektionierung, z.B. in Big Bags. Auf diese Weise wird die Freisetzung von Fasern verhindert. Die anhand der Rezeptur re:cyKMF 01/16 herstellten Versatzerzeugnisse sind somit aufgrund ihres Gehaltes an zerkleinerter Mineralwolle gemäß Gefahrstoffverordnung in Verbindung mit der Verordnung (EG) 1272/2008 und der TRGS 905 nicht kennzeichnungspflichtig.

2.2 Rezepturaufbau

Die Rezeptur re:cyKMF 01/16 setzt sich aus vier Stoffgruppen zusammen:
- Stoffgruppe 1: zerkleinerte Dämmmaterialabfälle mit künstlichen Mineralfasern (KMF),
- Stoffgruppe 2: Filterstäube und Aschen mit Bindemittelcharakter,

- Stoffgruppe 3: Zement,
- Stoffgruppe 4: Wasser.

Zur Verbesserung der Benetzbarkeit der Mineralwollpartikel ist optional der Zusatz von Tensiden im Bereich von ≤ 1 Milliliter je Liter Wasser vorgesehen.

Die Rezepturfahrweise sieht folgende Variabilität der Stoffgruppen vor:
- Stoffgruppe 1: 10-50 Ma-%,
- Stoffgruppe 2: 0-50 Ma-%,
- Stoffgruppe 3: 2-30 Ma-%,
- Stoffgruppe 4: 20-35 Ma-% .

Die Rezepturfahrweise ermöglicht die Herstellung von frischen Versatzstoffmischungen mit einer breiigen Konsistenz bis hin zu einem erdfeuchten Schüttgut. Bei beiden Varianten ist ein Nachverdichten des in den Big Bag gefüllten Schüttgutes vorgesehen, um auf diese Weise eine möglichst hohe Rohdichte der Versatzerzeugnisse zu erreichen.

Der maximal mögliche Anteil an aufbereiteter Mineralwolle hängt vor allem von deren Volumenanteil innerhalb der Versatzbaustoffmischung ab. Der Anteil ist so einzustellen, dass in jedem Fall eine vollständige Fixierung der Fasern innerhalb der Matrix gewährleistet ist. Wesentlich für die Konsistenzeinstellung sind neben den Mischungsanteilen und den Eigenschaften der Einsatzstoffe auch die verwendete Mischtechnologie und die Mischzeit.

Die Stoffgruppen 2 bis 4 ergeben den Bindemittelleim, in den die aufbereitete Mineralwolle vollständig eingebunden wird, und nach dessen Aushärtung ein Versatzerzeugnis ohne freie Fasern entsteht. Der Einsatz von Tensiden ist dann notwendig, wenn die Benetzbarkeit der z.T. hydrophobierten Faseroberflächen verbessert werden soll.

2.3 Festlegung von Maximalgehalten relevanter Inhaltsstoffe

In den Stoffgruppen 1 und 2 ist die Verarbeitung von Abfällen vorgesehen. Diese unterliegen der VersatzV (Verordnung über den Versatz von Abfällen unter Tage).

Da die gemäß der Rezeptur re:cyKMF 01/16 hergestellten Versatzerzeugnisse auch in Betrieben ohne Langzeitsicherheitsnachweis im Big-Bag-Versatz eingesetzt werden sollen, müssen die innerhalb der Rezeptur verarbeiteten Abfälle die Grenz- und Zuordnungswerte gemäß Anlage 1 sowie Tabelle 1 und 1a in Anlage 2 zu § 4 VersatzV einhalten.

Tab. 1: Zulässige Höchstwerte von Inhaltsstoffen der Abfälle gemäß VersatzV.

Parameter	Dimension	Höchstwert gemäß VersatzV
TOC	% TS	6
Glühverlust[1)]	% TS	12
Eisen	% TS	50
Zinn	% TS	1,5
Arsen	mg/kg TS	150
Blei	mg/kg TS	1.000
Cadmium	mg/kg TS	10
Chrom, gesamt	mg/kg TS	600
Kupfer	mg/kg TS	600
Nickel	mg/kg TS	600
Quecksilber	mg/kg TS	10
Zink	mg/kg TS	1.500
Cyanide, gesamt	mg/kg TS	100
BTEX	mg/kg TS	5
LHKW	mg/kg TS	5
MKW	mg/kg TS	1.000
PAK	mg/kg TS	20
PCB	mg/kg TS	1

[1)] Glühverlust der organischen Bestandteile.

Zusätzlich zu den VersatzV-Parametern gelten für die innerhalb der Rezeptur re:cyKMF 01/16 verarbeiteten Abfälle folgende Konzentrationen für ausgewählte weitere Gefahrstoffe.

Tab. 2: Gefahrstoffobergrenzen für Abfälle.

Parameter	Dimension	Höchstwert
Antimon	mg/kg	500
Barium, gesamt	mg/kg	2.500
Barium, löslich	mg/kg	1.000
Beryllium	mg/kg	20
Bor	mg/kg	1.000
Bor, löslich	mg/kg	500
Chrom(VI)	mg/kg	20
Cobalt	mg/kg	100
Mangan	mg/kg	2.500
Molybdän	mg/kg	100
Selen	mg/kg	100
Silber	mg/kg	50
Thallium	mg/kg	10
Vanadium	mg/kg	500
Zirkonium	mg/kg	1.000
Benzo(a)-pyren	mg/kg	20
2,3,7,8-TCDD	ng/kg	100
Summe 17 PCDD/F	ng/kg	20.000
PCDD/F-TE (NATO)	ng/kg	500
SiO2 krist. < 125 µm	%	5
SiO2 krist., aveolengängig	%	2

Die innerhalb der Rezeptur re:cyKMF 01/16 verarbeiteten Abfälle müssen die Anforderungen der Technischen Regeln – Versatz von 2006 erfüllen.

Von einer Verarbeitung innerhalb der Rezeptur re:cyKMF 01/16 sind darüber hinaus ausgeschlossen:

- Rückstände mit natürlicher Radioaktivität gemäß Strahlenschutz-Verordnung,
- Abfälle mit metallischem Quecksilber und flüchtigen Quecksilberverbindungen,
- Asbesthaltige Abfälle,
- Abfälle mit gefährlichen flüchtigen organischen Substanzen oder sonstigen organischen Substanzen in gefahrstoffrechtlichen relevanten Konzentrationen.

2.4 Stoffgruppe 3 und 4, Tenside

In den Stoffgruppen 3 und 4 werden Produkte eingesetzt, die nicht der VersatzV unterliegen und im Vergleich zu den Abfällen der Stoffgruppen 1 und 2 keine oder deutlich geringere Gefahrstoffinhalte aufweisen.

Als Anmischflüssigkeit wird Wasser eingesetzt. Hierbei handelt es sich um Trink- bzw. bevorzugt um Brauchwasser. Aufgrund der geringen Relevanz wird für die in den Stoffgruppen 3 verarbeiteten Rezepturkomponenten auf eine Festlegung von Gefahrstoffobergrenzen wie für Abfälle der Stoffgruppen 1 und 2 verzichtet.

3 ZUSAMMENFASSUNG

Anhand der Rezeptur re:cyKMF 01-2016 können Versatzbaustoffe mit Erzeugnisqualität hergestellt werden. Diese Rezeptur basiert fast vollständig auf anorganischen Komponenten und sieht die Verarbeitung aufbereiteter (zerkleinerter) Mineralwollabfälle auf der Basis von Dämmmaterialabfällen mit künstlichen Mineralfasern (KMF). Die zerkleinerte Mineralwolle wird in eine selbstständig erhärtende mineralische Matrix aus hydraulisch abbindenden Sekundärrohstoffen, z.B. Flugaschen aus der Braun- und Steinkohlefeuerung, Portlandzement und Wasser eingebunden.

Die Rezeptur re:cyKMF 01/16 setzt sich aus vier Stoffgruppen zusammen:

- Stoffgruppe 1: Dämmmaterialabfälle mit künstlichen Mineralfasern (KMF),
- Stoffgruppe 2: Filterstäube und Aschen mit Bindemittelcharakter,
- Stoffgruppe 3: Zement,
- Stoffgruppe 4: Wasser.

Zur Verbesserung der Benetzbarkeit der KMF-Partikel ist der Zusatz von Tensiden vorgesehen. Die Rezepturfahrweise sieht folgende Variabilität der Stoffgruppen vor:

- 10-50 Ma-% Stoffgruppe 1,
- 0-50 Ma-% Stoffgruppe 2,
- 2-30 Ma-% Stoffgruppe 3,
- 20-35 Ma-% Stoffgruppe 4.

Zur Aushärtung, Abkühlung und ggf. Ausgasung werden die frischen Versatzstoffmischungen in Big Bags gefüllt. Nach dem Erreichen der Mindestfestigkeit von ≥ 2 MPa können die erhärteten, abgekühlten und weitgehend ausgegasten Versatzstoffmischungen als Erzeugnis eingestuft und als solche zu Versatzzwecken im Big-Bag-Stapelversatz insbesondere in Bergwerken ohne Langzeitsicherheitsnachweis eingesetzt werden.

Mit der Einstufung als Versatzerzeugnis entfällt die Notwendigkeit einer gefahrstoffrechtlichen Kennzeichnung der rezepturgetreu hergestellten Versatzstoffe.

Das Versatzerzeugnis kann je nach Rezepturaufbau entweder einer finalen Verwertung in Bergwerken als Stapelversatz oder in Kavernen als Dickstoff im Pumpversatz zugeführt werden.

Das Verfahren zur Verwertung von Dämmmaterialabfällen aus Mineralwolle in Spezialbaustoffen unterscheidet sich daher grundlegend von anderen Verfahren zur Aufbereitung von Dämmmaterialabfällen mit künstlichen Mineralfasern, welche das Ziel verfolgen, diese wieder in den Recyclingkreislauf zurückzuführen.

LITERATUR

BMUB Deutschland (2002) *Verordnung über den Versatz von Abfällen unter Tage* (Versatzverordnung - VersatzV).

Lack, D. (2016) *Rezeptur re:cyKMF 01/16 zur Herstellung von nach § 4 GesBergV zugelassenen Versatzbaustoffen für den Big Bag-Versatz in dafür genehmigten bergbaulichen Hohlräumen.* K-UTEC AG Sondershausen.

TRGS 521 (2008) *Technische Regel für Gefahrstoffe 521, Abbruch-, Sanierungs- und Instandhaltungsarbeiten mit alter Mineralwolle.*

TRGS 905 (2016) *Technische Regel für Gefahrstoffe 905, Verzeichnis krebserzeugender, keimzellmutagener oder reproduktionstoxischer Stoffe.*

File: 143

Karbonatisierung von Aschen und Schlacken zur Erzeugung von Wertstofffraktionen

D. Höllen, K. Pleßl, M. Stöllner, K.P. Sedlazeck, T. Schwarz, I. Niesenbacher, R. Treimer & M. Lehner
Montanuniversität Leoben, Leoben, Österreich

KURZFASSUNG: Die Speicherung und Verwertung von CO_2 (Carbon Capture and Utilization, CCU) in Form der Karbonatisierung, die im Research Studio Austria (RSA) "CarboResources" untersucht wird, basiert auf der Reaktion von CO_2 mit Ca- und Mg-Oxiden oder -Silikaten zu den entsprechenden Karbonaten, welche als Füll- oder Baustoffe eingesetzt werden sollen. Im Rahmen des RSA wurden Reststoffe aus der Stahl- und Papiererzeugung sowie der Biomasse- und Abfallverbrennung grundlegend chemisch und mineralogisch charakterisiert und in HCl gelöst. Der meist Si-reiche Lösungsrückstand wurde direkt und ein Fe-Hydroxid-Konzentrat nach Titration mit NH_3 abgetrennt. Ca- und Mg-Karbonate wurden aus der Lösung nach weiterer NH_3-Zugabe durch Reaktion mit CO_2 aus der Lösung ausgefällt. Die untersuchten Sekundärrohstoffe enthalten zwischen 20 und 30 % CaO, welches v.a. in Form gut säurelöslicher Mineralphasen vorliegt. Die erzeugten Lösungen enthalten zwischen 10 und 20 g/l Ca, liefern aber auch nach der Abtrennung des Lösungsrückstandes sowie des Fe-Hydroxid-Konzentrates, die in der Baustoff- und Metallerzeugung Verwendung finden könnten, nur unreine Mischkarbonate, deren Anwendungsspektrum daher eingeschränkt ist, was sich auf die ökonomisch-ökologische Bewertung des energieaufwändigen Gesamtprozesses negativ auswirkt.

1 EINLEITUNG

Mineralische Abfälle stellen den mengenmäßig größten Abfallstrom dar, während CO_2-Emissionen maßgeblich zum Klimawandel beitragen. Daher kann die simultane Verwertung beider Stoffe durch "Carbon Capture and Utilization" (CCU) in Form der Karbonatisierung einen Beitrag zu Ressourceneffizienz und Klimaschutz leisten. Die CO_2-Nutzung basiert hier auf der Reaktion von CO_2 mit Ca- und Mg-Oxiden oder -Silikaten zu den entsprechenden Karbonaten, z.B.:

$$\beta\text{-}Ca_2SiO_4 + 2\ CO_2 + nH_2O \rightarrow 2\ CaCO_3 + SiO_2 \bullet n\ H_2O \quad (1)$$

Larnit + Kohlenstoffdioxid + Wasser → Calcit + Opal

Im Unterschied zum Konzept von "Carbon Capture and Storage" (CCS) wird daher keine Deponierung unter Tage, sondern eine Verwertung der Produktfraktionen, insbesondere der entstehenden Karbonate, als Bau- oder Füllstoffe angestrebt, was in der Abfallhierarchie im Hinblick auf die mineralischen Abfälle einer Verbesserung um zwei Stufen entspricht, während die Emission von Treibhausgasen mit einer "wilden Entsorgung" von Abfällen vergleichbar ist (Abb. 1).

Abb. 1: Auswirkung des Research Studio Austria „CarboResources“ auf die Abfallhierarchie.

Die Montanuniversität Leoben mit ihren Lehrstühlen für Verfahrenstechnik des industriellen Umweltschutz, für Abfallverwertungstechnik und Abfallwirtschaft sowie für Bergbaukunde, Bergtechnik und Bergwirtschaft führt daher das Research Studio Austria (RSA) „CarboResources“ durch, das von der Österreichischen Forschungsförderungsgesellschaft (FFG) gefördert wird.

Ca- und/oder Mg-reiche mineralische Abfälle und Nebenprodukte, z.B. Stahlwerksschlacken (Eloneva 2010), stellen potentielle Sekundärrohstoffe für die Karbonatisierung dar (Höllen et al. 2015). Für die Beurteilung der tatsächlichen Eignung bestimmter Rohstoffe sind jedoch abfallwirtschaftliche, rechtliche, chemische, mineralogische und verfahrenstechnische Aspekte unter besonderer Berücksichtigung der Verwertungsoptionen gleichermaßen zu untersuchen, was in der gegenständlichen Arbeit erfolgt.

2 MATERIAL UND METHODEN

2.1 Abfallwirtschaftliche, abfallchemische und abfallmineralogische Untersuchungen

Aufbauend auf einer Literaturrecherche zu karbonatisierungsrelevanten Eigenschaften potentieller Sekundärrohstoffe für die Karbonatisierung wurde eine abfallwirtschaftliche Verfügbarkeitsanalyse unter besonderer Berücksichtigung der Holzaschen durchgeführt.

Eine Stahlwerksschlacke, ein Stahlwerksstaub, ein Solereinigungsschlamm, zwei MVA-Rostaschen, drei MVA-Bettaschen aus der Wirbelschichtverbrennung heizwertreicher Fraktionen aus dem „Landfill Mining“, eine Papierreststoffverbrennungsasche sowie je eine Rost- und Flugasche aus der Biomasseverbrennung wurden für eine chemische und mineralogische Charakterisierung ausgewählt. Die chemische Zusammensetzung wurde mittels Röntgenfluoreszenzanalyse (RFA) für die Hauptelemente und Massenspektrometrie mit induktiv gekoppeltem Plasma (ICP-MS) für die Spurenelemente bestimmt. Die Anionen wurden mittels Ionenchromatographie (IC) und der anorganische Kohlenstoffgehalt nach ÖNORM 13137 bestimmt. Für die mineralogische Charakterisierung wurde ein kombinierter Ansatz aus Röntgendiffraktometrie, Polarisationsmikroskopie im Durch- und Auflicht, Elektronenstrahlmikrosonde und Raman-Spektroskopie gewählt. Für die Aufbereitung der MVA-Rostasche wurde ein Laborversuch mittels elektrodynamischer Fragmentierung am Fraunhofer-Institut für Bauphysik durchgeführt.

2.2 Indirekte Karbonatisierung von Aschen und Schlacken

50 g jedes ausgewählten Sekundärrohstoffes wurden unter Einsatz der Ultraschallkavitation bei 90 °C für drei Stunden in 600 ml 8 %iger Salzsäure gelöst, bevor der Lösungsrückstand mittels Zentrifugation abgetrennt wurde. Die entstandenen Lösungen wurden chemisch mittels ICP-MS untersucht. Die Eliminierung von Begleitstoffen, insbesondere Fe und Cr, aus den Lösungen erfolgt durch selektive Fällung mittels schrittweiser Zugabe von NH_3. Nach der Abtrennung der entstandenen Fe-Hydroxide erfolgte die eigentliche Karbonatisierung durch Einleiten von CO_2 in die wässrige Lösung und Abtrennung des Niederschlags mittels Zentrifugation.

2.3 Eignungsprüfung der erhaltenen Produktfraktionen für industrielle Anwendungen

Die beiden Nebenprodukte, d.h. der Rückstand der Löseprozesses und das ausgefällte Fe-Hydroxid-Konzentrat, sowie das Hauptprodukt, ein chemisch gefälltes Calciumcarbonat (precipitated calcium carbonate, PCC), wurden mittels ICP-MS, optischer Emissionsspektroskopie mit induktiv gekoppeltem Plasma (ICP-OES) und RFA chemisch sowie mittels Elektronenmikrosonde und RDA im Hinblick auf industrielle Verwertungsoptionen charakterisiert. Im Fall des PCC wurde der anorganische Kohlenstoffgehalt nach ÖNORM 13137 bestimmt, um die Effizienz der CO_2-Speicherung zu beurteilen. Insbesondere wurde die Eignung der Lösungsrückstände als „alternativer hydraulischer wirksamer Zusatzstoff" (AHWZ) sowie die Eignung des PCC als Füllstoff und Streichpigment in der Papierindustrie genauer betrachtet.

2.4 Ökonomisch-ökologische Beurteilung des Gesamtprozesses

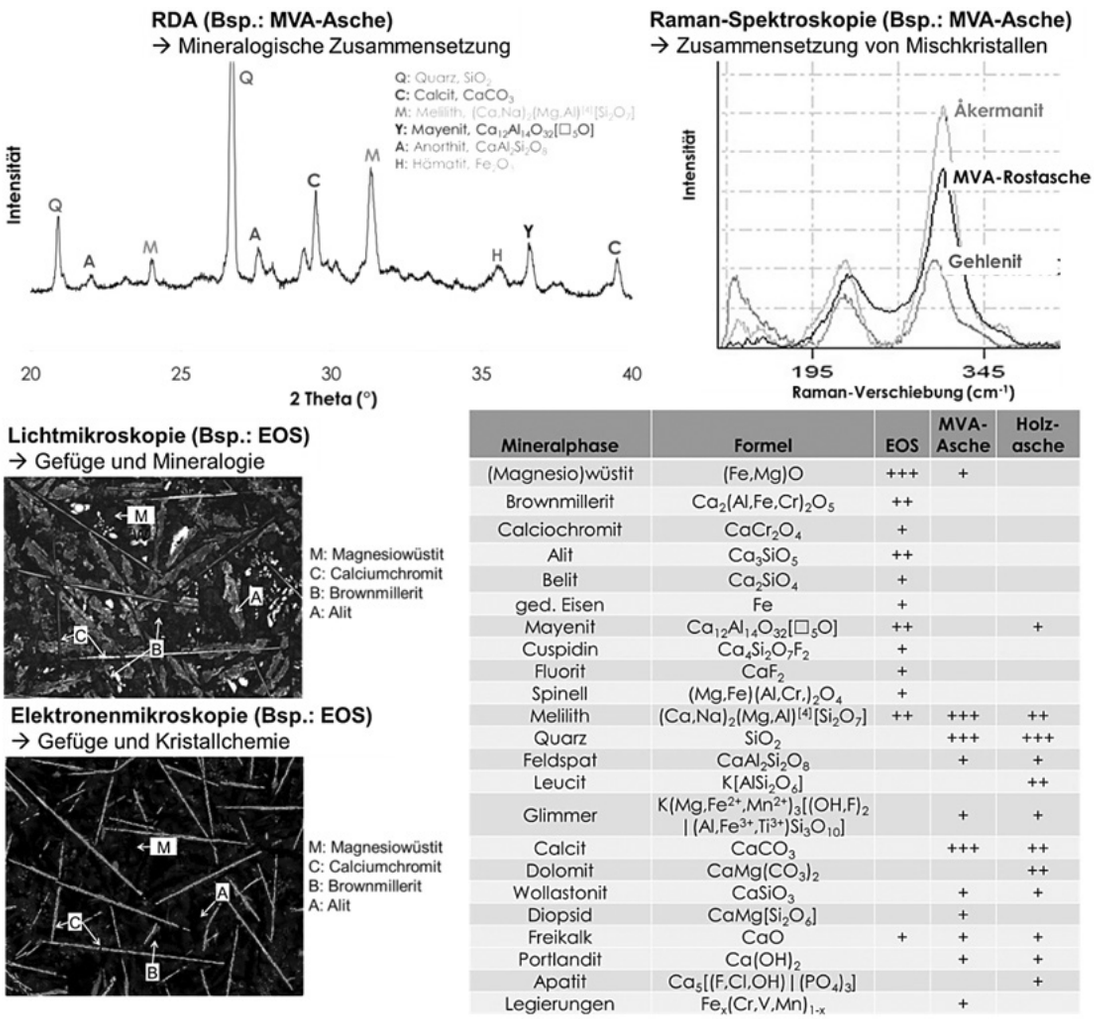
Aufbauend auf den Untersuchungen der eingesetzten Sekundärrohstoffe und der entstehenden wässrigen Lösungen und festen Produktfaktionen wurde mit dem Programm STAN eine Massenbilanz erstellt. Neben der Stoffstromanalyse wurde auch der Einsatz von Energie und Verbrauchsmaterialien bilanziert, um die ökologische Sinnhaftigkeit des Gesamtprozesses anhand einer CO_2-Bilanz zu untersuchen. Abschließend wurde die wirtschaftliche Machbarkeit mit der Kapitalwertmethode und der Methode des internen Zinssatzes getestet.

3 ERGEBNISSE UND DISKUSSION

3.1 Abfallwirtschaftliche, abfallchemische und abfallmineralogische Untersuchungen

Die Literaturrecherche zeigt, dass Schlacken der Eisen- und Stahlerzeugung sowie Aschen der Abfall-, Kohle- und Biomasseverbrennung stofflich geeignete Abfallströme für die Speicherung und Verwertung von CO_2 darstellen, deren Eignung von ihrem Karbonatisierungspotential, ihrer Reaktivität und Löslichkeit, ihrer Mahlbarkeit und Korngröße, ihrer Karbonatisierungseffizienz und ihrem Störstoffgehalt abhängt. Die abfallwirtschaftliche Verfügbarkeitsanalyse offenbarte, dass Schlacken aus der Metallurgie und Aschen aus der Abfallverbrennung große und kumuliert anfallende Abfallströme darstellen, während die störstoffärmeren Biomasseaschen eher dezentral anfallen und auch im forstlichen Bereich verwertet werden. Stäube aus der Stahlerzeugung und Solereinigungsschlämme sind spezielle Abfallströme, die zwar zentral anfallen, aber nur ein geringes Volumen aufweisen.

RFA-Analysen zufolge enthalten die Stahlwerksschlacke und die Biomasseasche rund 30 Masse-% und die MVA-Asche rund 20 Masse-% CaO. Als weitere potentiell rückgewinnbare Metalle sind laut ICP-MS-Analysen für die Stahlwerksschlacken Cr und Mn (je 2 Masse-%) und für die MVA-Asche Ti (bis zu 1 Masse-%) zu nennen. Licht- und Elektronenmikroskopie, RDA und Raman-Spektroskopie zeigen, dass Ca in der Stahlwerksschlacke v.a. in den für die Karbonatisierung geeigneten Phasen Brownmillerit ($Ca_2(Al,Fe)_2O_5$), Alit (Ca_3SiO_5), Mayenit ($Ca_{12}Al_{14}O_{33}$) und Melilith ($(Ca,Na)_2(Mg,Al)[Si_2O_7]$) vorkommt, während die MVA- und Holzaschen neben Melilith und Portlandit auch bereits Karbonate enthalten (Abb. 2) und Ca in den Wirbelschicht-Bettaschen aus dem „Landfill Mining" in Form von Mayenit und Anhydrit ($CaSO_4$), in der Papierreststoffverbrennungsasche als Freikalk (CaO) und im Solereinigungsrückstand als Gips ($CaSO_4 \cdot 2\ H_2O$) vorliegt. Der Aufbereitungsversuch einer MVA-Rostasche mittels Elektrodynamischer Fragmentierung zeigte, dass dieses innovative Verfahren in Verbindung mit einer nachgeschalteten Trennung mineralischer und metallischer Fraktionen eine höhere Input-Qualität für die Karbonatisierung liefern kann.



Mineralphase	Formel	EOS	MVA-Asche	Holzasche
(Magnesio)wüstit	(Fe,Mg)O	+++	+	
Brownmillerit	$Ca_2(Al,Fe,Cr)_2O_5$	++		
Calciochromit	$CaCr_2O_4$	+		
Alit	Ca_3SiO_5	++		
Belit	Ca_2SiO_4	+		
ged. Eisen	Fe	+		
Mayenit	$Ca_{12}Al_{14}O_{32}[\square_5O]$	++		+
Cuspidin	$Ca_4Si_2O_7F_2$	+		
Fluorit	CaF_2	+		
Spinell	$(Mg,Fe)(Al,Cr,)_2O_4$	+		
Melilith	$(Ca,Na)_2(Mg,Al)^{[4]}[Si_2O_7]$	++	+++	++
Quarz	SiO_2		+++	+++
Feldspat	$CaAl_2Si_2O_8$		+	+
Leucit	$K[AlSi_2O_6]$			++
Glimmer	$K(Mg,Fe^{2+},Mn^{2+})_3[(OH,F)_2 \mid (Al,Fe^{3+},Ti^{3+})Si_3O_{10}]$		+	+
Calcit	$CaCO_3$		+++	++
Dolomit	$CaMg(CO_3)_2$			++
Wollastonit	$CaSiO_3$		+	+
Diopsid	$CaMg[Si_2O_6]$		+	
Freikalk	CaO	+	+	+
Portlandit	$Ca(OH)_2$		+	+
Apatit	$Ca_5[(F,Cl,OH) \mid (PO_4)_3]$			+
Legierungen	$Fe_x(Cr,V,Mn)_{1-x}$		+	

Abb. 2: Mineralogische Zusammensetzung von Schlacken und Aschen für die Karbonatisierung (Höllen et al. 2016).

3.2 Indirekte Karbonatisierung von Aschen und Schlacken

Der Löseprozess wurde stark durch die Mineralogie der eingesetzten Sekundärrohstoffe beeinflusst. So wirkte sich die Anwesenheit hydraulischer Phasen erschwerend auf die Filtrierbarkeit der durch den Löseprozess entstanden Suspensionen aus, so dass stattdessen eine Zentrifuge eingesetzt wurde. Die Lösereaktion ist eine partielle, z.T. inkongruente Auflösung einiger primärer Mineralphasen, z.B. Melilith oder Larnit, die mit einer Mobilisierung von Ca und einer Re-Fixierung von Si in Form von amorphem SiO_2 einhergeht. Andere Mineralphasen, z.B. Quarz oder Spinelle, lösen sich jedoch nicht und bleiben als Relikte des Ausgangsmaterials zurück. Während rund 90 % des Calciums in die Lösung gelangen, was die aufgrund der mineralogischen Untersuchungen gemachten Vorhersagen bestätigte, verhalten sich die Schwermetalle je nach ihrer mineralogischen Bindungsform unterschiedlich.

Die Lösungen der Stahlwerksschlacke und der Biomasseasche enthalten 18 g/l Ca und eignen sich damit grundsätzlich gut für die Ausfällung von $CaCO_3$, die der MVA-Rostasche hingegen nur 11 g/l Ca (Abb. 3). Daneben enthält die Lösung der Stahlwerksschlacke jedoch auch 27 g/l Fe, die der MVA-Rostasche immerhin 10 g/l Fe, wohingegen in der Lösung der Holzasche Kalium mit knapp 4 g/l die Hauptverunreinigung darstellt und Mg stets mit 1 bis 3 g/l eine geringere Rolle spielt.

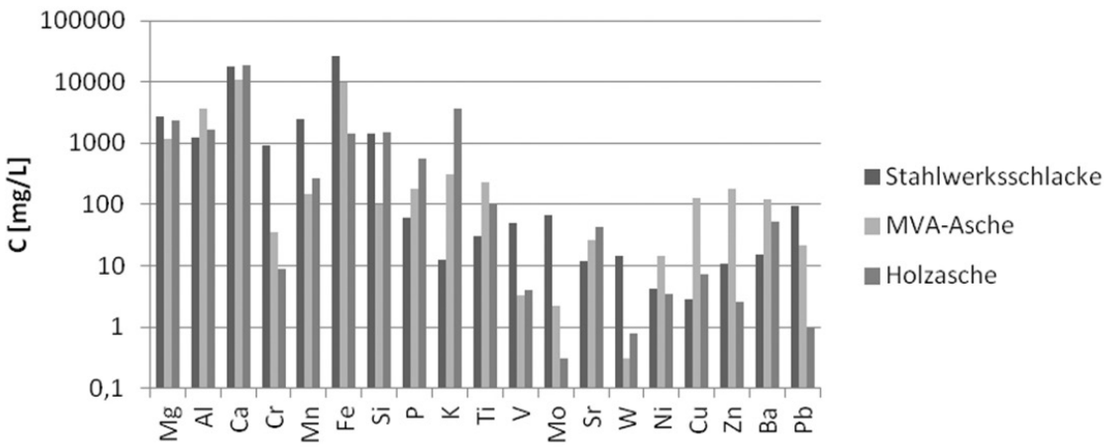


Abb. 3: Chemische Zusammensetzung der Lösungen von Schlacken und Aschen für die Karbonatisierung.

Die Reinigung der Lösung und die Erzeugung von möglichst reinen Karbonaten stellen somit noch erhebliche verfahrenstechnische Anforderungen, die auch in die CO_2-Bilanz des Gesamtprozesses einfließen. Im Hinblick auf die Qualität der zu erzeugenden Karbonate spielen die Schwermetalle Zn, Ba und Pb eine große Rolle. Diese können in erhöhten Konzentrationen (1 – 100 mg/l) in der Lösung vorhanden sind, negative Auswirkungen auf die Umwelt haben und aufgrund ihres ähnlichen Ionenradius und der gleichen Ladung anstelle von Ca in Calciumcarbonaten eingebaut werden. Die bei der Hydroxidfällung erzeugten Metallkonzentrate binden zwar signifikante Anteile des gelösten Cr und Fe, jedoch ist die Effizienz dieses hydrometallurgischen Prozesses im Hinblick auf Zn, Ba und Pb ist noch Gegenstand weiterer Untersuchungen. Die Karbonatisierung selbst konnte bisher nur für Primärrohstoffe durchgeführt werden, was die prinzipielle technische Machbarkeit des Verfahrens zeigt. Versuche an Sekundärrohstoffen sind zeitnah geplant.

3.3 Eignungsprüfung der erhaltenen Produktfraktionen für industrielle Anwendungen

Die Lösungsrückstände der Aschen enthalten rund 60 bis 70 % SiO_2 in Form von Quarz und daher potentiell in der Baustoffindustrie einsetzbar, wobei die Beimengungen von Salzmineralen wie Chloromagnesit ($MgCl_2$) im Fall des Rückstandes der MVA-Asche die Verwertbarkeit einschränken, wohingegen das Auftreten von Leucit ($KAlSi_2O_6$) im Rückstand der Biomasseasche die Eignung kaum einschränkt. Die Probenmengen waren zu gering, um eine Eignung als alternativer hydraulisch wirksamer Zusatzstoff (AHWZ) abschließend beurteilen zu können. Da jedoch SiO_2 vorwiegend in kristalliner Form vorliegt und nur zum geringen Anteil als reaktives amorphes SiO_2, ist die technische Eignung für diese Anwendung zweifelhaft. Rechtlich gesehen kommt sie in Österreich ohnehin nicht in Betracht, da Rückstände aus dem Löseprozess zwar anorganisch-nichtmetallische Stoffe im Sinne der ÖNORM B 3309 sind, jedoch nicht die Anforderungen nach ÖNORM EN197-1 erfüllen. Dagegen handelt sich beim Lösungsrückstand der Stahlwerksschlacke um ein Gemenge aus Spinellphasen ($(Fe,Mg)(Al,Cr)_2O_4$)) und Brownmillerit ($Ca_2(Al,Fe)_2O_5$) mit geringen Beimengungen an Silikaten und metallischem Eisen, welches in der Metallurgie verwertet werden könnte. Der Rückstand des Stahlwerksstaubes besteht überwiegend aus Mg-, Ca- und Fe-Oxiden, Ca-Hydroxiden und Ca-Flourid. Die Eignung des gefällten Calciumcarbonats (PCC) als Füllstoff in der Baustoff-, Kunststoff- und Papierindustrie wird maßgeblich davon abhängen, ob es gelingt, Elemente wie Pb, Ba und Zn aus der Lösung zu entfernen oder durch eine Komplexbildung der Karbonatisierung zu entziehen. Bei der Anwendung in der Papierindustrie ist zudem eine nahezu quantitative Abtrennung des Eisens erforderlich, um den gewünschten Weißgrad des Papiers zu erzielen.

3.4 Ökonomisch-ökologische Beurteilung des Gesamtprozesses

Die Massenbilanz zeigt, dass rund 90 % des in den Aschen und Schlacken gebundenen Calciums in Lösung gebracht werden konnten. Sollte auch die Fällung der Karbonate mit einer vergleichbaren Effizienz gelingen, so könnten rund 150 g CO_2 in einer Tonne Sekundärrohstoff gebunden

werden. Die Karbonatisierung und anschließende Verwertung von ca. 1,5 Mio. Tonnen jährlich deponierter oder zwischengelagerter Schlacken und Aschen in Österreich könnte somit nur gut 200.000 Tonnen CO_2 binden, weniger als 0,3 % der in Österreich erzeugten CO_2-Emissionen (Vereinte Nationen 2015). Dementsprechend kann die Karbonatisierung von Aschen und Schlacken nicht als Beitrag zur Senkung der CO_2-Emissionen, sondern nur als Recyclingverfahren für mineralische Abfälle gesehen werden und auch das nur dann, wenn die Schwermetalle durch aufwändige hydrometallurgische Behandlungsschritte dem Stoffkreislauf weitgehend entzogen und die verbliebenen Anteile immobilisiert werden können. Der dafür erforderliche erhebliche Einsatz von Energie und Verbrauchsmaterialien wirkt sich negativ auf die CO_2-Bilanz aus, so dass die ökologische Sinnhaftigkeit des Gesamtprozesses in Frage steht. Die Überprüfung der wirtschaftlichen Machbarkeit mit der Kapitalwertmethode und der Methode des internen Zinssatzes wird stark von den Preisen abhängen, die mit den Produktfraktionen erzielt werden können und eher gering einzuschätzen sind.

4 ZUSAMMENFASSUNG

Die Karbonatisierung mineralischer Abfälle kann rein mengenmäßig kaum zur direkten Reduktion von CO_2-Emissionen beitragen, jedoch potentiell ein alternatives Recyclingverfahren für diejenigen Materialien darstellen, die gegenwärtig aufgrund zu hoher Schwermetallgehalte und -verfügbarkeit deponiert werden. Dafür ist die Abtrennung oder Immobilisierung der Schwermetalle sowie die Erzeugung hochwertiger Produktfraktionen in Form von Si-reichen Erzeugnissen für die Baustoffindustrie und Ca- und Mg-Karbonaten mit Anwendungen im Bereich der Füllstoffe erforderlich. Die komplexe Mineralogie und Heterogenität mineralischer Abfälle stellt jedoch besondere Herausforderungen an die Qualitätssicherung und Prozessführung.

5 DANKSAGUNG

Die Autoren danken Francesca Capo Tous (MUL) für die Unterstützung bei den Löseversuchen, DI Alexia Aldrian (MUL) und ihrem Team für die Durchführung der chemischen Analysen, Dr. Federica Zaccarini und Horst Hopfinger (beide MUL) für die Durchführung der mineralogischen Analysen, Dr. Severin Seifert (Fraunhofer IBP) für den Laborversuch zur Elektrodynamischen Fragmentierung sowie Prof. Roland Pomberger, Prof. Peter Moser (beide MUL) und Prof. Reto Gieré (University of Pennsylvania) für die generelle Unterstützung und schließlich der Austrian Marshall Plan Foundation für die Unterstützung der Arbeiten in den USA und der Österreichischen Forschungsförderungsgesellschaft (FFG) für die Förderung des Research Studio Austria „CarboResources“.

LITERATUR

Dittrich, S., Thome, V., Seifert, S. & Maier, M. (2016) Effektive Aufbereitung von Müllverbrennungsschlacken mittels Hochspannungsimpulsen. *Chemie Ingenieur Technik* 88(4), 461-468.

Eloneva, S. (2010) *Reduction of CO2 emissions by mineral carbonation: Steelmaking slags as raw material with a pure calcium carbonate end product* (Doktorarbeit). Universität Aalto, Finnland.

Höllen, D., Niesenbacher, I, Treimer, R., Stöllner, M., Melcher, F. & Lehner, M. (2015) Slags and ashes as secondary resources for CO2 capture and utilization. *Mitteilungen der Österreichischen Mineralogischen Gesellschaft* 161, 50.

Höllen, D., Stöllner, M., Pleßl, K., Niesenbacher, I., Treimer, R. & Lehner, M. (2016) Schlacken und Aschen für CO2-Speicherung und –Verwertung. In: 6. *Wissenschaftskongress Abfall- und Ressourcenwirtschaft*. Berlin, Deutschland: Deutsche Gesellschaft für Abfallwirtschaft.

Stöllner, M. (2015) *Eignung von Sekundärrohstoffen für die Erzeugung karbonatischer Wertstoffe mittels Karbonatisierung* (Masterarbeit). Montanuniversität Leoben, Österreich.

Vereinte Nationen (2015) *Millenium Development Goals Indicators. The official United Nations site for the MDG indicators*. http://mdgs.un.org/unsd/mdg/SeriesDetail.aspx?srid=751&crid=.

File: 152

Weiterentwicklung eines nassmechanischen Aufbereitungsverfahrens für Altkunststofffraktionen

D. Schwabl, M. Czerniak & H. Flachberger
Montanuniversität, Lehrstuhl für Aufbereitung und Veredlung, Leoben, Österreich

L. Kranzinger & R. Pomberger
Montanuniversität, Lehrstuhl f. Abfallverwertungstechnik und Abfallwirtschaft, Leoben, Österreich

M. Bauer, L. Himler & M. Lehner
Montanuniversität, Lehrstuhl f. Verfahrenstechnik d. industriellen Umweltschutzes, Leoben, Österreich

W. Hofer
OMV Refining and Marketing GmbH, New Technologies and Downstream Innovation, Wien, Ö.

KURZFASSUNG: Der folgende Beitrag beschreibt die aufbereitungstechnischen Untersuchungen, welche im Zuge des Research Studio Austria (RSA) Plastic Reborn zwischen Juni 2014 und Juni 2016 durchgeführt wurden. Anfangs wird dabei auf die technischen wie auch wirtschaftlichen Aspekte eingegangen, die zur Initiierung des Projektes führten.
Vor dem Hintergrund dieser Betrachtungen wird das zu erforschende nassmechanische Aufbereitungsverfahren beschrieben. Dabei wird einerseits der Aufbau der Technikumsanlage, aber auch die Funktionsweise des Herzstückes der Anlage - des Zentrifugalkraftscheiders - erläutert.
Es wird ein Überblick über durchgeführte Versuchsreihen gegeben. Einerseits handelt es sich dabei um statistische Parameterstudien zu Optimierungszwecken, andererseits um eine vergleichende Betrachtung der erzielten Trennleistungen der Technikumsanlage zu Laborergebnissen für verschiedene industrielle Reststoffe.
Abschließend folgen eine Zusammenfassung über die erbrachten Arbeiten und ein Ausblick für weitere Forschungstätigkeiten.

1 EINLEITUNG

Aktuell werden Kunststoffabfälle zum Großteil in Zementwerken oder Verbrennungsanlagen als Ersatzbrennstoffe genutzt und somit thermisch verwertet. Ein stoffliches und werkstoffliches Recycling ist derzeit mengenmäßig nur von untergeordneter Bedeutung, da die verfügbaren Reststoffe in zu heterogener Form anfallen. Die Forderung nach hohen Reinheitsgraden der aufbereiteten sekundären Rohstoffe ergibt sich, da viele entscheidende physikalische Eigenschaften von Kunststoffen (Dichte, Hitzebeständigkeit, Zugfestigkeit …) bereits durch geringfügige Verunreinigungen stark beeinflusst werden können (Michaeli et al. 1992). Betrachtet man vor diesem Hintergrund die aktuellen Verwertungswege von Kunststoffabfällen in Österreich wird ersichtlich, dass in diesen Reststoffen ein großes ungenutztes Rohstoffpotential steckt.

An diesem Punkt setzt das RSA Plastic Reborn an, das mit der Förderzusage durch die österreichische Forschungsförderungsgesellschaft (FFG) im Sommer 2014 seine Arbeit aufnehmen konnte. Ein Konsortium - bestehend aus den Lehrstühlen für Aufbereitung und Veredlung (AuV), Verfahrenstechnik des industriellen Umweltschutzes (VTIU) und Abfallverwertungstechnik und Abfallwirtschaft (AVAW) sowie industriellen Partnern - befasst sich mit der Aufgabe, die stoffliche bzw. werkstoffliche Verwertungsquote bei Kunststoffabfällen zu erhöhen. Zu diesem Zweck wird an der Weiterentwicklung eines nassmechanischen Aufbereitungsverfahrens geforscht, das es ermöglichen soll, hochreine Kunststofffraktionen aus den ansonsten sehr heterogenen industriellen Reststoffen zu generieren. Neben ökologischen Vorteilen entsteht für Abfallerzeuger ein neuer Absatzmarkt und für Abfallverwerter eine weitere Quelle für sekundäre Rohstoffe. Hiermit soll ein Beitrag zum nachhaltigeren Umgang mit der Ressource Kunststoff geleistet werden.

2 AUFBEREITUNGSVERFAHREN

2.1 Grundidee

Den Arbeiten im Rahmen des RSA Plastic Reborn sind bereits weitreichende Forschungstätigkeiten am Lehrstuhl für VTIU vorangegangen. Hierbei wurde zunächst ein vielversprechendes

rohstoffliches Verwertungskonzept für die Kunststoffgruppe der Polyolefine (PO, mengenmäßig vor allem Polypropylen und Polyethylen) aus Altkunststofffraktionen aufgezeigt (Lederer 2013). Bei diesem sogenannten Rückverölungsprozess werden die Polyolefine aufgebrochen, wodurch ein Gemisch verschiedener kurzkettiger Polymere entsteht, welches z.B. erneut in der petrochemischen Industrie eingesetzt werden kann. Der Frage nach einer ausreichenden Rohstoffbasis für diesen Prozess, wurde im Zuge einer zweiten Dissertation nachgegangen. Als Ergebnis wurde ein nassmechanisches Aufbereitungsverfahren konzipiert, in dem unter Verwendung einer Setzmaschine und eines Zentrifugalkraftscheiders marktfähige Zwischen- und Endprodukte erzeugt werden sollen. Hierbei wird der Umstand genutzt, dass Polyolefine im Gegensatz zu anderen Kunststoffen eine geringere Dichte als Wasser aufweisen (Bauer 2014).

2.2 Verfahrensbeschreibung

Das im Rahmen von Plastic Reborn zu erforschende Aufbereitungskonzept wurde in Form einer von den Lehrstühlen für AuV und VTIU errichteten und betriebenen Technikumsanlage umgesetzt. Da das Verfahren von Plastic Reborn eine Ergänzung zu in industriellen Altkunststoffaufbereitungsanlagen bereits etablierten Verfahren darstellt, wurden als Aufgabegut vorzerkleinerte sowie metallentfrachtete industrielle Reststoffe diverser Herkunft verwendet.

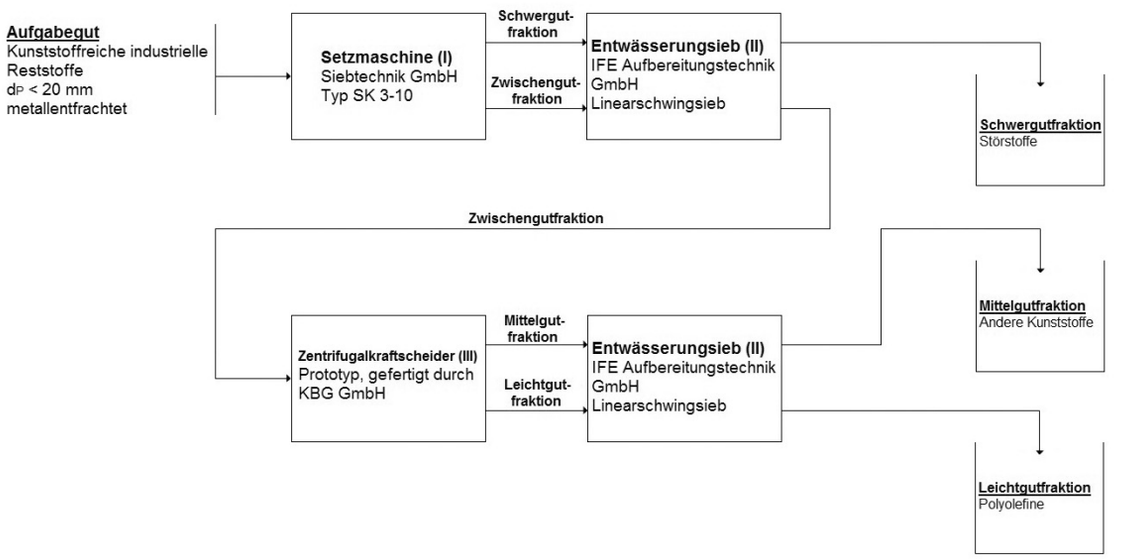


Abb. 1: Fließbild der Technikumsanlage des RSA Plastic Reborn.

In der Technikumsanlage (vergleiche Abb. 1) wird dieses Aufgabegut einer Setzmaschine der Firma Siebtechnik GmbH vom Typ SK 3-10 (I) wahlweise feucht oder trocken aufgegeben, in welcher sich dessen Partikel nach der Anfangsfallbeschleunigung schichten. Störstoffe wie Steine, Glas oder Restmetalle werden in einer Schwergutfraktion angereichert und abgezogen, die enthaltenen Kunststoffe aber in eine Zwischengutfraktion übergeführt. Beide Fraktionen werden über ein Linearschwingsieb der Firma IFE Aufbereitungstechnik GmbH (II) entwässert. Die entwässerte Schwergutfraktion wird dem Verfahren als Produkt entnommen, die Zwischengutfraktion hingegen dem Zentrifugalkraftscheider (III) zugeführt. In diesem werden nach der Materialdichte (eine genauere Beschreibung findet sich im folgenden Kapitel) eine polyolefinreiche Leichtgutfraktion und eine Mittelgutfraktion aus sonstigen Kunststoffen hergestellt. Diese beiden Fraktionen werden anschließend erneut entwässert (II) und als Produkte entnommen.

2.3 Zentrifugalkraftscheider

Wie in Abb. 2 ersichtlich, wird das Trennmedium des Zentrifugalkraftscheiders am unteren Ende des leicht geneigten Scheiders tangential eingebracht, wodurch sich im Scheider ein Fluidwirbel mit Luftkern ausbildet. Direkt in diesen Wirbel wird das zu trennende Aufgabegut am oberen Ende des Scheiders aufgegeben. Jene Anteile, die spezifisch schwerer als das Trennmedium sind, bewegen sich durch die wirkenden Zentrifugalkräfte nach außen in Richtung Scheiderwandung

und werden als Schwergutfraktion mit dem Großteil des Trennmediums am oberen Ende des Zentrifugalkraftscheiders tangential ausgeschleust. Die spezifisch leichteren Anteile verbleiben im Nahbereich der Grenzschicht Trennmedium/Luftkern und werden als Leichtgut mit einer geringen Menge an Trennmedium am unteren Ende des Zentrifugalkraftscheiders ausgebracht. In dieser Betriebsart wird ein möglichst vollständiges Ausbringen der Polyolefine in das Leichtgut begünstigt, um einen Verlust an Wertstoffen zu minimieren.

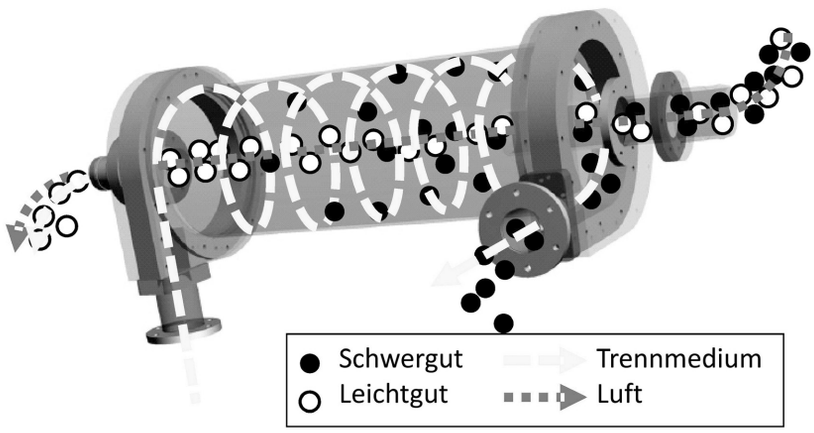


Abb. 2: Zentrifugalkraftscheider: Funktionsprinzip.

Der große Vorteil dieses Trennapparates gegenüber herkömmlichen Zyklonen besteht in der separaten Aufgabe von Trennmedium und -gut. Die verwendeten Pumpen werden somit nicht durch Feststoffe beansprucht.

3 VERSUCHE

3.1 Parameterstudien des Zentrifugalkraftscheiders

3.1.1 Verwendete Untersuchungsmethodik

Da der Zentrifugalkraftscheider eigens für die Technikumsanlage angefertigt wurde und nur wenige Informationen zu dessen Einsatz als Trennaggregat verfügbar waren, wurden umfangreiche Studien zur Erfassung bzw. Gewichtung relevanter Prozess- und Materialparameter durchgeführt. Den Untersuchungen wurde ein 2k-faktorieller Test für die Versuchsplanung und -auswertung zugrunde gelegt, da so neben den zu untersuchenden Haupteinflussfaktoren auch deren wechselweise Beeinflussungen erforscht und anschließend auf ihre statistische Signifikanz überprüft werden konnten. Es wurden hierfür jeweils drei Haupteinflussgrößen bestimmt und ihnen ein hohes und tiefes Untersuchungsniveau zugeordnet (siehe Tab. 1). So ergaben sich jeweils acht mögliche Kombinationen, welche jeweils dreimal untersucht wurden, was 24 Untersuchungen je Versuchsreihe notwendig machte.

Tab. 1: Gewählte Faktoren und Niveaus.

Prozessparameter Faktoren	Hoch (+)	Tief (-)
A - Pumpdurchsatz	V_1	$0{,}8 \cdot V_1$
B - Neigung	α_1	$0{,}5 \cdot \alpha_1$
C - Länge	L_1	$0{,}6 \cdot L_1$

Materialparameter Faktor	Hoch (+)	Tief (-)
A - Dicke	300 µm	100 µm
B - Größe	> 10 mm	< 10 mm
C - Anmaischen	Ja	Nein

Um systematische Fehler zu minimieren, wurde die Reihenfolge der Versuche durch Auslosen bestimmt. Das in den Zentrifugalkraftscheider aufgegebene und in Schwer- und Leichtgut getrennte Aufgabegut (vergleiche Abb. 2) wurde zur Gänze entnommen, um einen Probenahmefehler zu vermeiden. Im Anschluss wurde die Produktreinheit mittels Schwimm-/Sink-Analyse mit Wasser überprüft. In der statistischen Auswertung wurde als Bezugsgröße der Gehalt an Polypropylen im Leichtgut gewählt.

3.1.2 Verwendetes Aufgabegut

Als Aufgabegut für die beiden Versuchsreihen kamen eigens hergestellte Kunststoffflakes zum Einsatz. Sie wurden im Technikum des Lehrstuhles für Kunststofftechnik aus reinem Polypropylen- (PP, $\rho \sim 0{,}9$ g/cm³) sowie Polyethylenterephthalat-Granulat (PET, $\rho \sim 1{,}4$ g/cm³) in je 100 und 300 µm Dicke hergestellt und unterschiedlich eingefärbt, um die Auswertung der Versuche zu vereinfachen. Die so hergestellten Kunststofffolien wurden auf eine Partikelgröße kleiner 20 mm geschreddert.

3.1.3 Ergebnisse der Versuchsreihe betreffend die Prozessparameter

Obwohl die erzielten Gehalte an Polypropylen im Leichtgut durchgehend über 95 % lagen (siehe Tab. 2, links), konnten mittels der statistischen Auswertung signifikante Unterschiede aufgezeigt werden. Die erste wichtige Erkenntnis über die Anlagenparameter wird aus den Werten der mittleren Effekte gezogen (siehe Tab. 2, rechts). Die Werte der Faktoren A und C sind positiv, daher kann geschlussfolgert werden, dass eine hohe Pumpleistung und ein langer Zentrifugalkraftscheider die Aufkonzentrierung eines qualitativ hochwertigen Leichtgutes begünstigen. Der mittlere Effekt von B ist negativ, daher führt eine starke Neigung des Zentrifugalkraftscheiders zu einer stärkeren Verunreinigung des Leichtgutes. Weiters kann der Einfluss der mittleren Effekte gereiht werden, indem ihre Absolutwerte einander vergleichend gegenübergestellt werden. Somit ist die Länge des Zentrifugalkraftscheiders für die Erzielung einer höheren Trenngüte von etwas größerer Bedeutung, als es dessen Neigung und die Pumpleistung sind. Bei dieser Betrachtung wird ersichtlich, dass der Einfluss von Faktorinteraktionen im Vergleich zu jenem der Faktoren selbst von untergeordneter Bedeutung ist.

Mit Hilfe einer Signifikanzanalyse (siehe Tab. 2, rechts) wurde im Anschluss überprüft, ob die aus den mittleren Effekten gewonnenen Schlussfolgerungen über den Einfluss der Faktoren statistisch signifikant sind. Hier ergibt sich das klare Bild, dass die drei Hauptfaktoren einen signifikanten Einfluss besitzen, die Querbeeinflussungen bis auf das Zusammenspiel von Länge und Neigung des Zentrifugalkraftscheider hingegen nicht.

Tab. 2: Auswertung der Versuchsreihe betreffend die Prozessparameter.

Variante	Faktoren[1)]			$g_{PP,LG}$	
	A	B	C	µ	σ
(1)	-	-	-	98,39%	0,332
a	+	-	-	98,59%	0,667
b	-	+	-	96,41%	0,313
c	-	-	+	98,82%	0,241
ab	+	+	-	97,76%	0,202
ac	+	-	+	99,49%	0,009
bc	-	+	+	98,11%	0,294
abc	+	+	+	99,49%	0,009

Faktor[1)]	Mittlerer Effekt[2)]	Test der Signifikanz (α = 0,01)		
		Variable F_i	Ablehnung F_0	Signifikanz
A	9,00	30,66	8,53	✔
B	-8,80	29,34	8,53	✔
C	11,90	53,65	8,53	✔
AB	4,66	8,23	8,53	✘
AC	1,26	0,60	8,53	✘
BC	5,25	10,43	8,53	✔
ABC	-1,12	0,47	8,53	✘

[1)] A – Pumpleistung; B – Neigung; C – Länge; AB, AC, BC, ABC – wechselweise Beeinflussung.
[2)] Zur besseren Darstellbarkeit wurde bei der Berechnung mit 10 multipliziert.

3.1.4 Ergebnisse der Versuchsreihe betreffend die Materialparameter

Die erzielten Gehalte an Polypropylen im Leichtgut sind auch bei dieser Versuchsreihe ausgesprochen hoch ausgefallen, die Schwankungen zwischen den einzelnen Messwerten einer Variante sind sehr gering (vergleiche Tab. 3, links). Aus den mittleren Effekten (siehe Tab. 3, rechts) können einige Erkenntnisse gewonnen werden. Der Wert des Faktors A ist positiv, jener des Faktors B negativ, daher kann geschlussfolgert werden, dass dicke und kleine Partikel eher in das für sie vorbestimmte Gut ausgebracht werden. Die Effekte von Dicke und Durchmesser sind nahezu gleich stark ausgeprägt und überwiegen alle anderen auftretenden Effekte. Der mittlere Effekt von C ist geringfügig negativ und würde somit sogar eine nachteilige Auswirkung des Anmaischens (Aufgabegut vorab in Wasser lagern) auf den Trennerfolg andeuten. Bei Betrachtung der wechselweise wirkenden Effekte dominiert jener zwischen Partikeldicke und -größe, gefolgt von jenem zwischen Partikelgröße und Anmaischen.

Mit Hilfe einer Signifikanzanalyse (siehe Tab. 3, rechts) ergibt sich das Bild, dass die Hauptfaktoren A und B einen signifikanten Einfluss besitzen, C jedoch nicht. Diese Erkenntnis passt zu dem vergleichsweise niedrigen Wert von C und der Annahme, dass reine Kunststoffe nur sehr

geringfügig durch das Anmaischen beeinflusst werden, ganz im Gegenteil zu Probenmaterial, welches auch aus Papier, Holz oder anderen biogenen Stoffen besteht. Interessanter Weise zeigt sich, dass auch die Querbeeinflussungen von Dicke und Durchmesser sowie von Durchmesser und Anmaischen signifikant sind.

Tab. 3: Auswertung der Versuchsreihe betreffend die Materialparameter.

Variante	Faktoren[1)]			$g_{PP,LG}$	
	A	B	C	μ	σ
(1)	-	-	-	99,15%	0,064
a	+	-	-	99,90%	0,100
b	-	+	-	97,99%	0,485
c	-	-	+	99,63%	0,041
ab	+	+	-	99,47%	0,128
ac	+	-	+	99,91%	0,017
bc	-	+	+	96,97%	0,567
abc	+	+	+	99,13%	0,209

Faktor[1)]	Mittlerer Effekt[2)]	Test der Signifikanz (α=0,01)		
		Variable F_i	Ablehnung F_0	Signifikanz
A	11,69	69,22	8,53	✔
B	-12,57	79,98	8,53	✔
C	-2,19	2,43	8,53	✘
AB	6,55	21,69	8,53	✔
AC	0,55	0,15	8,53	✘
BC	-4,64	10,90	8,53	✔
ABC	2,91	4,30	8,53	✘

[1)] A – Dicke; B – Durchmesser; C – Anmaischen; AB, AC, BC, ABC – wechselweise Beeinflussung.
[2)] Zur besseren Darstellbarkeit wurde bei der Berechnung mit 10 multipliziert.

3.2 Trennversuche an der Technikumsanlage

3.2.1 Verwendete Untersuchungsmethodik

Im Fokus der Trennversuche mit industriellen Reststoffen stand die Frage, ob die vorhandene Technikumsanlage unter Einstellung der zuvor ermittelten optimalen Prozessparameter in der Lage ist, diese zu verwertbaren Produkten aufzubereiten. Als Zielwerte für eine verwertbare Leichtgutfraktion wurden ein Polyolefingehalt und ein Polyolefinausbringen von mindestens 90 % angestrebt. Um Vergleichswerte für die unter idealen Bedingungen bestenfalls erzielbare Trenngüte zur Verfügung zu haben, wurden zuvor im Labor systematische Rohgutcharakterisierungen aller verwendeten industriellen Reststoffe mittels Siebanalyse und Schwimm-/Sink-Analyse vorgenommen.

Die zu behandelnden Reststoffe wurden in BigBags in vorzerkleinerter Form angeliefert. Das jeweils zuvor kurz angemaischte Aufgabegut wurde zunächst der Setzmaschine zugeführt, aus der im Batch-Betrieb eine kunststoffreiche Zwischen- und eine störstoffreiche Schwergutfraktion ausgetragen wurden. Die Zwischengutfraktion wurde hierauf dem Zentrifugalkraftscheider aufgegeben, welcher eine polyolefinreiche Leicht- und eine mit anderen Kunststoffen angereicherte Mittelgutfraktion erzeugte (vergleiche Abb. 1).

Mit jedem der auf Aufbereitbarkeit geprüften Reststoffe wurden zwei Versuchsdurchläufe durchgeführt, wobei aus einem Proben zur Schadstoffanalytik gezogen und dem anderen die Produkte zur Qualitätsüberprüfung und Erstellung von Massenbilanzen entnommen wurden.

3.2.2 Verwendetes Aufgabegut

Als Ergebnis der Rohgutcharakterisierung im Labor konnten die Partikelgrößenverteilungen sowie die Henry-/Reinhardt-Diagramme, zwei wichtige aufbereitungstechnische Schaubilder, angefertigt werden und daraus die Kennwerte „k80“ sowie der „mittlere Polyolefingehalt ($\bar{g}$PO)“ abgelesen werden. Diese Werte sind für drei Aufgabematerialien in Tab. 4 zusammengefasst. Diese wurden für diese Veröffentlichung ausgewählt, da sie repräsentative Vertreter für industrielle Reststoffe mit sehr hohem (A), sehr niedrigem (C) und durchschnittlichem (B) Polyolefingehalt sind.

3.2.3 Ergebnisse der Trennversuche an der Technikumsanlage

In Tab. 4 sind die Werte des Massenausbringens der Produkte der Trennprozesse mit den drei industriellen Reststoffen als Aufgabegut angeführt. Die erzielten Ergebnisse zeigen, dass sich ein kombiniertes Verfahren aus Setzmaschine und Zentrifugalkraftscheider grundsätzlich zur Anreicherung von Polyolefinen in einer Leichtgutfraktion eignet. Hierauf weisen vor allem die um bzw. über 90 % liegenden Werte des Inhaltsausbringens an Polyolefinen in den Leichtgutfraktionen hin. Die Gehalte an Polyolefinen in der Leichtgutfraktion wiesen hingegen nur einmal

den angestrebten Wert von mindestens 90 % auf. Dies kann an den gewählten Prozessbe-dingungen liegen, da bei den dargestellten Versuchen jeweils auf Ausbringen gefahren wurde, d.h. die Polyolefine möglichst vollständig in die Leichtgutfraktionen ausbracht werden sollten. Nicht ausgeschlossen werden kann die (wenngleich geringfügige) Erhöhung der Dichte des Trenn-mediums, was durch eine Eintrübung des Prozesswassers mit voranschreitender Versuchsdauer beobachtet werden konnte.

Tab. 4: Trennversuche mit industriellen Reststoffen als Aufgabegut.

Reststoff	Aufgabe[1)]		Masseausbringen Produkte			Leichtgutfraktion	
	k_{80} [mm]	$\bar{g}_{PO,A}$ [%]	$r_{m,SGF}$ [%]	$r_{m,MGF}$ [%]	$r_{m,LGF}$ [%]	$g_{PO,MGF}$ [%]	$r_{i,PO\ LGF}$ [%]
A	7,8	55,8	27,4	19,3	53,3	> 90,0	> 90,0
B	9,8	34,4	49,3	2,8	47,9	~ 90,0	~ 90,0
C	10,9	11,8	45,8	32,0	22,3	<< 90,0	> 90,0

[1)] Kennwerte aus der im Labor durchgeführten Rohgutcharakterisierung.

4 SCHLUSSFOLGERUNG BZW. ZUSAMMENFASSUNG

Aus den im Zuge des RSA Plastic Reborn bisher erzielten Ergebnissen konnten in Parameter-studien des Zentrifugalkraftscheiders eine hohe Pumpleistung sowie eine geringe Scheider-neigung als optimale Prozessparameter erkannt werden. Zudem steigt mit der Länge des Zentrifugalkraftscheiders dessen Prozessraumes und hierdurch erwartungsgemäß die Trenngüte. Weiters wurde ermittelt, dass als Materialparameter des Aufgabegutes eine Folienstärke von 300 µm sowie eine Partikelgröße kleiner 10 mm den Austrag dieser Partikel in die für sie vorbestimmte Fraktion begünstigen.

Aus den Trennversuchen an der Technikumsanlage konnten hohe Inhaltsausbringenswerte an Polyolefinen in die Leichtgutfraktion von um bzw. über 90 % erzielt werden. Die Gehalte an Polyolefinen in den Leichtgutfraktionen blieben meist unter dem Zielwert von 90 %, da die Be-triebsweise nicht auf die Erzeugung hochreiner Produkte, sondern auf möglichst geringe Wert-stoffverluste abzielte. Zusätzlich ist anzunehmen, dass die Eintrübung des Trennmediums bei einigen Reststoffen eine Verschiebung des Trennschnittes des Zentrifugalkraftscheiders bewirkte. Einer konsequenten Prozesswasserreinigung wird daher eine große Bedeutung beizumessen sein. Durch eine Entkoppelung der Wasserkreisläufe von Zentrifugalkraftscheider und Setzmaschine bzw. durch die Erweiterung hin zu einem mehrstufigen Prozess sollte es aber möglich sein, auch die Gehalte an Polyolefinen in der Leichtgutfraktion auf über 90 % zu heben.

Mit diesen Ergebnissen wurde die grundsätzliche Eignung der Kombination von Setzmaschine und Zentrifugalkraftscheider zur Abtrennung von Polyolefinen aus industriellen Reststoffen unter Beweis gestellt. Dadurch wurde der Grundstein zu weiteren Untersuchungen zur Steigerung der Produktqualität und zum Einsatz weiterer Ausgangsmaterialien gelegt.

LITERATUR

Bauer, M. (2014) *Mechanical processing of post-consumer plastics for chemical recycling,* Leoben, Austria, Dissertation am Lehrstuhl für Verfahrenstechnik des industriellen Umweltschutzes

Lederer, C. (2013) *Solvent-based depolymerization of polyolefins,* Leoben, Austria, Dissertation am Lehrstuhl für Verfahrenstechnik des industriellen Umweltschutzes.

Michaeli, W., Bittner, M. & Wolters, L. (1992) *Stoffliches Kunststoff Recycling*, München, Germany, Hanser Fachbuchverlag

File: 153

Polymer Recyclates for Technical Parts - Rec2TecPart

M. Katschnig & C. Holzer
Montanuniversitaet Leoben, Department of Polymer Engineering, Chair of Polymer Processing, Leoben, Austria

B. Hornitschek & B. Purgleitner
TCKT – Transfercenter für Kunststofftechnik GmbH, Wels, Austria

ABSTRACT: Rec2TecPart (Recyclates to Technical Parts) is an innovative process design for a cradle-to-cradle material flow of technical thermoplastics. The Rec2TecPart process is separated in modules (procurement, input management, recipe, production, technical part and LCC/LCA) which simplifies the implementation later on. Beforehand a company analysis should provide weaknesses and strengths of the actual process, implementation of the needed and adapted modules leads to the Rec2TecPart process subsequently. Once implemented, the process upgrades plastic waste by compounding to fabricate tailor-made materials ("RecHQ") for technical components in high quality. A key issue for success was the focus on product properties instead of trying to reach the material properties of virgin material.
Compounding was done on an intermeshing, co-rotating twin screw extruder including melt filtration and pumping. Mechanical, rheological, thermal and optical properties of RecHQ were determined and compared. Furthermore, an environmental life cycle costing was conducted.
To prove the suitability for daily use for both post-industrial and post-consumer waste, three case studies were executed. They verified that components made of 100 % RecHQ save at least 25 % CO_2 eq. and 20 % costs providing technical equal properties compared to virgin material.

1 INTRODUCTION

Society and legislation are focusing more and more on sustainability due to ecological and economic reasons. This means that materials in general have to be used in a more sustainable way and that waste has to be turned into a valuable resource again. Searching for sustainable approaches the resource efficiency has come into play. Thus regarding plastics a material flow from cradle to cradle would be a desirable solution. This approach already exists producing simple, low tech products out of down-cycled plastic waste. Producers of high-quality products on the other hand, like automotive applications, that need engineering plastics, are still far away from implementing recycled polymers on a larger scale. Reasons are for instance rigorous material specifications, demanding application requirements and the need for a stable and reproducible supply. Hence technical thermoplastic waste in Europe is for a big part still incinerated or dumped, which is neither resource-efficient nor saving CO_2. In the project Rec2TecPart (Recyclates to Technical Parts) - a cooperation and innovation project based on a network of small and medium-sized companies together with research institutes - that challenge is faced and a process was designed, that upgrades plastic waste by compounding to fabricate tailor-made materials ("RecHQ") for technical components. The Rec2TecPart process is separated in modules (procurement, input management, recipe, production, technical part and LCC/LCA) which simplifies the implementation later on. An analysis at the companies has provided weaknesses and strengths of the actual processes, implementation of the needed and adapted modules led to the Rec2TecPart process. A key issue for success was the focusing on the product properties instead of trying to reach the material properties of virgin material. To reach this goal all companies along the process have to be involved from the beginning to understand each other´s aims, limitations and problems.

2 DEVELOPMENT OF THE PROCESS REC2TECPART

At the beginning, we conducted a process survey at three recycling/compounding companies, which were involved in case studies later on as well. All actual process steps that were involved in the production of polymer recyclates were evaluated in-house and supplier/customer stages as well. Observation, questioning and filling in special forms for documentation served as survey methods. Focus was given on interface analysis, mostly between material supplier and component manufacturer. This was important for the product requirements, which determines the request to the recycled plastics.

The experiences from the actual process mapping and local discussions provided the basis for the new process. We designed Rec2TecPart in workshops and visualized it with MS Visio (fig. 1). The principle was a modular design, the modules can complement the actual company process to a Rec2TecPart process. The modules are named procurement, input management, recipe, production, technical part and LCA/LCC. Starting the process the process owner first negotiates a product requirement/specification with the component manufacturer. This is the basis for the procurement, input management, formulation of the master recipe and the control of production later on. Quality control gates over the whole process ensure that the upcycled material ("RecHQ") fulfilled all obligations. A process manual serves as implementation assistance and reference guide.

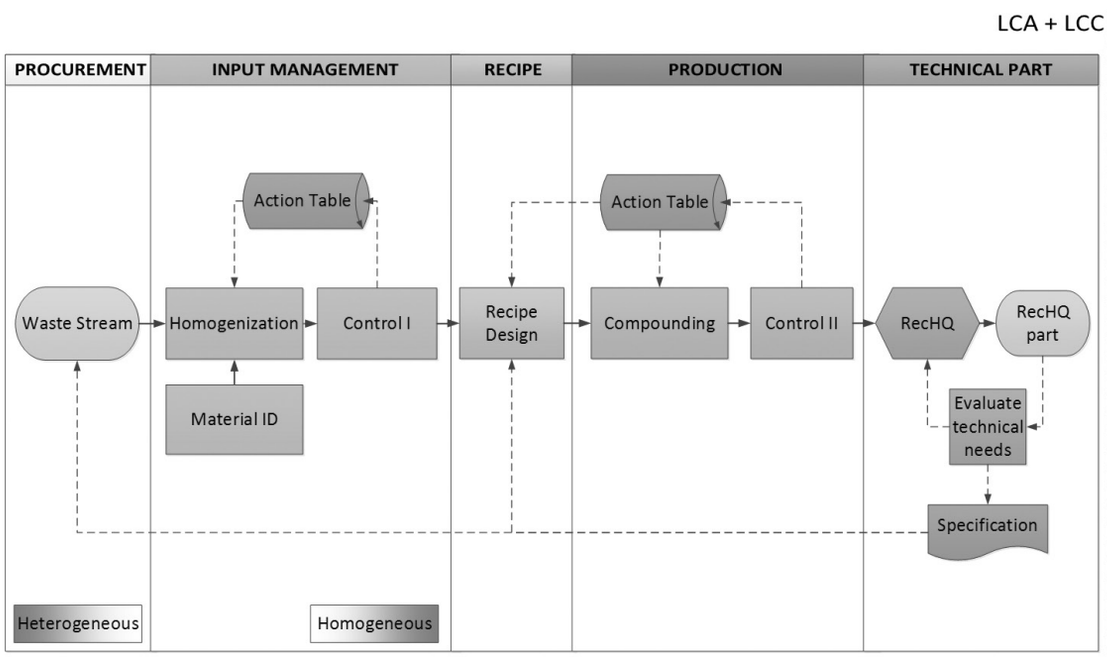


Fig. 1: Rec2TecPart process.

For evaluation of the process concept regarding post-industrial and post-consumer waste, three case studies were planned:

- Case study 1: catch spring made of recycled POM (PI).
- Case study 2: multi-layer film made of recycled PE/EVOH (PI).
- Case study 3: coffee machine part made of recycled PC/ABS (PC).

3 TOOLBOX OF REC2TECPART

Each process module requires a toolbox of appropriate methods. Once the new process was documented and the companies sought the missing modules to implement a full Rec2TecPart process, distinctive methods were listed and tested. Since there has been done very extensive work, we discuss in detail exemplarily three newly established tools, showing the examples in the three different companies:

3.1 Method "Fast and precise determination of input flow" in the module "Input Management" at company 1

Firstly we wanted to find out in a blind testing, what is included in a typical plastic waste input flow in company 1. We used hereby various detection approaches as spectroscopy methods, thermal analysis and bulk density. In the end, the best identification solution consisted of a 2-stage input control: ATR - IR device (infrared detection) followed by a DSC (heat flow analysis). This outcome was then implemented at company 1.

3.2 Method "Specific additives for PC/ABS" in the module "Recipe" for company 2

In recycled PC/ABS odor problems are often encountered caused by minimal POM contaminations. Another issue is the reduced impact resistance by mineral impurities such as glass etc. For this reason, specific additives were compounded into the PC/ABS for counteracting. This additive package was consisting of compatibilizers, impact modifiers and odor scavengers and was tested in a 2^3 full-factorial DoE on main factors and interactions. Results indicated that the used odor scavenger, a special zeolite, did not neutralize odor and had furthermore a negative effect on the impact strength. The scavenger even could destroy the positive effect of the impact modifier if dosed incorrectly. As "Best Mix" for the technical application PC/ABS +3 % impact modifiers could be identified.

3.3 Method "Environmental LCC" in the module "LCA/ LCC" for company 3

Life cycle costing (LCC) and life cycle analysis (LCA) are both techniques to evaluate all costs and environmental impacts related to a product throughout the entire life cycle (Klöpffer & Renner 2008). Recently a SETAC (Society of Environmental Toxicology and Chemistry) working group applied an LCC in parallel to an LCA called "Environmental LCC" (Dewulf et al. 2015). The aim was to provide a methodology to merge traditional LCC with LCA efficiently and consistently. LCC and LCA have a similar structure, conducting both analysis in one software makes sense.

We applied eLCC to the Rec2TecPart process of company 3 relating to ISO 14040ff with the following assumptions:

- Functional unit: injection mold component; 11.2 g.
- Compared: RecHQ part (POM Copo, PI) vs. original part (POM Delrin).
- System boundaries: Cradle 2 Gate.
- Assessment method LCA: Carbon Footprint (single issue); IPCC 2013 GWP 100a.
- Assessment method LCC: material costs.
- Software: SimaPro v 8.2.
- Data sources: primary data; secondary data: econinvent v3.2.

eLCC denoted that we could safe costs and CO_2 eq. substantially, if we manage to substitute virgin material by RecHQ by 100 %.

4 MAIN RESULTS

The concept of Rec2TecPart, including process implementation by module adaption and using of the Rec2tecPart toolbox, verified that components made of 100 % RecHQ save at least 25 % CO_2 eq. and 20 % costs providing technical equal properties compared to virgin plastics regarding part requirements (fig. 2). Hereby, talking about equal properties, a key issue was the focus on product properties instead of trying to reach the material properties of virgin material.
Moreover, Rec2TecPart as SME-suitable process can deliver complex technical components based on 100 % recyclates. Challenges like material specifications, demanding application requirements and a stable supply were faced successfully. Furthermore, both post-industrial and post-consumer plastic waste could be handled. We proofed that by the successful implementation of two case studies (case study 3 – part of a coffee machine – should be completed in the end of 2016).

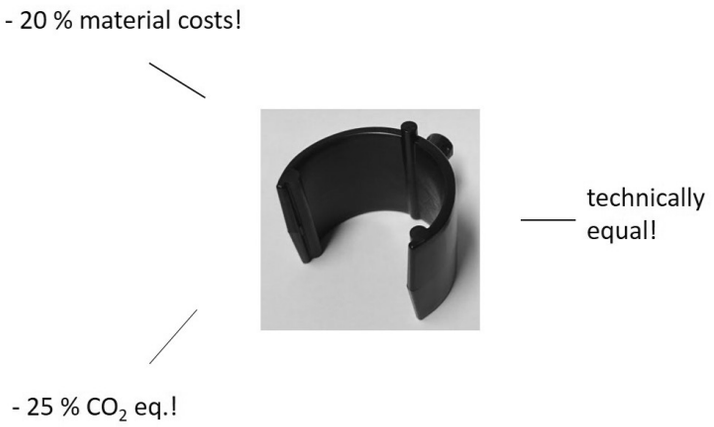


Fig. 2: By applying the Rec2TecPart process components could be made (here: catch spring based on 100 % POM-RecHQ) that reduce costs and CO_2 emissions at full technical usability.

Main characteristics of Rec2TecPart are:
- Modular adaption makes implementation easier concerning existing processes,
- less barriers between recycler and part producer,
- less risk concerning supply quality and
- RecHQ is economically and ecologically reasonable.

With that in mind the incineration or dumping of technical plastics is no longer needed and in essence a waste of resources!

5 ACKNOWLEDGEMENTS

The Austrian Research Promotion Agency FFG funded the project Rec2TecPart. Great thanks also to the entire project consortium, without this network a successful completion of the project would not have been possible:
- EckerREC – DI Andrea Ecker
- TCKT-Transfercenter für Kunststofftechnik GmbH
- ecoplus. Niederösterreichs Wirtschaftsagentur GmbH
- DI Monika Daucher Consulting
- Thermoplast-Kreislauf GmbH
- NGR-Next Generation Recyclingmaschinen GmbH
- Bodo Möller Chemie GmbH
- MBA Polymers Austria Kunststoffverarbeitung GmbH
- Gabriel-Chemie Gesellschaft m.b.H.
- HAIDLMAIR GMBH Werkzeugbau

REFERENCES

Dewulf, J., De Meester, S. & Alvarenga, R.A.F. (2015) *Sustainability Assessment Of Renewa-bles-Based Products: Methods And Case Studies*, John Wiley & Sons, p. 216.

Klöpffer, W. & Renner, I. (2008) Life-Cycle Based Sustainability Assessment of Products. Chapter 5 in: Schaltegger, S. et al.: *Environmental Management Accounting for Cleaner Pro-duction.* Springer, pp. 91-102.

File: 161

Strategische Metalle aus Telekommunikations-Netztechnik: Endlich eine Chance für Robotik?

S. Kreibe & A. Förster
bifa Umweltinstitut GmbH, Augsburg, Deutschland

KURZFASSUNG: Die Deutsche Telekom Technik GmbH (Telekom) baut im Rahmen der Erneuerung der Telekommunikations-Netztechnik in erheblichem Umfang Alttechnik ab. Die Verwertung erfolgt bereits heute auf hohem Niveau. Um dennoch Möglichkeiten zu einer weiteren Verbesserung der Recyclingquote von strategischen Rohstoffen zu identifizieren hat die Telekom die bifa Umweltinstitut GmbH (bifa) beauftragt, ihre Abbau- und Verwertungsprozesse zu untersuchen und Vorschläge zur Weiterentwicklung zu erarbeiten. An der Bearbeitung des Projektes wirkten neben bifa auch die Electrocycling GmbH in Goslar sowie die KUKA Systems GmbH in Augsburg mit. Im Bereich der strategischen Metalle zeigen sich interessante Potenziale, die vor allem die Leiterplatten betreffen. Eine gezielte Entstückung von Leiterplatten aus dem Elektronikschrott scheiterte bisher insbesondere an der Vielfalt der Leiterplatten-Bauformen. Im Falle der Telekommunikations-Netztechnik ist die Ausgangssituation insbesondere für die Separation von Tantal-Kondensatoren wesentlich besser. Nicht alle Tantal-Kondensatoren und nicht alle untersuchten Leiterplatten sind für eine wirtschaftliche Entstückung geeignet. Mit einem pragmatischen Roboterkonzept bestehen dennoch gute Aussichten für eine wirtschaftliche Realisierung.

1 EINLEITUNG

Die Deutsche Telekom Technik GmbH (Telekom) baut im Rahmen der Erneuerung der Telekommunikations-Netztechnik in erheblichem Umfang Alttechnik ab. Die Verwertung erfolgt bereits heute auf hohem Niveau. Um dennoch Möglichkeiten für eine weitere Verbesserung der Recyclingquote von strategischen Rohstoffen zu identifizieren hat Telekom die bifa Umweltinstitut GmbH (bifa) beauftragt, ihre Abbau- und Verwertungsprozesse zu untersuchen und Vorschläge zur Weiterentwicklung zu erarbeiten. An der Bearbeitung der in diesem Beitrag beschriebenen Aspekte des Projektes wirkten neben bifa auch die Electrocycling GmbH in Goslar (ECG) sowie die KUKA Systems GmbH in Augsburg (KUKA) mit.

bifa hat die Prozesse vom Abbau der Alttechnik über die mechanische Aufbereitung bis hin zur metallurgischen Verwertung analysiert und auftretende Metallverluste bilanziert. Ein Teil dieser Verluste ist mit den derzeit realistischen Verfahren nicht zu vermeiden. Vor allem für Leiterplatten zeigten sich im Bereich der strategischen Metalle aber durchaus interessante Potenziale.

In der Vergangenheit wurde mehrfach analysiert, ob es wirtschaftlich möglich ist, per Robotik gezielt Bestückungskomponenten von Leiterplatten aus dem Elektronikschrott zu separieren. Solche Ansätze scheiterten bisher insbesondere an der Vielfalt der Leiterplatten-Bauformen. Im Falle der Telekommunikations-Netztechnik ist die Ausgangssituation deutlich besser.

2 VORAUSSETZUNGEN

Schon vor Jahrzehnten wurden Untersuchungen zur Demontage von Elektronikschrott und zur gezielten Entfernung von Bauteilen aus Leiterplatten per Roboter durchgeführt. Im Fokus stand damals die Gewinnung von Bauteilen zur Wiederverwendung. Das Fazit der Untersucher war, dass Robotik im Vergleich zur manuellen Entstückung die Kosten halbieren könnte, dass aber „gegenwärtig - wenn überhaupt – eine automatisierte Anlage nur möglichst voll ausgelastet wirtschaftlich sinnvoll ist.“ (Hesselbach et al. 1996).

Heute sind die Voraussetzungen besser, denn die Robotertechnik hat sich bei sinkenden Kosten erheblich weiterentwickelt. Die Wiederverwendung von Leiterplattenbestückungskomponenten aus Altgeräten wird allerdings kaum mehr diskutiert; heute steht die verbesserte Rückgewinnung sogenannter strategischer Metalle im Vordergrund des Interesses. Die Herausforderungen haben sich hingegen kaum verändert. So hat der Robotereinsatz immer dann gute Aussichten auf Wirtschaftlichkeit wenn Handhabungsvorgänge von großer Häufigkeit und Einheitlichkeit durchzuführen sind. Insbesondere im Falle der automatischen Demontage typischerweise in Sammlungen erfasster Gebrauchtgeräte hat dieser Ansatz schon aufgrund der großen Variantenvielfalt der Geräte kaum Aussichten auf Erfolg. Selbst wenn das zu verarbeitende Material nach Stückzahl und Einheitlichkeit grundsätzlich geeignet ist, stellt sich immer noch die Frage, ob der zusätzlich generierte Wert den Prozess finanzieren kann. Dem stehen gerade im Falle bisher nicht zurückgewonnener Metalle deren meist sehr geringe Konzentrationen in den Geräten und Bauteilen entgegen (siehe z.B. Kreibe & Pitschke 2014).

Leiterplatten aus der Telekommunikationsinfrastruktur der Telekom zeichnen sich aber durch Besonderheiten aus, die gute Voraussetzungen für eine wirtschaftliche Entstückung per Roboter bieten. Sie treten in großen Stückzahlen auf und ihre Typenvielfalt ist überschaubar. Die wesentlichen Abmessungen der Platinen sind zudem innerhalb einer Technikgeneration einheitlich. Vor allem aber hat die Telekom direkten Zugriff auf die Mengen und die Leiterplatten werden ohnehin in einem kontrollierten Prozess ausgebaut und gesichtet, wodurch eine Separierung für eine Entstückung geeigneter Platinen nur geringen Zusatzaufwand bedeuten würde.

3 MATERIAL

3.1 Leiterplatten und Metallgehalte

Zunächst wurde eine umfangreiche Analyse von Leiterplattentypen aus der Vermittlungstechnik vorgenommen. Abb. 1 zeigt Ergebnisse chemischer Analysen von 9 Leiterplattentypen für wichtige, bisher aus dem Material nicht zurückgewonnene Metalle.

	Neodym		**Gallium**		**Germanium**		**Indium**		**Tantal**	
	[g]	[€]*	[g]	[€]*	[g]	[€]*	[g]	[€]*	[g]	[€]
Platine 1	0,161	0,011	0,205	0,076	-	-	-	-	1,553	0,334
Platine 2	0,316	0,022	0,087	0,032	-	-	-	-	0,294	0,063
Platine 3	0,430	0,029	0,107	0,040	-	-	-	-	0,240	0,052
Platine 4	0,611	0,042	0,267	0,099	0,102	0,101	0,140	0,066	1,910	0,411
Platine 5	0,062	0,004	0,201	0,075	0,077	0,076	0,039	0,019	1,935	0,416
Platine 6	0,331	0,023	0,150	0,056	0,079	0,078	0,039	0,019	2,046	0,440
Platine 7	0,380	0,026	0,111	0,041	0,094	0,093	0,029	0,014	2,048	0,440
Platine 8	0,245	0,017	0,113	0,042	0,060	0,059	0,030	0,014	3,284	0,706
Platine 9	0,467	0,032	0,246	0,091	-	-	0,135	0,064	1,094	0,235
ϕ	**0,334**	**0,023**	**0,165**	**0,061**	**0,082**	**0,081**	**0,069**	**0,033**	**1,600**	**0,344**

*** Primärrohstoffpreise!**

Abb. 1: Masse und Wert derzeit nicht zurückgewonnener Elemente in verschiedenen Leiterplatten aus Te-lekommunikations-Infrastruktur. Angegeben als Neuwarewert der Metallmengen; Tantal als recherchierter Marktpreis für Tantal in Form von Tantalkondensatoren.

Die Wertermittlung erfolgte nach Metallpreisen aus (USGS 2016) und anderen Quellen. Um den Einfluss von Preisschwankungen zu reduzieren, wurden die Metallpreise über fünf Jahre gemittelt. Für Tantal wurde ein recherchierter Marktpreis für Kondensatoren zur Tantalrückgewinnung zugrunde gelegt. Für die übrigen Metalle sind derzeit keine Bauteil-Marktpreise verfügbar weil hier ein solcher Markt nicht existiert. Die Wertangaben dieser Metalle bilden daher - im Gegensatz zu Tantal – den Aufwand für ihre Rückgewinnung aus den Bauteilen nicht ab.

Dennoch weist in allen neun Leiterplatten Tantal den größten Wert auf. Im Durchschnitt liegt er bei etwa 0,34 €. Die Werte für Germanium und Gallium liegen bei weniger als einem Viertel dieses Wertes. Diese beiden Metalle sind zudem auf viele Bauteile verteilt. Die Neuwarewerte von Indium und Neodym liegen gar um etwa eine Größenordnung niedriger. Selbst wenn diese

Metalle in jeweils einem Bauteil konzentriert vorlägen, könnten sie die Kosten der unter optimistischen Annahmen erforderlichen Zeit für einen Griff des Roboters nicht ausgleichen. Zudem ist eine Separation nur zielführend, wenn für die Bauteile ein Markt besteht, in dem diese Metalle vergütet werden. Dies ist jedoch nur bei Tantalkondensatoren der Fall. Selbst wenn die Entstückung weiterer Bauteile erfolgversprechend wäre, könnte dies zur Wirtschaftlichkeit des Prozesses nicht nennenswert beitragen. Hierfür ist letztlich der Wert der Tantalkondensatoren entscheidend.

3.2 Die Tantalkondensatoren

Die Tantalkondensatoren von häufigeren Platinentypen wurden im Labor auf ihren Tantalgehalt hin untersucht. Abb. 2 zeigt die Ergebnisse in Form des angenommenen Marktwertes der Kondensatoren.

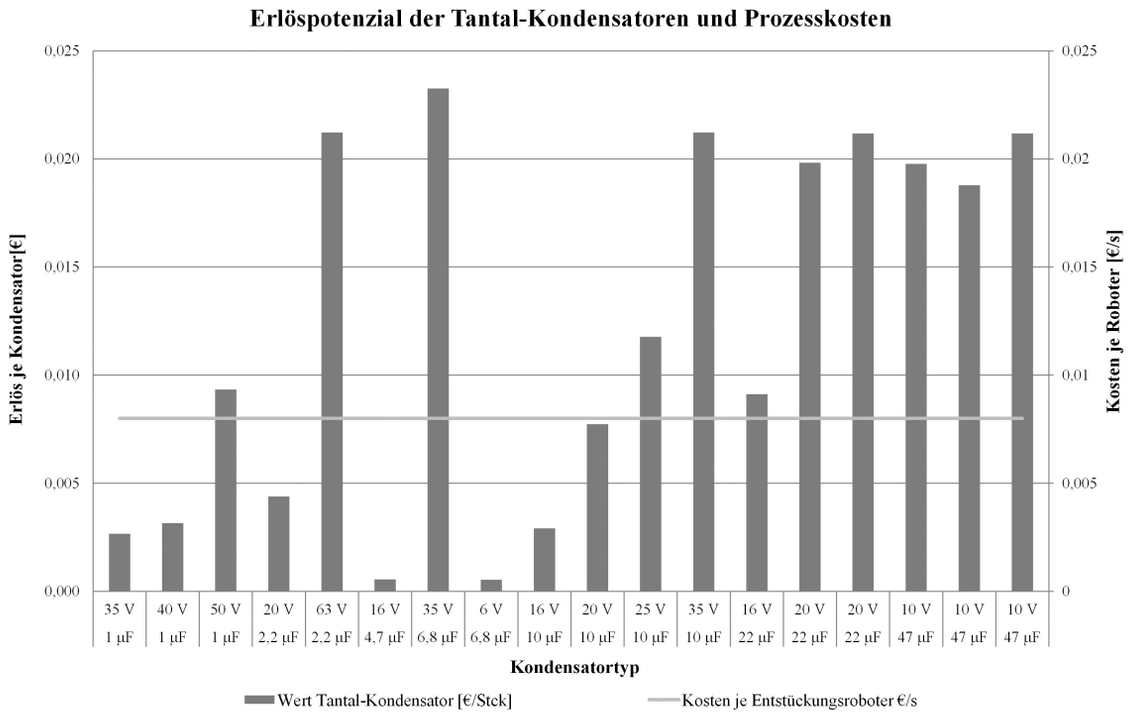


Abb. 2: Erlöse für unterschiedliche Tantalkondensatoren. Linie: Kosten der Roboteranlage für eine Sekunde Betriebszeit (konservative Annahme gemäß erster grober Kostenschätzung).

Die Tantalgehalte liegen zwischen weniger als einem und etwa 0,023 € je Kondensator. Die Kosten der Robotikanlage wurden zunächst nur orientierend abgeschätzt und in Kosten pro Sekunde Roboterzeit umgerechnet. Unter der Annahme, dass die Entfernung eines Kondensators mindestens eine Sekunde Roboterzeit benötigt, ist die Entstückung für etwa ein Viertel der Kondensatortypen unwirtschaftlich. Selbst eine Halbierung der Roboterzeit würde daran wenig ändern. Ein Teil der Kondensatoren kommt damit für die wirtschaftliche Entstückung nicht in Frage. Dennoch bleibt der Ansatz interessant, denn ein großer Teil insbesondere der häufig vorkommenden Kondensatoren hat einen Stückwert von immerhin ca. 0,02 €.

Die Position der Kondensatoren auf den Leiterplatten ist ein weiteres wichtiges Kriterium für ihre wirtschaftliche Entstückbarkeit. Wenn der Greifer des Roboters verwinkelte Wege fahren muss, um ein Bauteil zu erreichen, steigt der Zeitbedarf und damit die Kosten; muss er gar andere Bauteile entfernen, um an die Kondensatoren zu gelangen, refinanziert sich dieser Aufwand auch für hochwertige Kondensatoren nicht. Die folgende Abbildung zeigt typische Einbausituationen.

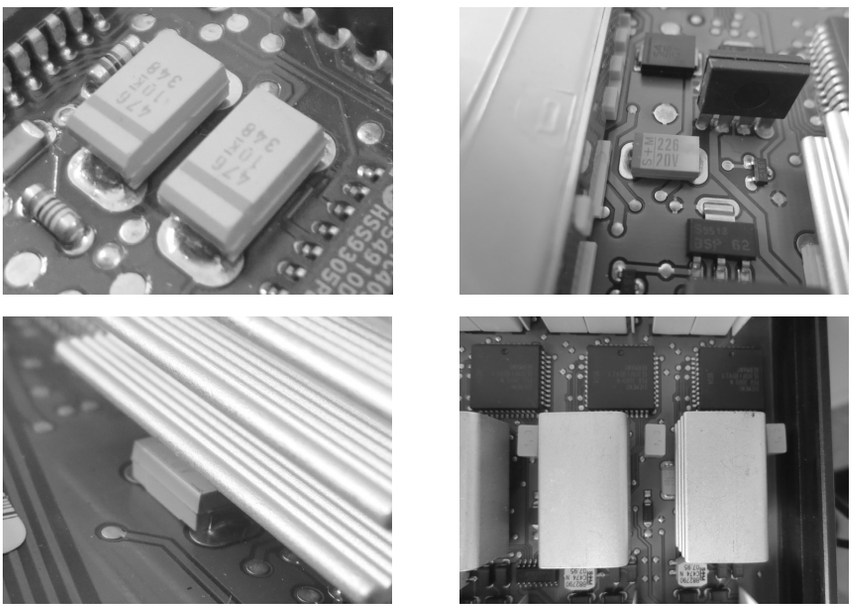


Abb. 3: Typische Einbausituationen von Tantalkondensatoren.

Oben links im Bild ist eine ideale Einbausituation dargestellt. Hier können zwei gut zugängliche Kondensatoren durch direkten Zugriff mit einem Robotergriff gleichzeitig entfernt werden. Die beiden unteren Situationen erfordern einen „Griff um die Ecke“ oder gar die vorherige Entfernung anderer Bauteile. Ob sich die Entfernung eines Kondensators rechnet hängt somit von seinem Tantalgehalt und von seiner Zugänglichkeit ab. Eine Vielzahl von Platinentypen wurde unter diesen Gesichtspunkten untersucht. Die folgende Abbildung zeigt beispielhaft die Ergebnisse für eine Leiterplatte.

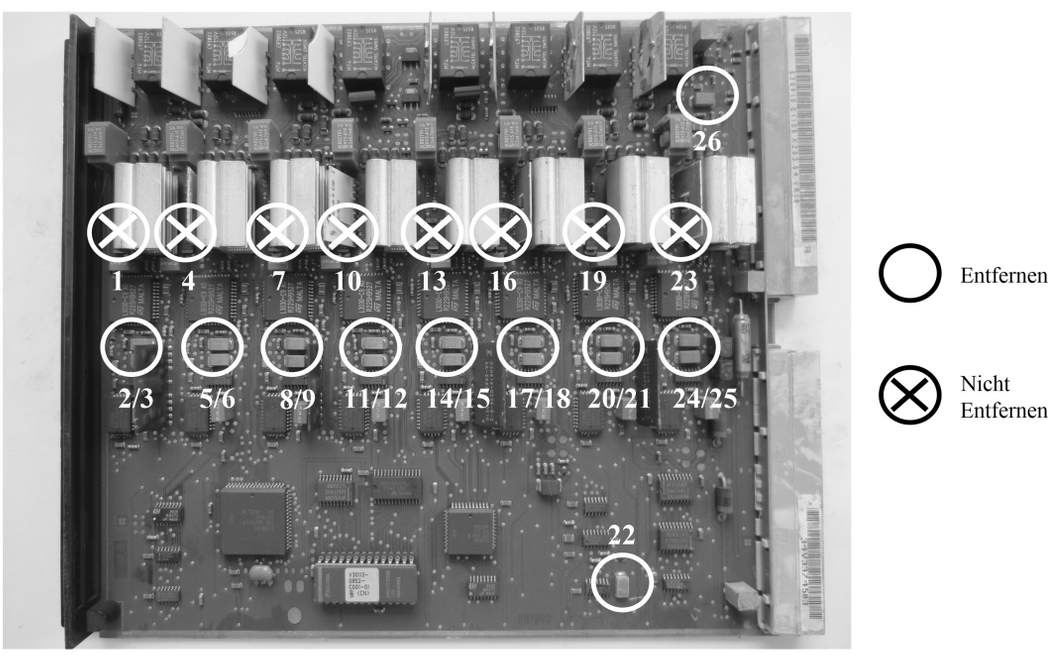


Abb. 4: Kennzeichnung der zu entfernenden und der nicht zu entfernenden Tantalkondensatoren auf einer Platine (Beispiel).

Zusätzlich muss die Stückzahl jedes Platinentyps berücksichtigt werden. Es gibt auch in der Telekommunikationsnetztechnik Platinentypen, die in so geringen Stückzahlen verbaut wurden, dass die Programmierung oder das Training eines Roboters wirtschaftlich nicht möglich ist. Platinentypen, die nur ein oder zwei hochwertige Tantalkondensatoren enthalten, müssen ebenfalls aus dem Prozess herausgenommen werden weil ihr Wert schon die Kosten für Aussortieren,

Positionieren und Auswerfen nach der Entstückung nicht refinanzieren kann.

Für eine Entstückung per Roboter sind somit nur Platinen geeignet, die eine hinreichende Anzahl hochwertiger und leicht zugänglicher Tantalkondensatoren enthalten. Glücklicherweise ist dies bei einem großen Teil der von Telekom verbauten Platinen der Fall.

4 DIE ROBOTIKLÖSUNG

4.1 Das Basiskonzept

Die Rückbaumaßnahmen der Telekom werden sich über einen Zeitraum von wenigen Jahren erstrecken. Die Verfügbarkeit weiterer wirtschaftlich entstückbarer Leiterplatten ist fraglich. Die Robotik-Anlage muss sich daher über die begrenzte Stückzahl an Leiterplatten aus der Telekommunikations-Infrastruktur amortisieren und sie muss in der Lage sein, die anfallenden Mengen binnen weniger Jahre zu verarbeiten. Aus diesem Grunde wurde zunächst ein möglichst pragmatisches und damit kostengünstiges Anlagenkonzept entwickelt.

Die folgende Abbildung zeigt vereinfacht den Ablauf im Kernprozess der Roboteranlage.

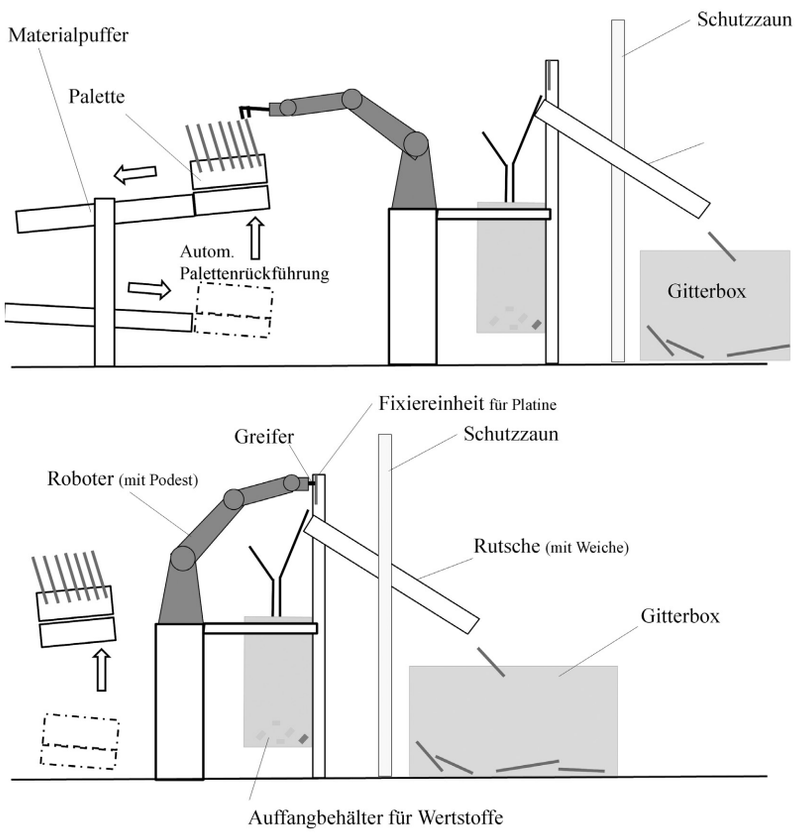


Abb. 5: Kernprozess des Entstückungsvorgangs (Bild: KUKA).

Die einheitlichen Abmessungen der Platinen bieten beste Voraussetzungen für ihre Fixierung und Führung in der Anlage. Eine Barcodemarkierung ist nur bei einem Teil der Platinen vorhanden. Schon deshalb kommt sie für eine automatische Identifizierung nicht in Frage. Jede Platine wird schon heute per Sichtkontrolle auf Schadstoffe untersucht. Die Aus- und Vorsortierung geeigneter Platinen kann in diesem Zusammenhang manuell erfolgen. Die zusätzliche Sortierung tantalhaltiger Platinen nach Bauformen stellt nur einen geringfügigen Mehraufwand dar. Für die Entstückung geeignete Platinen werden in Gitterboxen zwischengelagert. Die Materialträger der Robotikanlage werden aus diesen Gitterboxen manuell bestückt. Aus einem in der Anlage automatisch nachgeführten Satz an Materialträgern versorgt sich die Roboteranlage dann selbst bis dieser Materialpuffer leer ist. Der Roboter entnimmt die Leiterplatten einzeln aus dem Materialpuffer und setzt sie in einen Fixierrahmen. Dann entfernt er die Tantalkondensatoren. Sie fallen über einen Trichter in einen Behälter. Die verbleibende Leiterplatte wird über

eine Rutsche in eine Gitterbox abgeworfen und dem üblichen Leiterplattenrecycling zugeführt. Am Ende der zweiten Arbeitsschicht im Betrieb wird sichergestellt, dass der Materialpuffer voll belegt ist, um so eine autarke Entstückung für weitere vier Stunden auch außerhalb der Betriebszeit zu gewährleisten. Mit dieser Anlage kann eine wirtschaftliche Entstückung gelingen.

4.2 Optimierungsansätze

Um die Wirtschaftlichkeit weiter zu verbessern, wurden mögliche Optimierungsansätze geprüft. Auch hierbei ist die begrenzte Menge an Leiterplatten zu berücksichtigen: Verbesserungen sind nur dann zielführend, wenn sie durch Einsparung von Investitions- oder Betriebskosten gegenfinanziert werden können oder wenn sie die Entstückung hinreichender Mengen weiterer Platinentypen wirtschaftlich werden lassen. Unter anderem wurden folgende Ansätze geprüft:

- Automatische Entnahme aus der Gitterbox: spart Aufwand zur Bestückung der Warenträger; Entwicklungsaufwand erheblich; langer Greifarm erforderlich um auf den Boden der Gitterbox zu gelangen nicht wirtschaftlich,
- Automatische Entnahme vom Band: spart Aufwand zur Warenträger-Bestückung; grundsätzlich machbar, allerdings nur sinnvoll, wenn das Band nicht eigens bestückt werden muss; da dies nicht realisierbar ist wäre die Reduzierung des Arbeitszeitaufwandes nur gering und es würde der Materialpuffer entfallen → nicht wirtschaftlich,
- Kamerasystem zur Erkennung der Platinentypen: vorher aussortierte entstückungsfähige Platinen müssen nicht Typ-sortiert werden; reduzierter Sortier- und Lageraufwand, größere Flexibilität der Anlage; vsl. zu vertretbaren Kosten machbar → aussichtsreiche Option,
- Kamerasystem zur Erkennung von Tantalkondensatoren: Platinen können unsortiert und ohne vorherige Analyse der Platinen verarbeitet werden, auch Platinen mit geringeren Stückzahlen verarbeitbar; aber: geeignete und trennscharfe Merkmale fehlen; Entwicklungsaufwand; Analysezeit würde den Prozess verlangsamen → nicht wirtschaftlich,
- Werkzeugwechsel für ungünstige Einbausituationen: würde Zahl der entfernbaren Kondensatoren steigern; aber: jeder Werkzeugwechsel kostet Prozesszeit → nicht wirtschaftlich und
- Entstückungsroboter mit 4-Achsen-Parallelkinematik: sehr viel schneller und zu vertretbaren Kosten verfügbar; diese Roboter können allerdings nur von oben greifen; erheblicher Materialverlust da nur direkt greifbare Kondensatoren entfernt werden können → nicht wirtschaftlich.

5 SCHLUSSFOLGERUNG

Leiterplatten aus Telekommunikations-Netztechnik bieten beste Voraussetzungen für eine Separierung von Tantal-Kondensatoren per Roboter. Die Wirtschaftlichkeit ist bisher aufgrund zu geringer Platinenstückzahl noch nicht verlässlich gesichert. Derzeit erfolgt die Analyse weiterer möglicher Leiterplatten-Quellen sowie weiterer Ansätze zur Optimierung der Anlage. Unvermeidbar bleibt das Risiko der Entwicklung des Tantal-Preises. Die Ergebnisse dieser Studie zeigen, dass im Falle der sehr hochwertigen und einheitlichen Leiterplatten aus der Telekommunikations-Netztechnik eine gezielte Separation von Bauteilen per Robotik gute Aussichten für eine wirtschaftliche Realisierung bestehen. Sie zeigen aber auch, dass dies selbst bei den hier gegebenen guten Voraussetzungen nicht einfach ist. Reelle Chancen bestehen auch hier nur für Tantal-Kondensatoren. Die Arbeiten werden fortgesetzt.

LITERATUR

Hesselbach, J., Friedrich, R., Cats, P. & Schöps D. (1996) A*utomatisierte Demontage elektronischer Altgeräte und Bestimmung der Recyclingmöglichkeiten.* Abschlussbericht zum Projekt, Aktenzeichen 01540, gefördert von der Deutschen Bundesstiftung Umwelt, S. 39.

Kreibe, S. & Pitschke, T. (2014) Elektronikschrott: Setzen wir die richtigen Schwerpunkte? In: *DepoTech 2014, Tagungsband zur 12. DepoTech Konferenz*, Montanuniversität Leoben, 4.-7.11.2014, Eigenverlag. S. 253-258.

USGS (2016) *Mineral Commodity summaries 2016*; US Geological Survey.

File: 162

Rückgewinnung von Seltenerd- und Platingruppenmetallen aus Aufbereitungs- und Produktionsrückständen

C. Gellermann, K. Kazmierczak, G. Homm, T. Brämer & R. Stauber
Fraunhofer-Institut für Silicatforschung ISC, Projektgruppe IWKS, Alzenau und Hanau, Deutschland

KURZFASSUNG: Bei der Herstellung von Autoabgaskatalysatoren werden ca. 31 % der Weltplatin (Pt)-, 57 % der Palladium (Pd)-, 84 % der Rhodium (Rh)- und 17 % der Cer (Ce)- Produktion verbraucht. Demzufolge kommt hier dem Recycling eine bedeutende Rolle zu. Bei den Recyclingverfahren, die heute großtechnisch betrieben werden, entstehen große Mengen an Schmelzrückständen (Schlacken), die kritische Metalle aus der Gruppe der Seltenerden (SE) sowie Edelmetalle enthalten. Auch in den Produktionsrückständen von Flintgläsern, die zur Fertigung bspw. von Prismen, Mikroskopen, Linsen verwendet werden, sind die Seltenerdelemente in nicht vernachlässigbaren Mengen vorhanden. Die Gläser enthalten hohe Lanthan-Anteile von bis zu 40 Gew.- % und sind damit eine geeignete Lanthan-Rohstoffquelle. Bisher werden diese Elemente nicht zurückgewonnen, da eine adäquate Verfahrenskette von der Zerkleinerung über die Rückgewinnung bis hin zum Wiedereinsatz fehlt. Daher ist unser Ziel die genannten Elemente nicht nur zu extrahieren, sondern auch in verwertbare Produkte zu überführen und damit den Wertstoffkreislauf zu schließen. Die beim Recycling in großer Menge vorliegende mineralische Restfraktion soll zudem als Sekundärprodukt in der Erzeugung moderner Baustoffe zum Einsatz kommen. Für die Glasfraktion ist ein Einsatz im Straßen- und Wasserbau anvisiert.

1 EINLEITUNG

Die Versorgung der deutschen Wirtschaft mit Rohstoffen für die Entwicklung von Hochtechnologien steht mehr denn je auf der Agenda für Politik und Gesellschaft. Durch das Bekenntnis Deutschlands zu einer umfassenden Umwelt- und Klimaschutzpolitik hat sich ein Wandel hin zu nachhaltigen Produkten, die wiederum ressourcen- und energieeffizient hergestellt sind, vollzogen. Mit den dafür notwendigen Technologien steigt die Nachfrage an speziellen Werkstoffen, die häufig ein sehr breites Spektrum an Elementen des Periodensystems enthalten. Sowohl die Platingruppenmetalle als auch die Seltenen Erden sind heute in der Industrie stark gefragt. In vielen industriellen Anwendungen sind sie zur Herstellung von Hightech-Produkten unerlässlich. Etwa 18 % der SE werden in der Metallurgie als Legierung bei Stahl eingesetzt. Weiterhin werden ca. 25 % in Permanentmagneten eingebaut. Zusätzlich werden ca. 6 % zur Dotierung von Leuchtstoffen in der Beleuchtungs- und Bildschirmindustrie sowie in Sauerstoffsensoren benötigt. 20 % der SE werden in der Keramik- und Glasindustrie als Glaspolitur, Entfärber, UV-Absorber oder in optischen Gläsern verwendet (Brixa 2010). Weiterer Anwendungsbereich umfasst Katalysatoren (16 %). In Automobilkatalysatoren wird vor allem Cer, aber auch Lanthan und Lutetium eingesetzt, um die Emission von Stickstoffoxiden zu verringern. Sie ersetzen zu großen Teilen Platin und andere Edelmetalle und wirken damit kostensenkend (Kingsnorth 2010, 2011).

Die Recyclingquote der Seltenerdelemente liegt derzeit im niedrigen Prozentbereich. Um diese mittelfristig signifikant zu erhöhen, werden die Produktion- und Aufbereitungsrückstände von optischen Gläsern bzw. Autoabgaskatalysatorschlacken als potenzielle Rohstoffquelle gesehen. Abb. 1 zeigt die Rohstoffwerte in Katalysatorwerkstoffen und stellt die Aussichten eines Autokatalysatorrecyclings heraus.

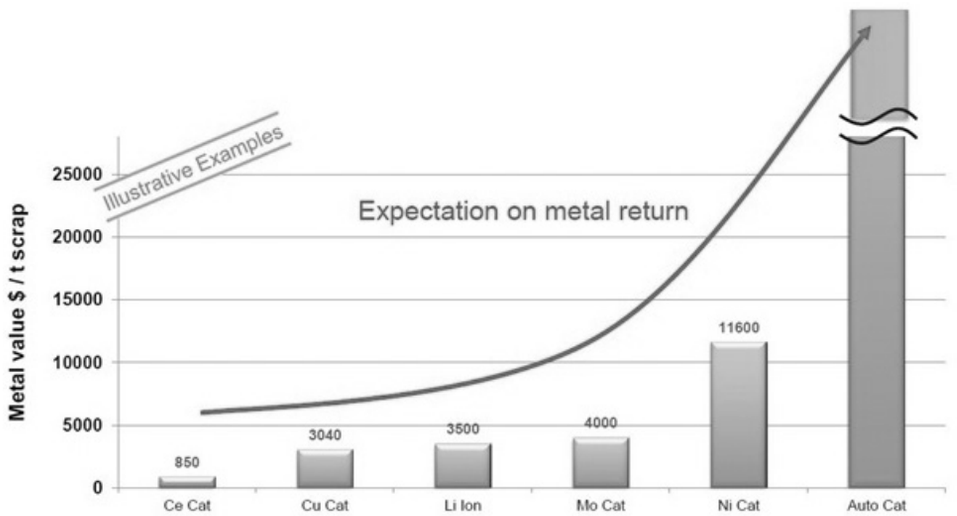


Abb. 1: Rohstoffwerte in Katalysatorwerkstoffen (Vorgerd 2014).

2 ZIEL

Unser Vorhaben ist ausgerichtet auf die Rückgewinnung von Seltenerdelementen (vor allem Cer, Lanthan) und Platingruppenmetallen (PGM) zum einen aus Schlacken, die beim Recycling von Autoabgaskatalysatoren anfallen, und zum anderen aus optischen Flintgläsern. Bei letzteren liegt der Fokus vor allem auf Seltenerdelementen wie Lanthan, Cer, Neodym und Praseodym (Abb. 2).

Die mineralische Restfraktion soll im Hinblick auf eine mögliche Verwendung als Sekundärprodukt im bauchemischen Bereich angewendet werden. Darüber hinaus wird untersucht, inwiefern der dem Recycling von Abgaskatalysatoren zugrunde liegende Schmelzprozess ressourcen- und energieeffizienter durchgeführt werden kann (Abb. 2).

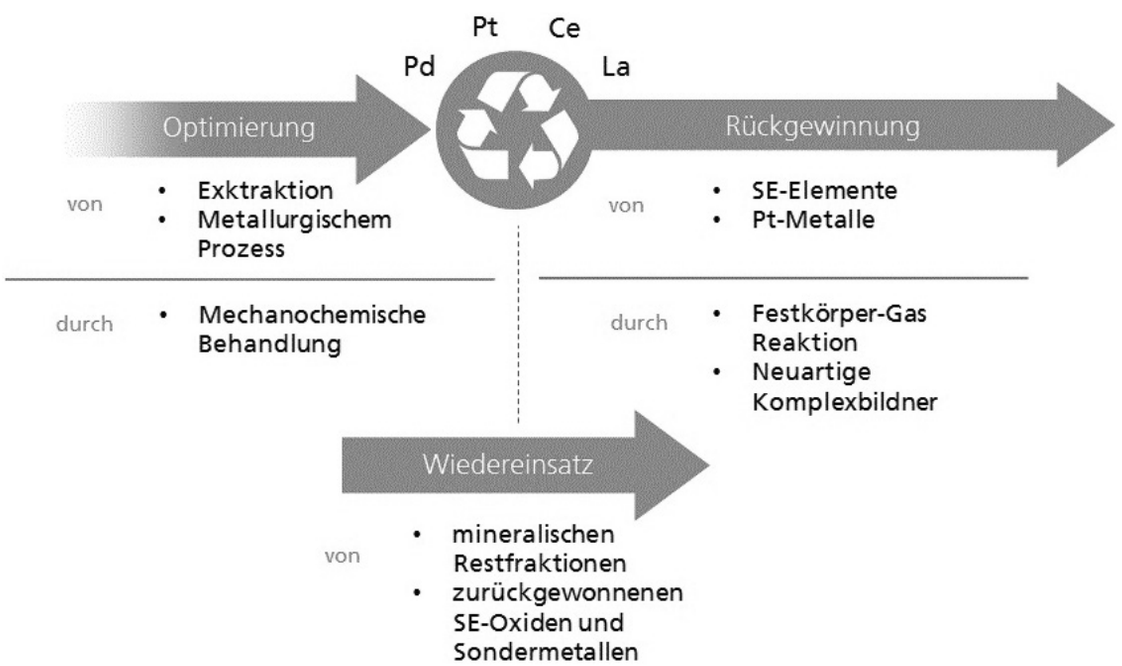


Abb. 2: Ziel des Vorhabens.

2.1 Mechanische Aufbereitung von Schlacken und Gläsern

Die Aufbereitung von Schlacken- und Gläsersystemen kann mit verschiedenen Verfahren zur mechanischen Zerkleinerung erfolgen. Dabei werden durch den Einsatz von hochenergetischen Mahlverfahren neue Oberflächen geschaffen, um die verbleibenden Metalle anschließend leichter nasschemisch oder mittels chemischer Gasphasentransportreaktionen zu separieren.

2.2 Nasschemische Behandlung

Bei der nasschemischen Behandlung von Schlacken und Gläser werden in Abhängigkeit des pH-Wertes Lösungs- und Fällungsreaktionen eingesetzt. Dabei steht im Vordergrund, bei niedrigen Temperaturen und unter normalem Druck arbeiten zu können. Weiterhin spielt die Verwendung von Extraktionsverfahren unter Einsatz von herkömmlichen Phosphor- oder Stickstoffhaltigen Extraktionsmitteln und ionischen Flüssigkeiten eine große Rolle, um ein Seltenerd-Konzentrat herzustellen.

2.3 Physikalisch-chemische Behandlung der Schlackenfeinfraktion und der optischen Gläser mittels Festkörper-Gas-Reaktionen

Alternativ zur nasschemischen Behandlung werden die Seltenerdelemente mit Hilfe von Festkörper-Gas-Reaktionen aus der mechanisch aufbereiteten Schlackenfraktion bzw. den entsprechend vorbehandelten optischen Gläsern abgetrennt. Die chemischen Gasphasentransportreaktionen ermöglichen es, kleine Anteile werthaltiger Elemente über die Gasphase anzureichern und so selektiv abzutrennen. In dem Prozess soll zusätzlich das Reaktivgas im Kreislauf geführt werden, was dessen Verbrauch minimiert.

2.4 Wiedereinsatz der mineralischen Aufbereitungs - und Produktionsrückstände

Die bearbeiteten Restfraktionen sollen perspektivisch für den Bereich der Baustoffe qualifiziert werden. Das Material wird dazu als Zuschlagstoff bei der Herstellung von Produkten wie Betonen, Geopolymeren bzw. als auf Silikat basiertem Kleber eingesetzt werden. Zusätzlich wird angestrebt, ein Einsatz im Verkehrswegebau oder im Straßen- und Wasserbau zu ermöglichen. Erste Untersuchungen der Schlackenmaterialien zeigen, dass die mit Säure bearbeiteten Schlacken eine eingeschränkte Verwendbarkeit im bauchemischen Bereich aufweisen können. Demzufolge werden derzeit verschiedene Säurekonzentrationen getestet, um eine geforderte Materialqualität zu erreichen.

3 ZUSAMMENFASSUNG

Die zur Aufbereitung von Schlacken und Spezialgläsern vorgeschlagenen Konzepte sind unserer Kenntnis nach bisher noch nicht verfolgt worden und dementsprechend hinsichtlich der industriellen Umsetzbarkeit und der Wirtschaftlichkeit einzuordnen. Das in Kombination von Hochenergiemahlung und Nasschemie zu verwendende mechanochemische Verfahren stellt somit eine neuartige Behandlungsmethode von mineralischen Reststoffen dar. Über die anvisierte Verwendung hinaus ist dieses Verfahren besonders für die Verwertung der Feinfraktionen interessant, die mit konventionellen Methoden (Magnetscheidung, Wirbelstromscheidung, usw.) nicht mehr zielführend aufzuarbeiten sind. Bei der Behandlung von Feinfraktionen steht die Extraktion von strategischen Metallen wie Seltenerdelementen sowie von Platingruppenelementen im Vordergrund. Durch die Schädigung der Bindungsverhältnisse sollte es möglich sein, besonders Metalle zu separieren, die in niedrigen Konzentrationen vorliegen und mineralisch gebunden sind. Ergänzend zur angestrebten Rückgewinnung von Seltenerdelementen könnte sich das Verfahren zur Aufbereitung sämtlicher Kraftwerksnebenprodukte wie Flugaschen, -stäube, Rostaschen, etc. eignen. Den zweiten Weg zur Separation der strategischen Metalle ohne den Einsatz nasschemischer Zusätze stellt die Anwendung von Festkörper-Gas-Reaktionen dar. Hierzu gehören die chemischen Transportreaktionen, die zur Gewinnung von Metallen in Form ihrer Halogenide eingesetzt werden. Die Anwendungen dieser Reaktionen sind breit gestreut, von der Aufreinigung von Nickel bis zur Gewinnung von Indium aus Displays. Viele Reaktionen befinden sich noch

im Erprobungsstadium. Sie wurden in der Vergangenheit thermodyna-misch berechnet und im Labormaßstab auf ihre Machbarkeit hin getestet. Das Verfahren ist vor allem bei Metallen, die in reiner Form ohne größere Verunreinigungen gewonnen werden sollen, eine Alternative zur Nasschemie. Im Rahmen des Vorhabens wird neben der Erarbeitung der Machbarkeit auch zur Aufskalierung ein Beitrag geleistet.

LITERATUR

Brixa, C. (2010) *Seltene Erden und High-Tech Metalle, eine Einführung,* Privatconsult Vermögensverwaltung, Wien.

Kingsnorth, D.J. (2011) *Meeting the Challenges of Supply this Decade.* Washington, S. 18.

Kingsnorth, D.J. (2010) *Meeting the Challenges of Rare Earths Supply in the Next Decade,* The Hague Centre for Strategic Studies, 1. S. 13.

Vorgerd, D. (2014) *Katalysator-Recycling - eine ökonomische Herausforderung,* Process Net Infotag Metalle, Dechema, Frankfurt.

File: 163

A System Model of the Recycling of Critical Raw Materials from Wastes and By-Products in Austria

A. Schober, J.-P. Schöggl, M.M.C. Fritz & R.J. Baumgartner
University of Graz, Institute of Systems Sciences, Innovation and Sustainability Research, Graz, Austria

K. Pfandl
Montanuniversitaet Leoben, Chair of Waste Processing Technology and Waste Management, Leoben, Austria

ABSTRACT: This paper provides an interim report from an investigation on the Austrian recycling system of critical raw materials (CRMs). The investigation is mainly based on a literature review and a subsequent Delphi survey and aims at providing a system model of the CRM recycling in Austria. The Delphi approach allows both to identify and evaluate the driving factors in the investigated system. The present report focusses on a preliminary system model which was created based on the findings from the literature review and the first round of the Delphi study. This system model contains the main factors of the system and illustrates their interactions on three different levels (framework, stakeholder and activity). With this model we reveal that on the framework level in particular the factors price of CRM, incentives and legislation, on the stakeholder level the producer behaviour and on the activity level the export of end-of-life products play a crucial role to understand the recycling of CRMs in Austria. Such an understanding can have important practical implications for managers and policy makers in order to develop the appropriate drivers to secure current and future supply of CRMs in Austria.

1 INTRODUCTION

The development of the high-technology industry plays an important role for the economic growth particularly in industrialized countries. This industry has a big demand on raw materials which are considered critical due to their economic importance and their associated supply risk (e.g., REE, gallium, germanium, PGE and tantalum) (European Commission 2014). Subsumed under the collective term critical raw materials (CRMs), 14 of these materials were first defined by the Resource Initiative of the European Commission in 2010 and have been updated to 20 in 2014, since the supply with CRMs is crucial for European economies (European Commission, 2014, 2010). In consequence the Austrian economic location, being part of the European economic area with a developing high-technology industry also depends in CRMs. Therefore also the Austrian Ministry for Transport, Innovation and Technology defined a specific list of materials that are critical or potentially critical for the country and the future manufacture of technological products as well (FFG 2013).

To address the challenge of availability of CRMs an enhanced recycling of high-technology products is promising. This recycling could yield secondary raw materials in the sense of a circular economy and thus reduce the dependency on imports (Binnemans et al. 2013). Currently such a recycling framework is implemented only rarely since there are several constraints for an increased recycling. One of these constraints is the volatility and price divergence of CRMs, another are missing framework conditions like stimulating legislations or governmental incentives, but also technical constraints have to be mentioned. Current research focusses on technical barriers mainly: Studies estimate the quantities of CRMs embedded in products, assess recycling potentials from various waste streams or advance technical process for the end-of-life (EOL) recovery and recycling of CRMs (Binnemans et al. 2015, Buchert et al. 2012, Chancerel et al. 2015). In Austria the research project AKRosA II, with a consortium consisting of the Universities of Leoben and Graz and several medium-sized and large enterprises also addresses such technical barriers by developing new innovative approaches and fundamentals for processing and recovering certain CRMs. However, with regards to the current technology centered research focus, it can be argued that there is a considerable need for an increased understanding of the underlying

socio-economic system in CRM recycling. Therefore, the present paper tries to extend the research scope of the AKRoSA II project (in the course of which the research presented in this paper is conducted) to address the question of driving factors in the Austrian CRM recycling.

In order to answer this question, so far we developed a preliminary model of the Austrian recycling system with a focus on CRMs in an iterative model building process. At first possible factors were identified based on a literature review. Second, these factors were correlated and a first draft of the model was outlined. In a third step experts in waste management from industry and academia were integrated into the research process via interviews. Therefore, the Delphi method was used to validate and elaborate the literature based model. Since the Delphi survey is not completed yet, the present paper presents the preliminary report of the study.

The remainder of the paper is structured as follows. The next section outlines the research process and provides more details on the Delphi method. In Section 3 the results of the first round of the Delphi survey, that is the validated preliminary system model, is presented and discussed.

2 METHODS

We started with a literature review of scientific papers and project reports both to create a solid base for our study and to provide a general waste system model to start from. However, the review yielded no model that was applicable for the Austrian situation. Some studies nevertheless gave valuable input for the conceptualization of an own model. Golroudbary and Zahraee (Golroudbary & Zahraee 2015), for instance, provided a system model for the waste collection in a closed-loop supply chain, Pruyt (Pruyt 2010) created a generic exploratory system dynamics (SD) model for the scarcity of minerals and metals and Glöser (Glöser 2012) analyzed the criticality of raw materials with an SD approach. The conceptualization of our own model thus took into account factors and factor relations based on the insights from the preceding literature review. The draft of an Austrian waste system model concluded the first step in our model building process, at this stage without placing the focus on the recycling of CRMs only.

Second the Delphi method was adopted, on the one hand, to validate the model draft which was developed in the first step, on the other hand, both to focus on CRM recycling and to identify requirements for the future optimization of the Austrian CRM recycling as well. The Delphi method was considered as most suitable for this purpose due to its systematic and interactive approach. This forecasting method bases on the collection and compilation of expert knowledge from a panel of experts in a multi-stage process (Dalkey & Helmer 1963, Hsu & Sandford 2007). Thus, according to the Delphi method a panel of 20 Austrian experts from industry and academia was defined out of which eight experts were interviewed in the first round using a set of open-ended questions. The interviews with experts were transcribed and analyzed qualitatively according to the method of (Mayring & Gläser-Zikuda 2008). Based on the results of this first Delphi round we revised our model from the initial step to gain a system model of the Austrian CRM recycling.

In the next section our system model of the Austrian CRM recycling and the main findings from the interviews are presented.

3 RESULTS

In this section we provide a model of the Austrian CRM recycling system in the form of a causal loop diagram. The iterative model building process started with the identification of the material flow and corresponding stakeholders in this recycling system. Based on this identification producers, retailers, consumers and recyclers were determined as types of stakeholders (see fig. 1). Starting from this point we analyzed the factors and interdependencies in the recycling system assuming that the stakeholder behavior is the driving force for all processes.

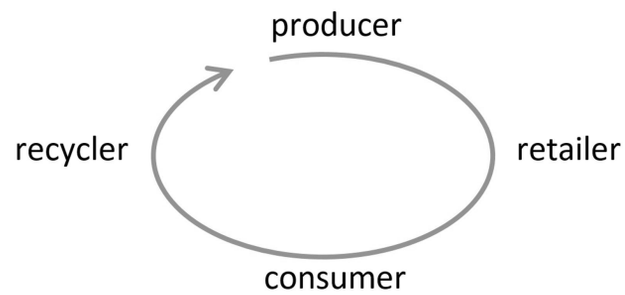


Fig. 1: Stakeholders on the CRM recycling material flow.

3.1 System Model of the Austrian CRM Recycling

Our analysis of the first Delphi round brought forth a model of the Austrian recycling system with a focus on CRMs. This model is based on three different levels, dividing the system in a framework, a stakeholder and an activity section (fig. 2). Overall, the framework level comprises the most rigid factors and builds the framework conditions for the stakeholder behavior on the stakeholder level beneath. Those two levels influence each other and their interaction results in the processes taking place on the activity level. However, the behavior of the stakeholders and thus the stakeholder level is at the core of our model. Beside the behavior of the stakeholders which are corresponding to the material flow in the recycling system also the governmental behavior is part of the stakeholder level.

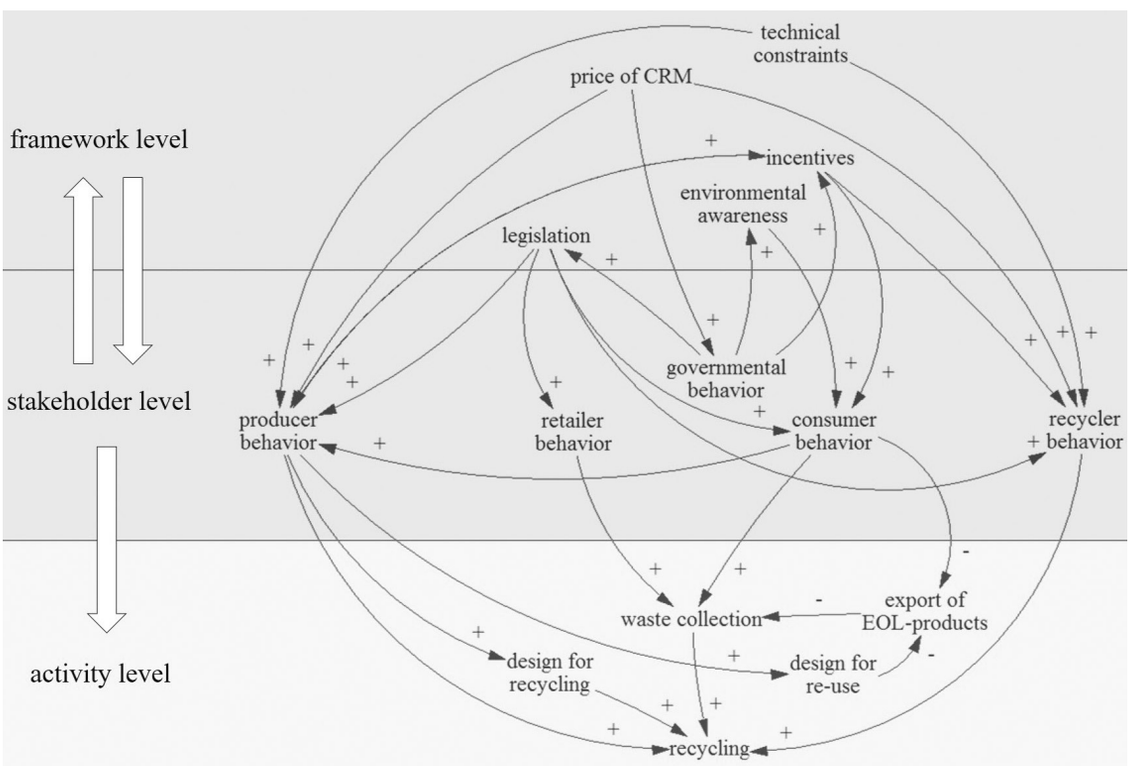


Fig. 2: System Model of the Austrian CRM Recycling. Arrows indicate direct influence of one factor to another. The signs next to the arrows indicate if the influencing factor has an increasing (+) or decreasing (-) effect on the affected factor.

The governmental behavior has a big influence on the superordinate factors, subsumed in the framework level. Beside the factors legislation, environmental awareness and incentives which are directly affected through governmental behavior, the autonomous factors price of CRM and technical constraints are moreover part of the overall framework level. The factor price of CRM

is not affected by other variables in our model, as we assume that the Austrian recycling rate has no influence on the international prices. In the future, technical constraints could be overcome through research and development driven by enhanced recycling behavior, however, that is out of the scope of this study. While being autonomous within the system boundaries, the factors price of CRM as well as technical constraints have a considerable influence on the behavior of the stakeholders producer, recycler and partly even on the government. The factors on the stakeholder level themselves determine the activities which are part of the subordinate activity level. These activities include all factors with an influence on, as well as the recycling of products which contain CRMs themselves. For example, design for recycling and design for re-use are both measures that can be taken by producers to enhance the recycling feasibility of a product directly and indirectly, respectively. Moreover, producers can implement recycling measures in the production process, therefore the producer behavior has a direct influence on recycling as well. Recycling furthermore is influenced by retailers and consumers via waste collection as well as by the recyclers themselves, of course. Waste collection for several reasons is a very important factor when it comes to the enhancement of recycling activities. One of these reasons is the factor export of EOL-products as will be explained among others in the subsequent section.

3.2 Essential Factors in the System Model

The causal loop diagram in figure 2 illustrates the interdependencies between the factors in the Austrian CRM recycling system, according to the results of the first round of our Delphi survey. In this section the factors with a potentially big leverage effect on an enhancement of the CRM recycling rate will be discussed in detail. The factor recycling which is actually at the heart of our research is not discussed further as we are interested in what drives or limits enhanced recycling efforts.

3.2.1 Price of CRM

The prices of CRMs play a decisive role for the behavior of several stakeholders. Producers for example are affected in their efforts on potential implementations of recycling in their production processes. Furthermore, also their product design is influenced, since a design for recycling may demand some investments in advance but can save costs afterwards. Currently the price of most CRMs seems far too low to allow implementing such a design cost effectively. That is due to the fact that the recycling process is cost-intensive and specific for each different product whereas the CRM quantities in high-technology products are very low. In addition, the prices of CRMs are very volatile, what makes a long-term planning both for recyclers and producers hard.

3.2.2 Incentives

There are several types of possible incentives for stakeholders in the recycling system. From the consumer perspective that can be take back systems with deposits as currently implemented for electric vehicles. From the producer perspective that can be research grants and also recyclers can be funded for achieving potential CRM recycling rate goals.

3.2.3 Legislation

The legislation affects all stakeholders on the CRM recycling material flow. Legal conditions significantly determine the behavior of recyclers, the current laws on waste management and recycling for instance promote the quantity of material recycling in terms of mass. However, in turn that inhibits the recycling of materials like CRMs which are present in low quantity in products. A recycling oriented behavior of producers can be induced by legislation as well, for example through eco-design directives. Such directives can subsequently lead to design for re-use or design for recycling, both of which have an impact on the recycling rate. Consumers are affected by legal conditions through waste collection and waste separation guidelines. Such guidelines influence retailers as well and can encourage take back initiatives.

3.2.4 Producer Behavior

The producer behavior which was already mentioned in the description of other factors' inter-

dependencies plays a crucial role in the CRM recycling system as it determines the quantity of CRMs that are in circulation. Through product design this behavior influences the recyclability of products as well. Furthermore, producers can create recycling incentives in combination with take back initiatives as secondary source of CRMs.

3.2.5 Export of End of Life-Products

From the Austrian recycling perspective, a large quantity of CRMs is lost through the export of end-of-life products. This problem of partially illicit material export through scrap dealers was emphasized repeatedly by experts during our Delphi survey. Although this problem seems to be apparent to a considerable number of actors in the Austrian waste management system, there are currently no signals for legal countermeasures in Austria. However, in this context it was also often argued throughout the survey interviews that corresponding laws have to be initiated at European level.

4 CONCLUSION

The presented paper provides a model which illustrates the Austrian CRM recycling system. This model contains the main factors in CRM use and the driving factors for re-use and recycling of CRMs in Austria. Since the model is based on experts' knowledge gathered by applying a Delphi survey, it offers insights in and understanding of the CRM issue and the current stakeholders in place. The results are hence relevant for Austrian market actors (e.g., producers, recyclers) and policy-makers (e.g., Austrian Government, federal provinces (Bundesländer) and regional parliaments ("Landtage")). The Delphi study results will be further developed using an interpretive structural modeling (ISM) approach and a quantitative questionnaire to which the same panel of experts will provide input (Attri et al. 2013). A possible third Delphi round could furthermore focus on quantifying and weighting factors and relationships applying methods such as analytic hierarchy/network process or fuzzy logic (Hsu et al. 2010, Saaty 2004).

5 ACKNOWLEDGEMENT

The authors gratefully acknowledge research funding provided by the Austrian Research Promotion Agency (FFG) through the research project AKRosA II, Nr.: 848621.

REFERENCES

Attri, R., Dev, N. & Sharma, V. (2013) Interpretive Structural Modelling (ISM) approach: An Overview. *Res. J. Manag. Sci.* 2, 3–8. doi:10.1108/01443579410062086.

Binnemans, K., Jones, P.T., Blanpain, B., Van Gerven, T. & Pontikes, Y. (2015) Towards zero-waste valorisation of rare-earth-containing industrial process residues: A critical review. *J. Clean. Prod.* 99, 17–38. doi:10.1016/j.jclepro.2015.02.089.

Binnemans, K., Jones, P.T., Blanpain, B., Van Gerven, T., Yang, Y., Walton, A. & Buchert, M. (2013) Recycling of rare earths: A critical review. *J. Clean. Prod.* 51, 1–22. doi:10.1016/j.jclepro.2012.12.037.

Buchert, M., Manhart, A., Bleher, D. & Pingel, D. (2012) *Recycling critical raw materials from waste electronic equipment,* Öko-Institut e.V. Darmstadt.

Chancerel, P., Marwede, M., Nissen, N.F. & Lang, K.D. (2015) Estimating the quantities of critical metals embedded in ICT and consumer equipment. *Resour. Conserv. Recycl.* 98, 9–18. doi:10.1016/j.resconrec.2015.03.003.

Dalkey, N. & Helmer, O. (1963) An Experimental Application of the Delphi Method to the Use of Experts. *Manage. Sci.* doi:10.1287/mnsc.9.3.458.

European Commission (2014) *Communication from the Commission to the European Parliament, the Council, The European Economic and Social Committee and the Committee of the Regions.* On the review of the list of critical raw materials for the EU and the implementation of the Raw Materia.

European Commission (2010) Critical raw materials for the EU, Report of the Ad-hoc Working Group on defining critical raw materials. *Eucom 39*, 1–84. doi:10.1002/eji.200839120.IL-17-Producing.

European Commission (2009) Directive 2009/125/EC of the European Parliament and of the Council of 21 October 2009 establishing a framework for the setting of ecodesign requirements for energy-related products, Official Journal of the European Union.

FFG (2013) *Definition kritischer und potentiell kritischer Rohstoffe mit Bezug zu Österreich.*

Glöser, S. (2012) Quantitative analysis of the criticality of mineral and metallic raw materials based on a system dynamics approach, in: *13th PhD Colloquium of the Student Chapter of the System Dynamics Society.* St. Gallen, Switzerland, pp. 1–10.

Golroudbary, S.R. & Zahraee, S.M. (2015) System dynamics model for optimizing the recycling and collection of waste material in a closed-loop supply chain. *Simul. Model. Pract. Theory* 53, 88–102. doi:10.1016/j.simpat.2015.02.001.

Hsu, C. & Sandford, B. (2007) The delphi technique: making sense of consensus. *Pract. Assessment, Res. Eval.* 12, 1–8. doi:10.1016/S0169-2070(99)00018-7.

Hsu, Y.-L., Lee, C.-H. & Kreng, V.B. (2010) The application of Fuzzy Delphi Method and Fuzzy AHP in lubricant regenerative technology selection. *Expert Syst. Appl.* 37, 419–425. doi:10.1016/j.eswa.2009.05.068.

Mayring, P. & Gläser-Zikuda, M. (2008) *Die Praxis der Qualitativen Inhaltsanalyse,* 2. ed. Beltz. doi:methoden; qualitative methoden; qualitative inhaltsanalyse.

Pruyt, E. (2010) *Scarcity of Minerals and Metals: A Generic Exploratory System Dynamics Model.* Proc. 28th Int. Conf. Syst. Dyn. Soc.

Saaty, T.L. (2004) Fundamentals of the analytic network process — Dependence and feedback in decision-making with a single network. *J. Syst. Sci. Syst. Eng.* 13, 129–157. doi:10.1007/s11518-006-0158-y.

File: 172

P-Cycle: Mit Algen zu einem geschlossenen Phosphorkreislauf - Das Pilot-Projekt PRiMA

T. Grabner & S. Gäth
Justus-Liebig-Universität, Professur für Abfall- und Ressourcenmanagement, Gießen, Deutschland

KURZFASSUNG: Phosphor (P) als ein endlicher Rohstoff rückt immer mehr in den Blick der Wissenschaft. Da gerade in Kläranlagen bzw. im Klärschlamm eine große Menge an Phosphor, durch nicht bestehende Recyclingmethoden für im Klärschlamm gebundene Phosphate, verloren geht, gilt es neue Wege zur Sicherung dieser Ressource zu erforschen. Im Rahmen eines Pilotprojektes soll im Feldmaßstab in der Kläranlage Marburg-Cyriaxweimar (Hessen, Deutschland) die Zucht von Fadenalgen als biologischer P-Speicher in kommunalem Abwasser geprüft werden. Die generierte Biomasse wird anschließend in den Prozess einer bestehenden Kompostierungsanlage überführt, um das in den Algen gebundene P wieder in den Kreislauf zurückzubringen. Erste Vorversuche zur Wahl der geeigneten Algenart zeigen, dass die am Standort ansässige Alge einen höheren Biomasseertrag liefert als eine theoretisch ausgewählte Alge. Bei der geplanten Kompostierung der Biomasse gilt es herauszufinden, inwieweit sich die gewählten Arten dazu eigenen und welche möglichen Konzentrationen an unerwünschten Stoffen wie Schwermetallen zu finden sind. Erfolgreiche Kompostierungsversuche mit Algen im Labormaßstab sind in der Literatur mehrfach beschrieben. Das hier aufgezeigt Pilotprojekt leistet dabei einen Beitrag zur Untersuchung des Up-Scalings solcher biologischen P-Recyclingverfahren.

1 EINLEITUNG

Phosphor (P) ist sowohl für Menschen und Tiere als auch für Pflanzen von essentieller Bedeutung. Im Energiestoffwechsel findet er sich im ATP und ADP (Adenosin-Tri/Di-Phosphat) und in der Genetik in der DNA wieder. Daneben ist Phosphor neben Calcium der zweitwichtigste Bestandteil beim Knochenbau. Für Pflanzen tritt Phosphor als Makronährstoff neben Stickstoff und Kalium in Düngern auf.

Doch die Phosphorvorräte sind endlich. Studien zeigen, dass in rund 15 Jahren der Phosphor-Peak überschritten sein wird. Zudem ist davon auszugehen, dass bei gleichbleibender Nutzung die Phosphorvorräte in rund 150 - 200 Jahren erschöpft sein werden.

In Abwasser findet sich Phosphor in gelöster Form. Dieser gelangt durch menschliche Ausscheidungen und Waschmittel in das Abwasser. Um Eutrophierung (übermäßiges Pflanzenwachstum in Gewässern) zu verhindern, wird er in der Kläranlage zumeist durch Fällung entfernt und endet im Klärschlamm. Eine landwirtschaftliche Klärschlammausbringung zu Düngezwecken ist nur unter gewissen Voraussetzungen und in gewissen Mengen erlaubt. 50 % des Klärschlamms werden verbrannt. Als Folge geht Phosphor unwiederbringlich verloren.

Neben wenigen, noch nicht vollständig ausgereiften, technischen P-Recyclingmethoden aus Klärschlamm, stehen auch biologische Recyclingtechnologien im Blickpunkt der Wissenschaft. Dabei sind neben Bakterien auch Algen als potentielle P-Speicher von Interesse. Das hier aufgezeigte Pilotprojekt leistet dazu einen Beitrag, das Up-Scaling dieser Option genauer zu untersuchen und im Feldmaßstab zu validieren.

2 STATUS QUO

2.1 Literatur-Überblick

Arbeiten von Lawton et al. (2013) und Cole et al. (2013) greifen im Zusammenhang mit biologischen P-Recyclingmethoden Möglichkeiten der industriellen Nutzung von Fadenalgen zum P-Recycling auf. Hierbei erfolgt die Zucht von Algen in Abwässern von Kohlekraftwerken. Durch die Kultur von Algen in Abwasser lassen sich nachweislich Stickstoff und Phosphor signifikant reduzieren (Neveux et al. 2016).

In Labor-Untersuchungen von Neveux et al. (2016) zeigt sich, dass sich vorgeklärtes Abwasser am besten für die Kultur von Oedogonium sp. eignet. Bereits nachgeklärtes Abwasser erzeugt eine Produktivität von maximal 6 g Trockenmasse (TM)*m^{-2}*d^{-1}, wohin gegen sich im vorgeklärten Abwasser eine Produktivität von rund 14 g TM*m^{-2}*d^{-1} nachweisen lässt. Die Biomasseerträge sind somit in vorgeklärtem Abwasser doppelt so hoch wie in nachgeklärtem.

Untersuchungen im Pilotmaßstab von Neveux et al. (2016) zeigen ähnliche Ergebnisse. Bei Wassertemperaturen zwischen 17,4 - 24,5 °C werden Erträge von 6,8 - 9,9 g TM*m^{-2}*d^{-1} erreicht. Die Nährstoffaufnahme von Stickstoff beziffern Neveux et al. (2016) auf 0,6 bis 0,7 g N*m^{-2}*d^{-1} und von Phosphor auf 0,08 - 0,09 g P*m^{-2}*d^{-1}.

Vielversprechende Kompostierungsversuche mit Algen im Labormaßstab sind in der Literatur mehrfach beschrieben (Han et al. 2014). Die relevanten Parameter für eine erfolgreiche Kompostierung der Algenbiomasse sind danach: C : N-Verhältnis, Temperatur, Wasser- und Salzgehalt, Schwermetallanteil und das mögliche Auftreten von Toxinen.

2.2 Pilotprojekt PRIMA

Im Rahmen des Pilotprojektes PRIMA (PhosphorRecycling In MArburg) soll im Feldmaßstab die Abwasserreinigung durch Fadenalgen einhergehend mit Biomasseproduktion zur Rückgewinnung von Phosphor aus kommunalem Abwasser und der Rückführung des Phosphors zu den Verbrauchern durchgeführt werden. Die Kläranlage weist eine Ausbaugröße von 155.000 EW auf. Im Jahr 2015 hatte der Kläranlagen-Zufluss eine durchschnittliche Nährstofffracht von 35,29 mg*l^{-1} N_{Gesamt} und 6,6 mg*l^{-1} P_{Gesamt}.

Das Pilotprojekt ist schematisch in Abb. 1 dargestellt. Die Kultivierung der Algen erfolgt in einem Pufferbecken mit einer Größe von rund 320 m² (Länge x Breite: 40 x 8 m) der Kläranlage Marburg-Cappel. Als Nährstoffgrundlage wird vorgeklärtes Abwasser verwendet. Der darin gelöste Phosphor wird von den Algen aufgenommen. Zusätzlich kann CO_2 von einem vorhandenen BHKW eingeleitet und von den Algen zum Wachstum genutzt werden. Die Algen werden geerntet und luftgetrocknet und anschließend dem Kompostierungsprozess auf der Kompostierungsanlage in Marburg-Cyriaxweimar beigemischt.

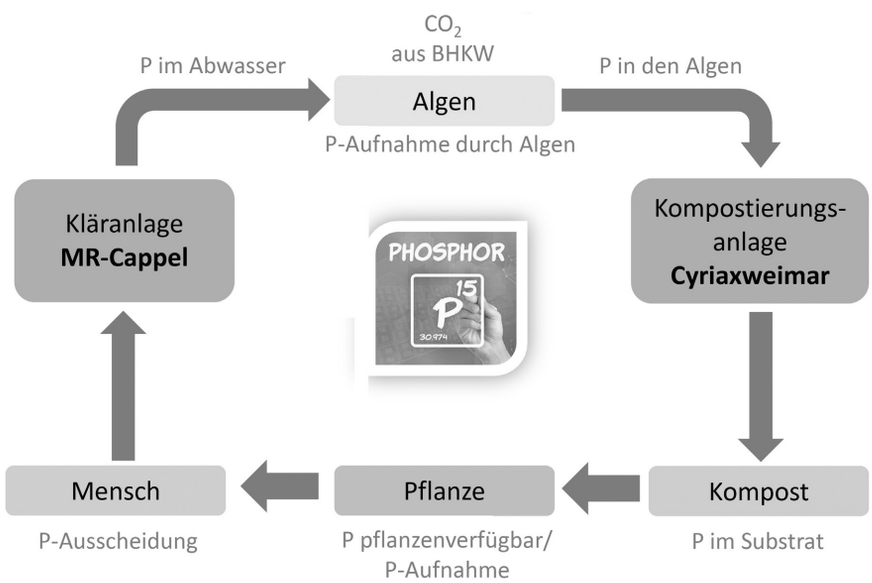


Abb. 1: Schematische Darstellung des Phosphorkreislaufes im Projekt PRIMA.

3 MATERIAL UND METHODEN

Zur Auswahl einer geeigneten Art für das geplante Pilotprojekt wurden Vorversuche im Labormaßstab durchgeführt. Dazu wurden verschiedene, potenziell nutzbare Arten von Fadenalgen in 2 Liter-Flaschen (Duran Laborflasche) in verschiedenen Abwässern der Kläranlage Marburg-Cappel für jeweils 14 Tage kultiviert. Die jeweils als Triplikate angelegten Ansätze hatten ein Volumen von je 1.500 ml und enthielten eine Mischung aus Abwasser und Leitungswasser in unterschiedlichen Verhältnissen (Abwasseranteile 100 %, 75 %, 50 %, 35 %, 30 %, 25 %). Als Algenarten dienten zum einen Oedogonium sp. sowie eine in der Kläranlage ansässige Fadenalgenart, die dem eingesetzten Festfilter, der zur optionalen Nachreinigung bei erhöhten Schmutzfrachten eingesetzt wird, entnommen wurde. In den Versuchen wurde sowohl Wasser aus der Vorklärung (VK) als auch aus dem Bereich der Nachklärung (NK) verwendet.

Geimpft wurden die Ansätze jeweils mit 0,75 g Frischmasse (FM). Die Kultur erfolgte bei einer Temperatur von 20 °C mit einer Beleuchtung von 1.740 Lux in einem Hell-Dunkel-Rhythmus von 14:10 h und einer gleichmäßigen O_2-Begasung.

Zur Ernte der kultivierten Biomasse wurde ein Sieb mit einer Maschenweite von 63 µm genutzt. Nach der Trocknung bei 105 °C für 24 h im Trockenschrank (Memmert Universalschrank Typ UNB 300) wurden die Biomasseerträge gewogen (Mettler AC100). Abschließend wurde vom Flaschendurchmesser auf eine Referenzfläche von einem Quadratmeter hochgerechnet.

4 ERGEBNISSE

Der Ertrag von Algenart A Oedogonium sp. steigt mit abnehmender Konzentration von vorgeklärtem Abwasser im Kulturgefäß. Im Ansatz mit 100 % vorgeklärtem Abwasser finden sich final 0,345 g TM*m^{-2}*d^{-1} und im Ansatz mit 25 % vorgeklärtem Abwasser 1,25 g TM*m^{-2}*d^{-1} und damit mehr als die dreifache Menge (Abb. 2). Im Vergleich zu den Ergebnissen von Neveux et al. (2016) sind diese Erträge jedoch deutlich geringer und konträr.

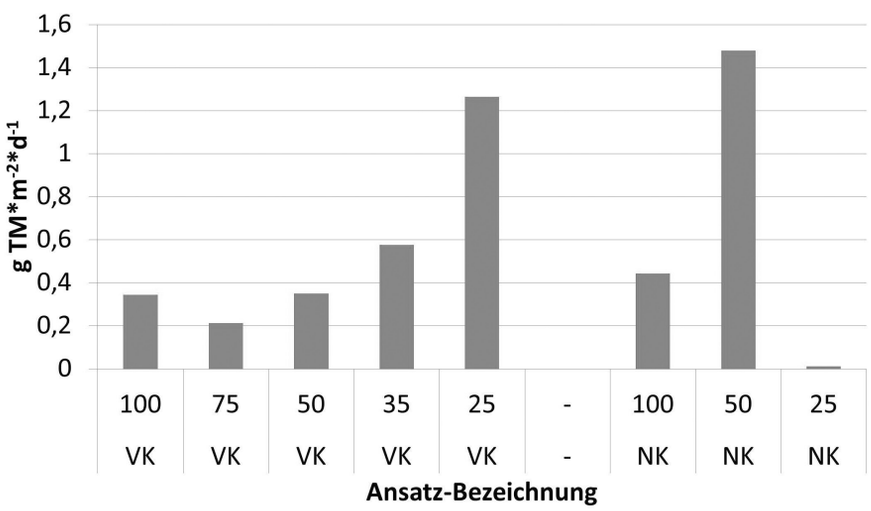


Abb. 2: Ertrag jedes Ansatzes [g TM*m^{-2}*d^{-1}] in Abhängigkeit vom Abwasseranteil [%] und der jeweiligen Reinigungsstufe (Vorklärung (VK) vs. Nachklärung (NK)).

Im nachgeklärten Abwasser steigt der Ertrag mit sinkender Konzentration von 100 % auf 50 % ebenfalls an. Hier werden bei 100 % 0,443 g TM*m^{-2}*d^{-1} und 1,48 g TM*m^{-2}*d^{-1} bei 50 % Abwasseranteil erreicht. Bei 25 % Abwasseranteil ist keine Zunahme des Ertrags mehr festzustellen.

Aus den Ergebnissen wird deutlich, dass zu hohe aber auch zu niedrige Nährstoffkonzentratio-nen das Algenwachstum von Oedogonium sp. negativ beeinflussen.

Die Erträge von Algenart B sinken sowohl bei vorgeklärtem als auch bei nachgeklärtem Abwasser mit sinkendem Anteil an Nährstoffen. Sie liegen bei 0,928 g TM*m^{-2}*d^{-1} bei 100 %

vorgeklärtem Abwasser und bei 0,48 g TM*m^{-2}*d^{-1} bei 30 % Anteil nachgeklärtem Abwasser. Und bei 1,07 g TM*m^{-2}*d^{-1} bei 100 % nachgeklärtem Abwasser bzw. bei 0,58 g TM*m^{-2}*d^{-1} bei 30 % vorgeklärtem Abwasser (Abb. 3).

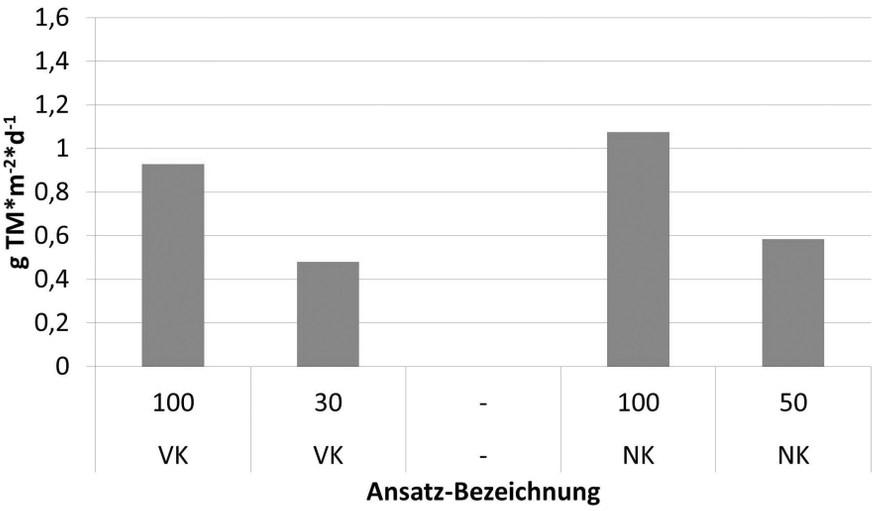


Abb. 3: Ertrag jedes Ansatzes [g TM*m^{-2}*d^{-1}] in Abhängigkeit vom Abwasseranteil [%] und der jeweiligen Reinigungsstufe (Vorklärung (VK) vs. Nachklärung (NK)).

5 FAZIT UND AUSBLICK

Die ersten Ergebnisse zeigen, dass sich eine bereits an den Standort angepasste Art für die Kultivierung in vorgeklärtem Abwasser besser eignet als eine nicht ansässige Art. Da jedoch die Erträge in nachgeklärtem Abwasser beider Arten höher sind als im vorgeklärten Abwasser, wird der Feldmaßstab dahin gehend modifiziert, dass nachgeklärtes statt vorgeklärtes Abwasser genutzt wird. Unter Berücksichtigung der gewonnenen Erkenntnisse ist für den Feldmaßstab von einem Ertrag von 2,5 Tonnen FM*a^{-1} auszugehen, die in den Kompostierungsprozess eingebracht werden können.

In weiteren Voruntersuchungen werden die Untersuchungen auf eine weitere Algenart C ausgedehnt. So lässt sich abschließend die optimale Algenart für den Versuch im Großmaßstab auswählen.

Für den Bereich des Up-Scalings der Kultivierung werden derzeit die noch benötigten Umbaumaßnahmen im Klärbecken getroffen, so dass der Übergang zum Feldmaßstab noch im 3. Quartal 2016 erfolgen kann.

Im Rahmen der anstehenden Kompostierung können in den ersten Versuchen die relevanten Parameter Wassergehalt der Biomasse und Salinität als positiv und unkritisch beurteilt werden. Weitere Untersuchungen stehen aus und werden auf der Kompostierungsanlage direkt in simulated-used Tests durchgeführt.

LITERATUR

Han, W., Clark, W. & Pratt, S. (2014) Composting of waste algae: A review. *Waste Management* 34:1148-1155.

Lawton, R.J., de Nys, R. & Nicholas, A.P. (2013) *Selecting reliable and robust freshwater macroalgae for biomass applications*. PloS ONE 8 (5).

Neveux, N., Magnusson, M., Mata, L., Whelan, A., de Nys, R. & Paul, N.A. (2016) The treatment of municipal wastewater by the macroalga Oedogonium sp. and its potential for the production of biocrude. *Algal Research* 13:284:292.

Roberts, D.A., de Nys, R. & Nicholas, A.P. (2013) *The effect of CO2 on algal growth in industrial waste water for bioenergy and bioremediation applications*. PLoS ONE 8 (11).

File: 173

Recycling of Phosphorus - Application of Slag and Ashes in Agriculture

P. Drissen & M. Rex
FEhS - Building Materials Institute, Duisburg, Germany

ABSTRACT: Phosphorus is of essential importance in plant growth and yield. For many decades Thomas slag from basic steelmaking has been a highly appreciated phosphorus fertilizer in agriculture. In the 1960s changes in steelmaking were the reason for declining amounts of phosphorus slag in steelmaking until in the midst 1990s no phosphorus slag was any longer available for agriculture purposes. Several attempts were made to generate a slag based phosphorus fertilize to supply farmers with a product similar to the well known Thomas slag. The paper describes the development and advantages of a phosphorus fertilizer developed by treatment of liquid BOF-slag with phosphorus containing ashes. In lab scale experiments the amount of phosphorus was increased, compared to non treated BOF slag, and is almost 100 % plant avail-able. The results achieved in lab scale experiments have been transferred successfully into operational practice of the steel production. The designed process is virtually energy-neutral by exploitation of the thermal and chemical energy contents of the BOF slag. The new fertilizer owns the proven fertilizer qualities of the Thomas slag and could be marketed as Thomas lime of second generation and is introduced as "converter lime Type C, ground BOF slag after addition of phosphorus materials in the liquid state" in the German Fertilizer Regulation, June 2015.

1 INTRODUCTION

Phosphorus is of essential importance in plant growth and yield. Hence phosphorus is an important constituent of many fertilizers. However, phosphorus is considered to be of limited availability, similar to fossil fuels. In 2005 mineable phosphorus resources worldwide were estimated to be in the range of 16.9 billion tons, presuming mining costs of 40 $ as a maximum (Röhling 2007). A strategic range of about 120 years was predicted (Faulstich 2009). In the recent past new deposits have been discovered, especially in Brazil, Canada, Finland and Russia, and the US Geologic Survey estimates resources to be in the range of 71 billion tons and calculates a longer availability (Müller 2013). On the other hand, an increasing world population will cause an additional demand for agricultural products and hence increase the demand for phosphorus fertilizers. Apart from available resources, further restrictions on the availability of natural phosphorus resources might be imposed due to demands on the protection of the environment, groundwater and consumers, at least in Europe. Within the frame of the "New Approach" of the European Fertilizer Regulation a threshold of 60 mg Cadmium per kg P_2O_5 for fertilizers with more than 5 M.-% P_2O_5 is discussed. Most natural phosphorus mines are sedimentary deposits with similar or even higher concentrations of Cadmium.

Anyhow, phosphorus might run short in future and this shortage will be reflected in increasing costs for phosphorus fertilizers. How serious this development is judged by many governments can be seen by the fact that the US and China recently prohibited the export of domestic rock phosphates (Römer 2012).

While development of costs and supply with natural phosphorus must be seen critical this offers a chance to recover phosphorus from few or badly used alternative sources by developing new technologies. A recently finished research project aimed at the development of a lime-phosphorus-fertilizer by combination of BOF slag and alternative phosphorus materials (Bartsch et al. 2014). The new fertilizer owns the proven fertilizer qualities of the Thomas phosphate that is no more available today. Due to its P_2O_5 content and its effectiveness the new fertiliser can be

marketed as Thomas phosphate or Thomas lime of second generation. A high market potential for such a fertilizer is expected, in particular, because a mineral phosphate fertilizer would be available again which could be admitted into ecological agriculture.

2 PHOSPHORUS RESOURCES

For many decades Thomas slag from basic steelmaking has been a highly appreciated phosphorus fertilizer in agriculture (Fig. 1). In the 1960s up to 3 Mio t/a Thomas slag was put on the market as Thomas phosphate (> 12 wt.-% P_2O_5) or as Thomas lime (> 5 wt.-% P_2O_5). With increasing demands on the Fe-concentration in iron ores and lower phosphorus prescription in steel qualities iron and steel making switched from domestic iron ores to overseas iron ores with high concentration of iron and low phosphorus content. As a result of this change the available amount of phosphorus bearing steel slag became scarce until in the midst 1990s no Thomas slag was any longer available for agriculture purposes. Instead of this the steel industry developed a liming material, the so called converter lime. Converter lime is ground or screened BOF slag with about 1 to 1.5 wt.-% P_2O_5. In Germany converter lime is covering an increasing share of the lime required in agriculture. Nevertheless, converter lime has not enough phosphorus to allow for marketing as phosphorus fertilizer as the German fertilizer regulation requires at least 5 wt.-% P_2O_5.

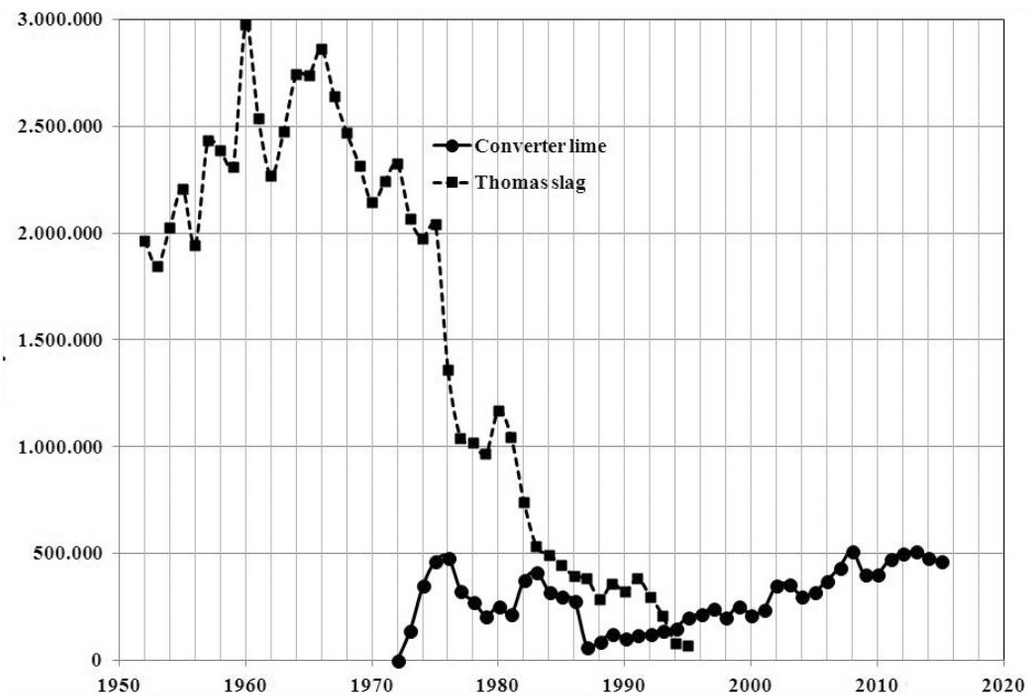


Fig. 1: Use of steelmaking slag in agriculture, Germany.

Germany, as many other European countries, has no natural phosphorus resources and is depending on imported phosphorus by 100 %. In the financial year 2012/2013 about 284,000 tons of P_2O_5, corresponding to 124,000 tons P, have been sold as phosphorus fertilizers in Germany (Statistisches Bundesamt 2013).

With respect to this special situation and facing a rising demand, worldwide, the use of alternative phosphorus resources is becoming of increasing interest. Among others, such alternative resources are:

- sewage sludge from waste water treatment or ashes, respectively and
- meat and animal bone meals or ashes, respectively.

The sustainable use of phosphorus from waste water, sewage sludge and other waste materials has come to public awareness and is demanded more and more by policy makers (Umweltministerkonferenz 2010), (ESPP 2013). The direct use of non-thermal treated materials like

sewage sludge in agriculture becomes seriously dismissed due to heavy metal concentrations and most of all because of detrimental organic residues, like pharmaceutics. To minimize organics and to solve the mass problem as well, the incineration of such materials is more and more promoted (Fehrenbach 2001). By incineration the amount of phosphorus is increased in the remaining ashes. Sewage sludge ashes have around 10 to 25 wt.-% P_2O_5; in meat and animal bone meal ashes, especially from mono-incineration, P_2O_5 mounts up to 35 wt.-%. Whereas sewage sludge ash is available in huge amounts, especially in Germany, only few ashes from the mono-incineration of meat and animal bone meal are available in Europe.

Unfortunately the incineration has a serious disadvantage. By incineration most of the phosphorus is transferred into minerals, like apatite, that are not readily available for plants (Kley 2003), (Werner 2002). At present serious amounts of these ashes are deposited ore used otherwise. The phosphorus of these ashes is lost and no longer available in biologic cycles. In Germany the recycling capacity of phosphorus from sewage sludge ashes is estimated to be in the range of 140,000 tons P_2O_5 per year (Pinnekamp 2007). An efficient use of phosphorus from ashes implies a chemical digestion of the phosphates in ashes, transferring it into plant available phosphorus.

3 DIGESTION OF SEWAGE SLUDGE ASHES WITH BOF-SLAG

BOF slag has around 1.5 wt.-% P_2O_5 that is almost 100 % available for plants. In sewage sludge ashes or meat and animal bone ashes just 40 to 50 % of total P_2O_5 is available for plants. A higher share of plant available P_2O_5 in these ashes requires a suitable thermo-chemical reaction that transfers phosphorus into a new mineral binding with better availability for plants. As potential reaction partner molten BOF slag offers the advantage of high temperature and high concentration of CaO for new mineral binding.

The aim of a recently finished research project has been the development of a new phosphorus fertilizer by reaction of molten BOF slag with sewage sludge ashes. P_2O_5 content and action on plants of this new fertilizer should resemble the well-known but no longer available Thomas slag.

Melting tests on lab scale confirmed that sewage sludge ashes as well as meat and animal bone ashes can be dissolved in liquid BOF slag. Addition of ashes to molten BOF slag is preferably done at temperatures above 1,550 °C because high temperatures and corresponding low viscosities ease the mixing and reaction of ashes with slag. P_2O_5 concentration of the melting products was increased up to 10 wt.-% of which 95 % are dissolvable in citric acid and, hence, can be considered as plant available. This high availability is due to the binding of phosphorus as calcium phosphate silicate by the BOF slag, instead of hardly dissolvable calcium phosphates, like whitlockite or apatite, in sewage sludge ashes or meat and animal bone meal ashes. Small additions of P_2O_5 by ashes result in binding of phosphorus in dicalcium silicate, as a major constituent of BOF-slag. With increasing additions of P_2O_5 by ashes new, distinct calcium phosphate silicate are built, amongst others silicocarnotite, which is typically found in Thomas slag. Accordingly a potential reaction

$$\text{Sewage sludge ash} + \text{BOF slag} \rightarrow \text{„Thomas phosphate“} \quad (1)$$

can be postulated and the expression “Thomas phosphate of second generation” is eligible.

Based on the positive results in lab tests further trials were done in the steel shop. These operational trials required some logistic and technical efforts for several reasons. Aiming at a successful reaction the addition of ashes had to be done as long as a liquid slag with low viscosity and corresponding high temperature was available. In steelmaking operation batches of about 20 tons of liquid slag have been available. Consequently the adjustment of 5 or 10 wt.-% P_2O_5 required the addition of several tons of cold ashes which causes a drop-down in temperature. Moreover, addition and homogeneous mixing was difficult because all ashes in test had particle sizes below 100 µm and low bulk densities around 0.8 t/m³.

Operational trials were done in two steps. With respect to energy balance ashes were fed into the converter after tapping of steel but still filled with slag. These first trials revealed some knowledge about handling, mixing and dissolution behaviour of huge amounts of ashes in BOF slag, compared to lab tests. With respect to steelmaking operation a separated treatment of BOF slag

in the slag transfer pot by pneumatic injection with air was tested in a second step (Fig. 2). Despite less favourable energetic circumstances in the slag transfer pot the oxidation of metallic and divalent iron in the slag by air was able to compensate the temperature loss and hence ensured a successful reaction. In contrast to other processes dealing with conversion of sewage sludge ashes into marketable fertilizers the designed process is virtually energy-neutral by exploitation of the thermal and chemical energy capacity of the BOF slag.

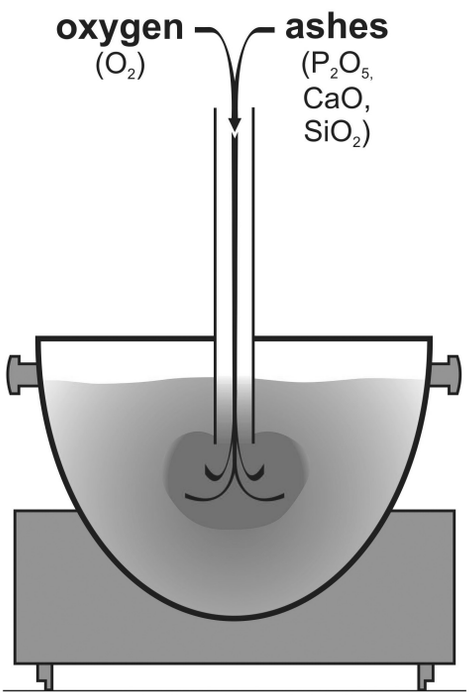


Fig. 2: External treatment of BOF slag with ashes in the slag transfer ladle, schematic drawing.

Due to the available equipment all operational trials were limited to the addition of smaller amounts of ashes than envisaged. Nonetheless, an enrichment of up to 5 wt.-% P_2O_5 in the treated BOF-slag has been achieved. Analytical investigations of all samples from operational trials confirmed that dissolution of ashes as well as chemical and mineral reactions of phosphorus took place in a similar way as in lab trials. Especially the amount of phosphorus soluble in citric acid was higher than 95 %, indicating high plant availability of phosphorus. Some analytical data are shown in Tab. 1.

Tab. 1: Analytical data, operational trial in the steel shop.

			BOF slag	
		Sewage sludge ash (SSA)	before	after addition of SSA
CaO	wt.-%	15.4	52.0	42.8
CaO_{free}	wt.-%	0.2		0.5
SiO_2	wt.-%	29.5	14.2	14.4
CaO/SiO_2		0.5	3.7	3.0
MgO	wt.-%	3.1	3.4	3.7
MnO	wt.-%	0.5	2.8	2.2
Al_2O_3	wt.-%	16.4	1.8	3.5
Fe_{total}	wt.-%	8.4	15.9	18.7
FeO	wt.-%	0.7		11.6
Fe_2O_3	wt.-%	10.9		12.9
K_2O	wt.-%	1.7		0.2
Na_2O	wt.-%	1,0		0.1
S	wt.-%	0.6	0.1	0.1
total P_2O_5	wt.-%	20.8	2.1	5.1
citric acid soluble P_2O_5	wt.-%	11.1		4.9
citric acid soluble P_2O_5	%	53		95

4 USE AS PHOSPHORUS FERTILIZER

An evaluation of the achieved results has to face two different aspects. These are the compatibility with existing regulations and the efficiency as phosphorus fertilizer.

All available data confirm that the newly developed phosphorus fertilizer "Thomas phosphate of the second generation" complies with the requirements on heavy metals of the German fertilizer regulation (Tab. 2). The sewage sludge ash used in these trials struggles with some limiting values of the German Fertilizer regulation (see Tab. 2), at least for cadmium and lead. The treated BOF-slag fully complies with the limiting values, even though an advice regarding total chromium is necessary.

Tab. 2: Heavy metal concentrations of sewage sludge ash and BOF slag compared to limits German fertilizer regulation; plant trials.

Plant trials		sewage sludge ash (SSA)	BOF-slag before addition of SSA	BOF-slag after addition of SSA	Limits German Fertilizer Regulation
As	ppm	< 5		< 5	40
Cd	ppm	3		< 0.5	2
Co	ppm	28		34	40*)
Cr	ppm	123	2400	1556	300*)
Cr^{6+}	ppm	< 1.0		< 1.0	2.0
Cu	ppm	764	33	104	200*)
Hg	ppm	< 0.2		< 0.2	1.0
Ni	ppm	73	27	21	80
Pb	ppm	241		28	150
Se	ppm	< 5		< 5	5*)
Tl	ppm	< 0.5		< 0.5	1
Zn	ppm	4534		701	200*)

*) to be indicated.

Despite a high amount of plant available phosphorus, as indicated by the solubility in citric acid, fertilizing efficiency regarding growth, take up of phosphorus and yield of plants has to be proven in vegetation trials. Slag samples enriched in P_2O_5 in lab and plant trials have been ground to the grain size recommended for Thomas phosphate and used in pot and field trials. Results were compared with results from control experiments using officially approved and commercially available phosphorus fertilizers like calcium monophosphate „TSP", dicalcium phosphate and original Thomas phosphate. Loamy soil with low phosphorus content from the field trials was used in the pot trials, too. Each fertilizer was applied in two different levels of addition. Differences in CaO of the various fertilizers were compensated by corresponding additions of limestone.

In general it can be stated that fertilizers produced by thermo-chemical reaction with sewage sludge ashes show similar effects as approved and commercially available phosphorus fertilizers. As an example Fig. 3 shows the development of maize after application of different materials and a reference without addition of phosphorus. The influence of BOF slag enriched in P_2O_5 is shown in the outer right of Fig. 3.

Fig. 3: Pot trials with maize, comparison of reference (no P) and different materials with P.

Untreated sewage sludge ash and even rock phosphate show just minor effects in plant growth compared to the reference without addition of phosphorus. In contrast to this, BOF slag samples from treatment with sewage sludge ash and approved phosphorus fertilizers, like TSP, show very positive effects with optically no differences between each other.

5 CONCLUSIONS

Lab tests and operational trials provided fundamental knowledge on the chemical and mineral reactions when treating liquid BOF slag with ashes rich in P_2O_5. Operational trials helped as well to answer basic questions on layout, operational parameters and construction of a treatment facility for the technical production of "Thomas phosphate of the second generation". Investigations on fertilizing efficiency regarding growth, uptake of phosphorus and yield of plants anticipate a high market potential. In Germany this would lead to an even higher market potential because this could be the only mineral phosphorus fertilizer with approval in organic farming. In Germany the new fertiliser type was approved in June 2015 as "converter lime Type C, ground BOF slag after addition of phosphorus materials in the liquid state".

REFERENCES

Bartsch, S., Breuer, J., Drissen, P., Pischke, J. & Rex, M. (2014) *Optimierte Ressourceneffizienz in der Konverterstahlerzeugung; Phosphor-Anreicherung und Aufschluss phosphorhaltiger mineralischer Reststoffe in flüssigen LD-Schlacken.* BMBF - gefördertes Forschungsvorhaben, Förderkennzeichen 033R004A – E.

ESPP (2013) *European Sustainable Phosphorus Platform.* March 2013. In: www.phosphorusplatform.eu.

Faulstich, M. (2009) *Ressourceneffizienz - Basis für eine nachhaltige Industriegesellschaft.* Vortrag auf der Kick-off Konferenz „Innovative Technologien für Ressourceneffizienz - rohstoffintensive Produktionsprozesse". Collegium Leonium, Bonn, Germany.

Fehrenbach, H. (2001) Ökobilanzielle Betrachtung der Klärschlammverwertung. In: *Berichte zur Umwelt, Bereich Abfall,* Band 6, Abfälle aus Kläranlagen in Nordrhein-Westfalen. Teil B Klärschlammentsorgung in Europa. Düsseldorf, Germany: MUNLV-NRW, pp. 101-122.

Kley, G., Köcher, P. & Brenneis, R. (2003) Möglichkeiten zur Gewinnung von Phosphor-Düngemitteln aus Klärschlamm-, Tiermehl- und ähnlichen Aschen durch thermochemische Behandlung. In: *Tagungsband zum Symposium „Rückgewinnung von Phosphor in der Landwirtschaft und aus Abwasser und Abfall".* Berlin, Germany: Umweltbundesamt und Institut für Siedlungswasserwirtschaft der RWTH Aachen.

Müller, H.W. (2013) Wie lange reichen unsere Phosphat-Vorräte noch? *DLG-Mitteilungen 1/2013,* 77.

Pinnekamp, J., Montag, D., Gethke, K., Goebel, S. & Herbst, H. (2007) *Rückgewinnung eines schadstofffreien, mineralischen Kombinationsdüngers „Magnesiumammoniumphosphat – MAP" aus Abwasser und Klärschlamm.* Forschungsbericht 202 33 308, UBA-FB 001009, 2. erweiterte Auflage. Dessau-Roßlau, Germany: Umweltbundesamt.

Röhling, S. (2007) Wie lange reichen die Rohstoffe für die Mineraldüngerproduktion noch aus? In: *Rohstoffverfügbarkeit für Mineraldünger - Perspektiven unter hohen Energiekosten und begrenzten Ressourcen.* Frankfurt, Germany: Bundesarbeitskreis Düngung, pp. 19-29.

Römer, W. (2012) Neue Dünger aus Abfällen. *DLG-Mitteilungen.* 7/2012, 66-69.

Statistisches Bundesamt (2013) *Düngemittelversorgung* - Fachserie 4 Reihe 8.2 - Wirtschaftsjahr 2012/2013. In: www.destatis.de.

Umweltministerkonferenz (2010) *Ergebnisprotokoll der 75. Umweltministerkonferenz* am 12. November 2010, Dresden, Germany.

Werner, W. (2002) Nährstoffe, Nährstoffverfügbarkeit und Düngewirkung von Sekundärrohstoffdüngern unter besonderer Berücksichtigung von Phosphat. In: *KTBL-Schrift* 404, 95-104.

File: 182

Weiterverwendung mineralischer Baustoffe und Entwässerung von Prozesswässern in geotextilen Schläuchen

H. Geißler & M. Wilke
HUESKER Synthetic GmbH, Geo DACH, Gescher, Deutschland

B. Kempf
Fröschl Management GmbH & Co KG, Hall, Österreich

KURZFASSUNG: Um Bauprojekte gleichermaßen verantwortungsvoll und effizient umzusetzen spielt ein intelligentes, projektübergreifendes Stoffstrommanagement eine immer wichtigere Rolle.

In Verbindung mit der Baubranche finden sich aktuelle Beispiele am Brennerbasistunnel in Tirol. Dort werden Tunnelausbruchmaterial aus dem Vortrieb und geogenen Ablagerungen aufbereitet, um als Betonzuschlag eingesetzt zu werden. Teil dieses Aufbereitungsprozesses ist die Abtrennung der Feinstkörnung durch Waschung des Materials. Hierbei entstehen jedoch nicht unwesentliche Mengen Schlamm, der seinerseits nun wieder einer Verwertung zugeführt werden muss. Direkt nach der Waschung ist eine Entwässerung des Schlammes aus wirtschaftlichen wie ökologischen Gründen nahezu unumgänglich.

Dieser Vortrag stellt die Entwässerung dieses Schlammes mithilfe des Systems „Entwässerung in geotextilen Schläuchen“ vor.

1 EINLEITUNG

Der bewusste und nachhaltige Umgang mit Ressourcen findet in zunehmenden Maße Eingang in alle Lebensbereiche. Dies gilt nicht zuletzt für die Bauindustrie, die einen nennenswerten Teil des weltweiten Abfallaufkommens und Energieverbrauchs verursacht. Gleichzeitig werden jedoch immer größere Mengen mineralischer Rohstoffe in Baumaßnahmen verbraucht. Schlagzeilen wie „Kampf um Sand – der neue Goldrausch“ (zdf.de 2015) sind ein deutliches Zeichen hierfür. Auf der Baustelle ohnehin anfallende Mineralstoffe vor Ort direkt wieder einzusetzen oder möglichst naheliegende Lagerstätten zu erschließen, um Transportwege einzusparen sollte daher neben der wirtschaftlichen Sinnhaftigkeit auch eine Verpflichtung gegenüber uns folgenden Generationen sein. Gleichermaßen sollte dafür Sorge getragen werden, dass dort wo mineralische Rohstoffe z.B. in Kiesgruben abgebaut werden so viel des gewonnen Materials wie eben möglich weiter verwertet wird.

Aktuelle Beispiele für den ressourcenschonenden Umgang mit mineralischen Baustoffen finden sich in Verbindung mit dem Bau des Brennerbasistunnels in Tirol. Zum einen wird dort eine benachbarte Lagerstätte von zuvor deponierten Kiesen abgebaut, um das Material als Betonzuschlag einzusetzen (Baulos Tulfes-Pfons, Ahrental). Zum anderen wird der beim Vortrieb des Brennerbasistunnels gewonnene Ausbruch zu großen Teilen in Brechern und Separationsanlagen aufbereitet und wieder eingesetzt (Baulos Wolf, Padastertal). In beiden Losen ist die Abtrennung der Feinstkörnung durch Waschung des Materials und die Separation in übliche Körnungsbereiche Teil des Prozesses. Es entstehen durch die Waschung jedoch nicht unwesentliche Mengen Schlamm, der seinerseits nun wieder deponiert oder einer Verwertung zugeführt werden muss.

2 ÜBLICHE HERANGEHENSWEISE

Um das zu deponierende Volumen zu reduzieren ist eine Entwässerung des Schlammes in der Regel der erste Verfahrensschritt in der Schlammverwertung. Außerdem sollte das aufbereitete Wasser optimalerweise dem im Kreislauf verlaufenden Waschprozess möglichst schnell wieder zugeführt werden.

Gesteinskörnungen feiner als Sand (< 0,063 mm), auch Schlämmkorn genannt, bilden den Großteil des im Schlamm enthaltenen Feststoffs. Aber auch Fein-, Mittel- und Grobsande können u.U. im Zuge der Separation anfallen.

Das Absetzen der Feststoffe in einer Kaskade von Absetzbecken oder Containermulden ist die einfachste Methode. Eine lange Umlaufzeit des Wassers, bedingt durch das langsame Absetzen der feinen Feststoffe und ein großer Platzbedarf für die Becken gehen mit dieser Methode einher. Eine nachträgliche Wiedervernässung des Materials infolge von Regen ist bei dieser Methode die Regel.

Mechanische Verfahren zur Fest-Flüssig-Trennung erreichen zwar in relativ kurzer Zeit hohe Trockenrückstände des Materials, jedoch sind die hierzu eingesetzten Anlagen wie Siebband- und Filterpressen, Zyklone o.ä. in ihrer Kapazität begrenzt, da nur eine geringer Durchsatz in der Stunde möglich ist.. Hohe Kosten für die erforderliche Energie der maschinellen Entwässerung, die es einzukalkulieren gilt, sind sowohl eine Folge des geringeren Duchsatzes als auch der prinzipiellen Funktionsweise der Maschinen. Des Weiteren kann die Wartung aufwändig und kostspielig sein, insbesondere wenn Sand oder gröbere Materialien Bestandteil des Feststoffes sind.

3 INNOVATIVER LÖSUNGSWEG

Schlämme aller Art können unabhängig von ihrem organischen Anteil und ihrer Entstehung in geotextilen Schläuchen entwässert werden. Das passive, statisch gravimetrische Verfahren kann verfahrenstechnisch zwischen den extensiven, rein statischen Verfahren (z.B. Absetzbecken) und den maschinellen Verfahren (z.B. Kammerfilterpresse) angesiedelt werden. Zur Entwässerung wird der Schlamm in große schlauchförmige, geotextile Behälter gepumpt, die durch ihre Filterwirkung die Feststoffe in ihrem Innern zurückhalten. Das Filtratwasser kann dem Reinigungsprozess direkt wieder zugeführt werden. Bei der überwiegenden Anzahl von Schlämmen sind Flockungshilfsmittel (FHM) zur effektiven Fest-Flüssig-Trennung zuzusetzen. Diese FHM (auf polymerer, mineralischer oder organischer Basis) binden die Feinpartikel aufgrund ihrer Ladung zu großen stabilen Flocken, die deutlich schneller sedimentieren. Gleichzeitig bilden die Flocken einen sich an der Innenseite des Gewebes anlagernden Filterkuchen, der die Partikelabscheidung in Sinne der klassischen Kuchenfiltration verbessert. Es ist darauf zu achten, dass die Zusätze verträglich mit der weiteren Verwertungsstrategie des entwässerten Reststoffes sind.

Im Gegensatz zu maschinellen Entwässerungstechniken laufen die Prozessschritte der Befüllung und Entwässerung nicht nacheinander sondern gleichzeitig ab. Zusammen mit der hohen Befüllkapazität, bedingt durch die Größe der Entwässerungsschläuche lassen sich große Menge Schlamm deutlich effizienter entwässern.

Die Technologie „Entwässerung in geotextilen Schläuchen“, die einzelnen Komponenten und Verfahrensschritte des Systems wurden detailliert im Rahmen des Vortrags „Deponierung umweltrelevanter Schlämme in geosynthetischen Schläuchen“ (Geißler et al. 2014) auf der DepoTech 2014 vorgestellt. Dort finden sich auch ausführliche Hinweise zur Bemessung der Entwässerungsschläuche und den Anforderungen an die Filtereigenschaften der eingesetzten Gewebe.

4 ERFAHRUNGEN UND ERGEBNISSE AUS DER ANWENDUNG DES ENTWÄSSERUNGSSYSTEMS AM BRENNERBASISTUNNEL

4.1 Baulos Tulfes Pfons, Ahrental

An der Brennerautobahn A13 unterhalb von des Ortes Patsch wird durch die Fröschl Management GmbH eine postglaziale Ablagerung fluvialen Schotters abgebaut. Es handelt sich um ca. 10.000 bis 18.000 Jahre alte Sedimente, die nach der Entnahme gewaschen, separiert und als Betonzuschlag für den Bau des Brennerbasistunnel (BBT) verwendet werden.

Die Aufgabemenge auf die Separationsanlage beträgt 160 bis 200 t/h. Im Prozess fällt monatlich ein Volumen von 3.000 m³ Schlamm an, dessen Trockenrückstand in der Größenordnung von 5-9 % liegt. Von der für die Kieswäsche benötigten Wassermenge (200 m³/h) sind 94 % aufbereitetes, im Kreislauf geführtes Wasser. Zur Pufferung werden Wasserbehälter mit einem Volumen von 250 m³ vorgehalten. Der potentielle Baustoff wird nach der Vorsiebung auf 2 Decks in einem Prallbrecher zerkleinert und anschließend in einer 3-Deck-Siebbox mit Wasserbedüsung und einer Doppelzyklonanlage mit Entwässerungssieb separiert.

Abb. 1: Entwässerungsbecken mit teilgefülltem Schlauch links und zur Befüllung ausgelegtem Schlauch rechts.

In einem mit Spritzbeton ausgekleideten Becken mit insgesamt 1.600 m² Fläche werden parallel zwei Entwässerungsschläuche mit einer Lagerkapazität von insgesamt 1.450 m³ alternierend befüllt. Die Befüllung ist in der Art gesteuert, dass immer ein Schlauch mit freier Befüllkapazität zur Verfügung steht. So verbleibt ausreichend Zeit zur Entwässerung und Konsolidation, sowie zur Räumung und Neuauslage des jeweils anderen Schlauches.

Laufende Untersuchungen des entwässerten Materials hinsichtlich einer möglichen Verwendung als mineralische Dichtung oder zumindest Ausgleichsschicht unter anderen Dichtungssystemen sind zurzeit noch nicht abgeschlossen.

4.2 Baulos Wolf, Padastertal

Südlich der Ortschaft Steinach am Brenner zweigt das Padastertal nach Osten vom Silltal ab. Die Bietergemeinschaft Swietelsky / Swietelsky Tunnelbau erhielt den Auftrag zu diesem Baulos, welches unter anderem den Bau des Zufahrtstunnels Wolf und des Erkundungsstollens Wolf beinhaltet. Sowohl Zufahrtstunnel, Erkundungsstollen wie auch ein weiterer Erkundungsstollen in der Hauptachse des Tunnels Richtung Süden wurden bzw. werden im Sprengvortrieb vorangetrieben. Das gebrochene Material wird aus dem Tunnel transportiert und auf der im Padastertal eingerichteten Baustelle zu Betonzuschlag weiterverarbeitet.

Abb. 2: Brecher (im Hintergrund), Wasch- und Separationsanlage im Padastertal.

Durch diesen Prozess entsteht hier ein Volumen von 20.000 m³ Schlamm im Jahr. 130 m³ Schlamm mit einem Trockenrückstand von 8 M-% werden stündlich der Entwässerung zugeführt. Durch Zugabe von anionischem Polymer mit einer Dosierung von lediglich 0,07 kg/t TS wird in den Entwässerungsschläuchen ein TS-Gehalt von 66 M-% erreicht. Das entspricht einer Volumenreduktion von mehr als 90 %.

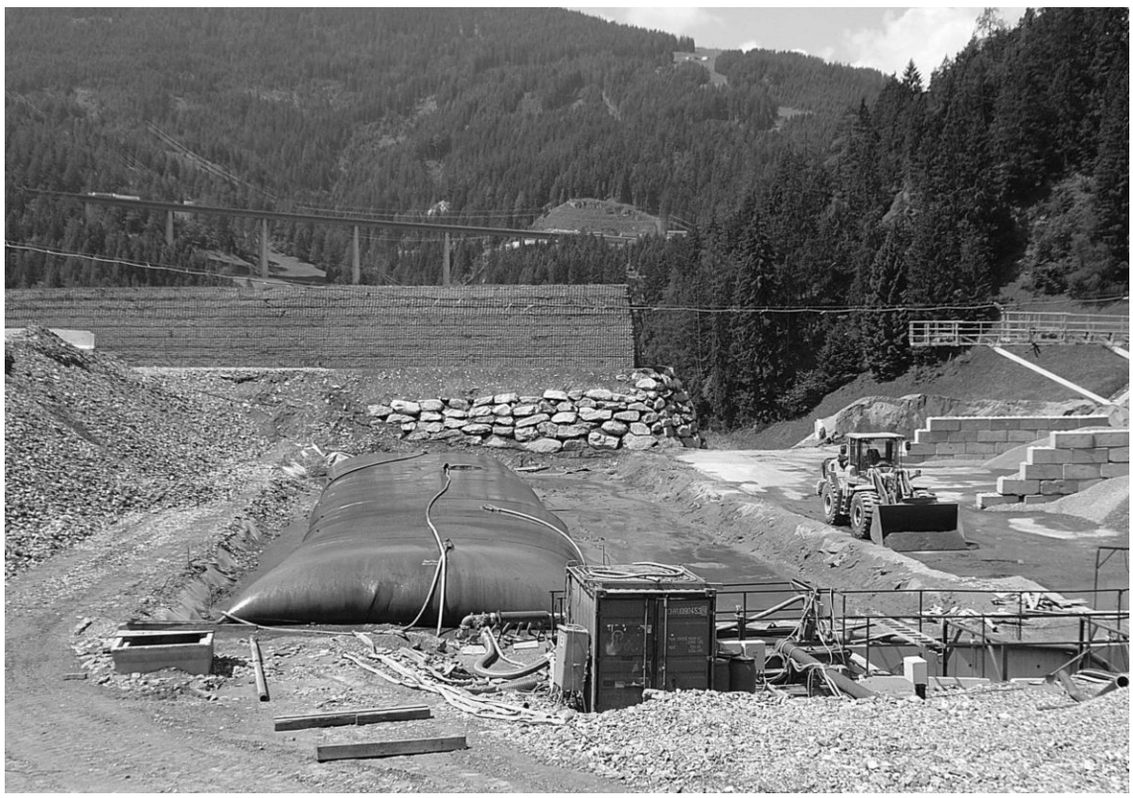


Abb. 3: Entwässerungsschlauch im Padastertal, davor Container mit Einmisch- und Dosieranlage.

4.3 Ergebnisse

Die Tabelle 1 fasst die Eingangswerte und die Ergebnisse der beiden vorgestellten Entwässerungsmaßnahmen zusammen. Offensichtlich ist, dass die Feststofffracht des Schlammes der Ablagerung Schwankungen unterliegt, das Abbruchmaterial aus dem Sprengvortrieb jedoch zu einer sehr konstanten Feststofffracht führt. Durch „intelligente“ Steuerung der FHM-Dosierung mittels Feststoffsonde ist dennoch eine gleichmäßige Flockung und somit ein gutes Entwässerungsergebnis erreichbar.

Tab. 1: Eckdaten zur Entwässerung mineralischer Schlämme am Brenner Basistunnel.

		Tulfes-Pfons, Ahrental	Wolf, Padastertal
Schlammherkunft		Kiesabbau	Tunnelausbruch
Schlammart		Mineralisches Schlämmkorn	Mineralisches Schlämmkorn
Volumendurchsatz	[m³/Jahr]	36.000	20.000
Eingangs-TR	[M-%]	5 - 9	8
Polymerverbrauch	[kg/t TS]	0,2	0,07
TR nach Entwässerung	[M-%]	52	66
Mittlere Dauer der Befüllung	[Tage]	5	8
Zusätzliche Entwässerungsphase	[Tage]	4	2

5 SCHLUSSFOLGERUNG BZW. ZUSAMMENFASSUNG

Ursprünglich bei der Gewässersanierung eingesetzt, zeigt die Entwässerung in geotextilen Schläuchen auch bei der Anwendung auf mineralische Schlämme aus Kieswaschanlagen eine hohe Effizienz. Neben der sofortigen Wiederverwendung des Prozesswassers sind weitere Vorteile wie Volumenreduktion und folglich Einsparung von Transport- und Deponiekosten offensichtlich. Weiteres Potential liegt in der Weiterverwendung des entwässerten Rückstands für andere bautechnische Zwecke, z.B. als mineralische Dichtung. Als wesentlicher Verursacher von Abfällen und Verbraucher von mineralischen Rohstoffen sollte sich die Bauindustrie selber in der Verpflichtung sehen Stoffstrommanagement und Rohstoffrecycling nicht allein aus ökonomischen Gründen zu praktizieren. Die Technik der Entwässerung in geotextilen Schläuchen führt den ökologischen Gedanken, z.B. Abbruchmaterial vor Ort direkt wieder zu verwenden, konsequent fort. Schließlich wäre es widersinnig derartige Bestrebungen mit einer Unzahl an aufwändigen (Nass-) Schlammtransporten oder einer im Energieverbrauch intensiven Entwässerungstechnik zu konterkarieren.

LITERATUR

Geißler, H., Wilke M. & Lassnig, H (2014) Deponierung umweltrelevanter Schlämme in geotextilen Schläuchen. In: *Tagungsband DepoTech 2014*. Leoben, Österreich.

ZDF & Lesch H. (2015) *Kampf um Sand – Der neue Goldrausch.* http://www.zdf.de/leschs-kosmos/kampf-um-sand-goldrausch-harald-lesch-in-leschs-kosmos-39676994.html.

File: 183

XMercury – Ein innovatives Verfahren zur Reduktion von Quecksilberemissionen bei der Herstellung von Zementklinker

F. Salzer
w&p Zement GmbH, Technologie und Projektierung, Klein St. Paul, Österreich

H. Flachberger
Montanuniversität Leoben, Lehrstuhl für Aufbereitung und Veredlung, Leoben, Österreich

KURZFASSUNG: Durch das Minamata-Abkommen werden in naher Zukunft Maßnahmen zur Reduktion des weltweiten Quecksilberausstoßes zu setzen sein. Es ist davon auszugehen, dass auch die Zementindustrie gefordert sein wird, einen Beitrag dazu zu leisten. Prozessbedingt reichern sich bei der Zementklinkerherstellung Quecksilber (Hg) und andere hochflüchtige Elemente/Verbindungen im Rohmehl an. Aufgrund der vorherrschenden Prozessbedingungen und der hohen spezifischen Oberfläche der Mahlprodukte werden diese bevorzugt an Feinstfraktionen wie z.B. dem Filterstaub angelagert bzw. emittiert. Um verschärfte Grenzwerte, wie zum Teil bereits in den USA vorgeschrieben, zukünftig gesichert zu erreichen und im Regelbetrieb einhalten zu können, hat sich die w&p Zement GmbH entschieden, gemeinsam mit der Scheuch GmbH und der A TEC Production und Services GmbH ein zukunftsweisendes Verfahren zur Reduktion von Hg-Emissionen zu entwickeln. Die Projektpartner haben dazu eine Pilotanlage im Werk Wietersdorf errichtet und in Betrieb genommen. Der Hg-Ausstoß der Klinkerproduktion Wietersdorf konnte durch den Betrieb der Pilotanlage bereits um mehr als 80 % gesenkt werden.

1 EINLEITUNG

Das Minamata-Abkommen der UNEP setzte 2013 den ersten Schritt, Quecksilberemissionen weltweit zu reduzieren. Unter den Emittenten befindet sich laut der im Abkommen dargestellten Studie neben den artisanalen Goldbergbau- und Kohlefeuerungsanlagen auch die Zementindustrie. Da der Quecksilberausstoß in der Zementindustrie sowie bei Kohlefeuerungsanlagen über dementsprechende Reglementierung einfacher (zumindest in Europa und Nordamerika) zu begrenzen ist, erfolgten auch hier die ersten Grenzwertverschärfungen. Viele Regelbrennstoffe, wie zum Beispiel Steinkohle und mineralische Einsatzstoffe primären Ursprungs, die für die Zementklinkerproduktion notwendig sind, enthalten bereits Quecksilber in unterschiedlichen Verbindungen und Mengen. Eine Einhaltung dieser Grenzwerte ist in vielen Fällen bereits ohne die Verwendung von Ersatzbrenn- und Rohstoffen kaum mehr möglich. Vereinzelt werden in der Branche bereits Verfahren angewendet, welche die Quecksilberemissionen auf die neuen Grenzwerte reduzieren können. Der Nachteil an diesen Verfahren liegt jedoch in hohen Investitions- und Betriebskosten.

Aus diesem Grund haben die w&p Zement GmbH mit den Projektpartnern Scheuch GmbH und A TEC Production und Services GmbH gemeinsam beschlossen, ein neues, wirtschaftliches Verfahren zur Reduktion von Quecksilberemissionen zu entwickeln. Als wissenschaftlicher Projektpartner fungiert der Lehrstuhl für Aufbereitung und Veredlung der Montanuniversität Leoben, welcher sich in einer Arbeitsgruppe seit Jahren mit dem Thema Quecksilber und dessen Abreicherung aus primären Roh- und sekundären Reststoffen auseinandersetzt.

2 THEORETISCHER HINTERGRUND UND METHODEN ZUR REDUKTION DER QUECKSILBEREMISSION

Die Herstellung von Zementklinker erfolgt mittlerweile zumeist nach dem sogenannten Trockenverfahren in Drehrohröfen mit vorgeschalteten Zyklonwärmetauschern. Das fein gemahlene Rohmehl wird im Regelfall in einer dem Brennprozess vorgeschalteten Mahltrocknungsanlage (Rohmehlmühle) aufbereitet und im nachfolgenden Klinkerbrennprozess bis zu einer Maxi-

maltemperatur von ca. 1.450 °C erwärmt, um die Bildung der Klinkerminerale, mit den später notwendigen hydraulischen Eigenschaften zur Verwendung als Bindemittel, zu erreichen. Abb. 1 zeigt eine vereinfachte Darstellung des Produktionsprozesses für Zementklinker. Die Temperaturen der Gase (Verbrennungsluft und Abgas) und Feststoffe (Rohmaterialien, Staub und Klinker) umfassen im Klinkerbrennprozess eine sehr große Temperaturspanne von ca. 2.000 °C (Ofenflamme) bis zu 120 °C (Staubfilter).

Durch den Gegenstrom von Rauchgas und Rohmehl, welches hauptsächlich aus $CaCO_3$ und CaO besteht, werden saure Gasbestandteile wie SO_2, HCl oder HF (CEMBUREAU 1999) im Feststoff gebunden und nicht durch den Kamin freigesetzt (Zheng et al. 2012). Dieses Grundprinzip kann auch für andere Elemente angewendet werden, welche bei niedrigen Temperaturen am Feststoff kondensieren oder auch chemisch gebunden werden. Diese Effekte treten bei der Klinkerherstellung grundsätzlich in zwei Bereichen des Produktionsprozesses auf und bilden dort zwei Kreisläufe, die als innerer und äußerer Kreislauf bezeichnet werden (Abb. 1).

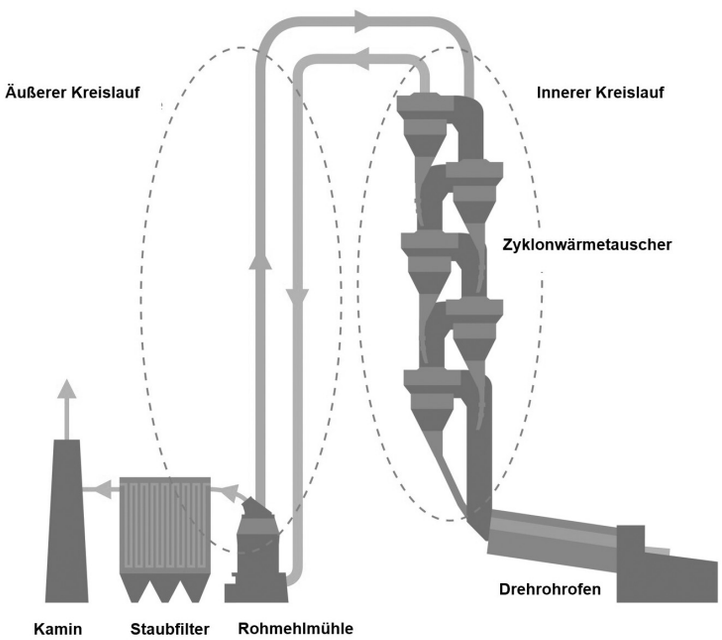


Abb. 1: Vereinfachte schaubildliche Darstellung des Zementklinkerproduktionsprozesses mit hervorgeho-benem innerem und äußerem Kreislauf (Salzer 2015).

Im inneren Kreislauf verdampfen flüchtige anorganische Stoffe bei hohen Temperaturen im Bereich Vorwärmer/Drehrohrofen, welches in Zonen des Vorwärmers, in welchem niedrigere Temperaturen als die Verdampfungstemperaturen der Elemente/Verbindungen vorherrschen, kondensiert und an den Oberflächen der Feststoffpartikel adsorbiert oder auch chemisch gebunden wird. Werden diese Feststoffpartikel in die heißen Zonen rückgeführt, dampfen die kondensierten Komponenten zumindest zum Teil wieder ab und formen so den inneren Kreislauf. Zu den Elementen/Verbindungen, die im inneren Kreislauf wieder rückgeführt werden, gehören u.a. Chlor, Schwefel und auch Alkalien.

Der äußere Kreislauf baut sich zwischen Zyklonwärmetauscher und Mahltrocknung beziehungsweise Staubfilteranlage auf. Einige flüchtige Elemente/Verbindungen können bei der vorherrschenden Temperatur in diesem Bereich kondensieren und reichern sich deshalb im Filterstaub an. Dieser wird dem fertig gemahlenen Rohmehl nach der Rohmehlmühle wieder beigemengt, wodurch die kondensierten Elemente/Verbindungen in den Prozess rückgeführt werden. Dadurch erfolgt eine Schließung des äußeren Kreislaufes. Typische Elemente/Verbindungen, welche im äußeren Kreislauf adsorbiert werden, sind beispielsweise NH_3 und leichtflüchtige Schwermetalle.

Weitere Unterschiede können durch die Fahrweise der Rohmühle entstehen, je nachdem, ob diese eingeschaltet und die Abgase des Zyklonwärmetauschers zur Mahltrocknung verwendet werden (Verbundbetrieb) oder ausgeschaltet (Direktbetrieb) ist. Im Verbundbetrieb ist die Adsorptionsrate der Elemente/Verbindungen aufgrund der geringeren Abgastemperaturen und der erhöhten Beladung des Gasstroms mit frischem Rohmehl als Sorbens höher. Im Direktbetrieb

adsorbieren die Schadstoffe lediglich am Filterstaub, wobei darüber hinaus die Abgastemperatur am Filtereintritt typischerweise höher ausfällt. Da zwischen 80-90 % der weltweit betriebenen Zementanlagen im Verbundbetrieb gefahren werden (Department of Environmental Quality 2007), wird dieser Betrieb für die weitere Prozessbeschreibung einer näheren Betrachtung unterzogen.

Quecksilber wird durch Rohmaterialien und/oder durch Brennstoffe in den Zementklinkerproduktionsprozess eingebracht (Hills & Stevenson 2006), (Sprung & Rechenberg 1998), (Fytili & Zabaniotou 2008), (Åmand & Leckner 2004). Neben elementarem Quecksilber werden dabei auch Quecksilberverbindungen freigesetzt. Das oxidierte Quecksilber bildet eine Palette an verschiedenen chemischen Verbindungen mit anderen Elementen, welche im Rauchgas des Klinkerherstellungsprozesses vorhanden sind (Zheng et al. 2012). Die verschiedenen Schmelz-, Siede- und Sublimationstemperaturen sind in Tab. 1 dargestellt.

Der Aufbau eines typischen Quecksilberkreislaufs bei der Zementklinkerproduktion ist in Abb. 2 dargestellt. Im Klinkerbrennprozess verdampfen Quecksilberverbindungen aus beiden Quellen (Rohstoffe/Brennstoffe) und kondensieren erneut in den Bereichen Rohmehlmühle oder Ofenfilter, wodurch die höchste Quecksilberkonzentration im Kreislauf zwischen Rohmehlsilo und Klinkerbrennprozess auftritt. Enthält der Staubkreislauf einen hohen Anteil an Quecksilber, oder ist die Temperatur am Eintritt des Hauptfilters zu hoch, kann Quecksilber nicht effizient am Staub adsorbiert werden, was zu erhöhten Quecksilberemissionen und einer eventuellen Überschreitung der Grenzwerte führen kann.

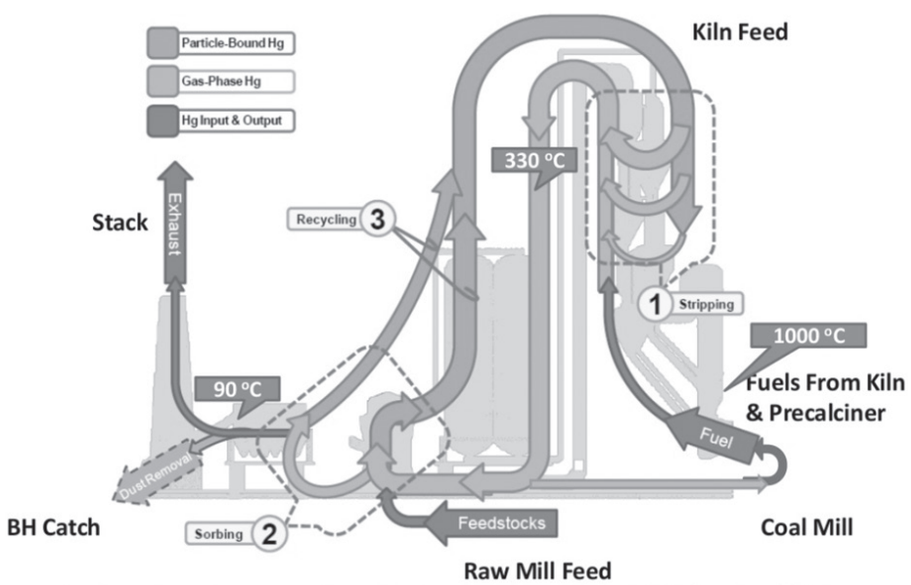


Abb. 2: Typischer Quecksilberkreislauf einer Zementklinkerproduktionsanlage (Sikkema 2011).

Um diese erhöhten Quecksilberemissionen durch primäre Maßnahmen zu reduzieren, gibt es mehrere Möglichkeiten. Grundsätzlich kann der Quecksilbereintrag durch geeignete Auswahl von Roh- und Brennstoffen reduziert werden. Diese Möglichkeit stellt jedoch in den meisten Fällen keine Lösung dar, da beispielsweise das bergmännisch gewonnene Rohgut qualitativen Schwankungen unterliegen kann oder nur bestimmte Brennstoffe (natürliche und Ersatzbrennstoffe) für einen wirtschaftlichen Betrieb der Zementklinkerproduktion eingesetzt werden können. Aus diesem Grund muss in den meisten Fällen eine andere Maßnahme zur Reduktion von Quecksilberemissionen gewählt werden.

Neben dem Einsatz eines Aktivkohlefilters am Ende der Prozesskette (nach dem Staubfilter) und der Eindüsung von Aktivkohle direkt vor dem Staubfilter, welche beide eine große Menge an Aktivkohle benötigen, hat sich das sogenannte „Bluten“ als eine geeignete Variante zum Aufbrechen des Quecksilberkreislaufes erwiesen. Dabei wird eine Teilmenge des Filterstaubs aus dem Kreislauf ausgeschleust. Der Nachteil hierbei ist jedoch, dass je nach Quecksilbergehalt z.T. beträchtliche Mengen an Filterstaub aus dem System ausgeschleust werden müssen. Das also bereits für den Klinkerbrennprozess vollständig aufbereitete Rohmaterial (Rohmehl) kann in diesem Fall nicht mehr zweckgemäß eingesetzt werden und muss eventuell sogar entsorgt werden.

Tab. 1: Schmelz-, Verdampfungs- und Sublimationstemperaturen verschiedener Hg-Verbindungen (Perry et al. 1997).

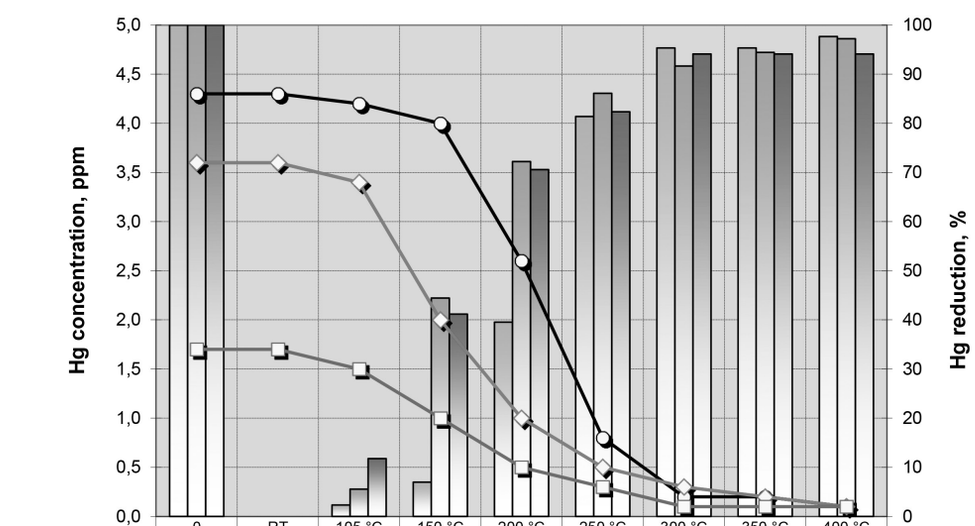
Verbindung	Schmelzpunkt [°C]	Siedepunkt [°C]	Zersetzungs- / Sublimationspunkt [°C]
Hg(0)	-39	357	n.a.
$HgCl_2$	277	302	n.a.
HgS	n.a.	446-583	580
HgO	n.a.	356	500
$HgBr_2$	237	322	n.a.
HgI_2	259	350	n.a.
HgF_2	645	650	645

3 VORVERSUCHE AM STANDORT WIETERSDORF

Um die theoretischen Grundlagen zur Quecksilberabreicherung direkt an einer Klinkerproduktionsanlage anzuwenden und um den eigenen Quecksilberkreislauf besser verstehen zu können, wurde ein Großversuch im Werk Wietersdorf durchgeführt. Zu diesem Zweck wurde der gesamte Filterstaub eine Woche lang aus dem Klinkerproduktionsprozess kontinuierlich ausgeschleust. Um den gesamten Kreislauf abbilden zu können, wurden in diesem Zeitraum alle Eingangs- und Ausgangsströme der Klinkerproduktion beprobt und analysiert. Insgesamt wurden während des Versuchs rund 500 Proben gezogen.

Das Ergebnis des Versuchs übertraf die Erwartungen: Der Quecksilberkreislauf und somit auch die Quecksilberemissionen konnten durch die Ausschleusung um mehr als 75 % reduziert werden. Des Weiteren wurde auch festgestellt, dass sich der Quecksilbereintrag in das System gleichmäßig auf die Brenn- und Rohstoffe aufteilt.

Im nächsten Schritt wurden Versuche mit dem ausgeschleusten Filterstaub durchgeführt. Der Filterstaub ähnelt in der chemischen Zusammensetzung der des Rohmehls. Um den Filterstaub wieder als Rohmaterial zur Klinkerproduktion einsetzen zu können, ohne den Quecksilberkreislauf wiederaufzubauen, muss das Quecksilber zuvor durch ein geeignetes Verfahren aus dem Filterstaub entfernt werden. Deshalb wurden im Werkslabor Abdampfungsversuche durchgeführt. Verschiedene Filterstaubproben wurden stufenweise erhitzt und nach jeder Temperaturstufe analysiert. Dabei konnte für die Situation in Wietersdorf (Rohstoffe und Prozessbedingungen) festgestellt werden, dass der Großteil des Quecksilbers ab einem Temperaturbereich zwischen 300-350 °C aus den Proben abgetrennt werden konnte (siehe Abbildung 3).



	0	RT	105 °C	150 °C	200 °C	250 °C	300 °C	350 °C	400 °C
Sample 2 [%]	100	0	2	7	40	81	95	95	98
Sample 3 [%]	100	0	6	44	72	86	92	94	97
Sample 4 [%]	100	0	12	41	71	82	94	94	94
Sample 2 [ppm]	4,3	4,3	4,2	4,0	2,6	0,8	0,2	0,2	0,1
Sample 3 [ppm]	3,6	3,6	3,4	2,0	1,0	0,5	0,3	0,2	0,1
Sample 4 [ppm]	1,7	1,7	1,5	1,0	0,5	0,3	0,1	0,1	0,1

Abb. 3: Ergebnisdarstellung der im Labor durchgeführten Hg-Abdampfungsversuche (Salzer 2015).

4 DIE ENTWICKLUNG DES VERFAHRENS

Basierend auf den zuvor beschriebenen Untersuchungen wurde die XMercury-Pilotanlage, wie im nachstehenden Text beschrieben, konzipiert: Dabei wird der Filterstaub durch das heiße Verbrennungsgas, welches aus der untersten Zyklonstufe des Zyklonwärmetauschers des Klinkerproduktionsprozesses abgezogen wird, vorgewärmt. Dieser Vorwärmprozess erfolgt in einer parallel zum Zyklonwärmetauscher des Klinkerherstellungsprozesses angebrachten Vorwärmstrecke, in welcher der Filterstaub auf die zur Verdampfung des Quecksilbers notwendige Temperatur erhitzt wird. Mittels des Einsatzes von Hocheffizienzzyklonen wird der erhitzte, weitestgehend quecksilberfreie Staub abgeschieden und zur dritten Zyklonstufe des Zyklonwärmetauschers des Klinkerproduktionsprozesses rückgeführt. Nach den Hocheffizienzzyklonen wird ein Heißgasfilter, bestückt mit Keramikfilterkerzen, zur Entstaubung des in den Hocheffizienzzyklonen vorentstaubten Gasstromes verwendet. Das sich in der Gasphase befindliche Quecksilber wird somit von der Staubfracht vollständig abgetrennt. Der quecksilberbeladene Gasstrom wird durch gleichzeitiges Eindüsen von Wasser - zur schnellen Abkühlung - und Aktivkohle oder einem ähnlichen Sorbens (z.B. Herdofenkoks) - zur möglichst vollständigen Adsorption - behandelt. Versuche haben bereits gezeigt, dass eine nahezu 100 %ige Abscheidung des Quecksilbers bei der Verwendung von bestimmten Sorbenzien und bei bestimmten Betriebsbedingungen möglich ist. Der gereinigte und weitestgehend quecksilberfreie Abgasstrom wird wieder vor der Rohmehlmühle in den Abgasstrom des Klinkerproduktionsprozesses rückgeführt (Abb. 4).

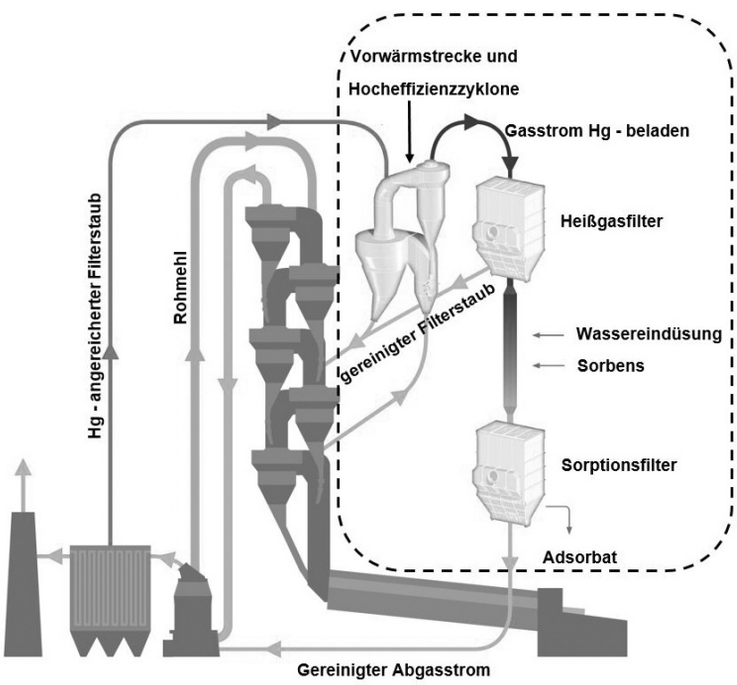


Abb. 4: Vereinfachte Darstellung der Einbindung der XMercury-Pilotanlage (innerhalb der strichlierten Linie) in den Klinkerproduktionsprozess (Salzer 2015).

5 ERSTE BETRIEBSERFAHRUNGEN MIT DER PILOTANLAGE IN WIETERSDORF

Die XMercury-Pilotanlage, welche im Zementwerk in Wietersdorf - abgestimmt auf die lokalen Betriebszustände - implementiert wurde, ist seit April 2015 in Betrieb. Dabei wird die Anlage mit einer Filterstaub-Aufgaberate von 5-10 t/h und Temperaturen bis maximal 400 °C betrieben. Die Heißgas-Abzugsmenge aus der Zyklonstufe 5 der Zementklinkerproduktion beträgt ca. 3-5 % des Gesamtgasstroms im Zyklonwärmetauscher.

Der Quecksilbergehalt des Filterstaubes in die XMercury-Pilotanlage betrug zu Versuchsbeginn bis zu 10 ppm Quecksilber. Im abgereicherten Zustand des Kreislaufs bewegt sich der Quecksilbergehalt im Filterstaub im Bereich von um die 0,5-1 ppm.

Messungen zeigten, dass nach der Verdampfung in der Vorwärmstrecke der XMercury-Pilotanlage annähernd 90-95 % des partikelgebundenen Quecksilbers abgedampft und am Sorptionsfilter mit nahezu 100 % wieder adsorbiert und somit aufkonzentriert werden konnte.

Durch die hohe Verdampfungs- und Adsorptionsrate konnte der Quecksilberkreislauf innerhalb weniger Wochen in einen stationären Zustand gebracht werden, wobei die aus den Vorversuchen erreichten Emissionsreduktionswerte von Quecksilber übertroffen werden konnten. Die Anlage wird derzeit konstant mit einem Abscheidegrad von über 80 % betrieben. Der Betriebsmittelverbrauch konnte während des ersten Versuchsjahres auch deutlich reduziert werden.

Insgesamt konnte der Quecksilbergehalt im Adsorbat von anfänglich um die 1.000 ppm auf über 5.000 ppm durch die Auswahl von geeigneten Adsorptionsmitteln und der Optimierung der Betriebsbedingungen gesteigert werden. Somit fallen im Werk Wietersdorf zukünftig nur mehr geringe Mengen an mit Quecksilber beladenem Adsorbat an (max. 10 t/a). Der Verbrauch an elektrischer Energie der Gesamtanlage inklusive des Staubtransportes mittels pneumatischer Förderung lässt sich mit ca. 0,8-1 kWh/t Klinker beziffern. Ein weiterer Vorteil des Gesamtsystems ist die direkte Nutzung von Abwärme aus dem Klinkerbrennprozess zur Erwärmung des Filterstaubs, sodass keine zusätzliche thermische Energie in das Gesamtsystem zugeführt werden muss.

6 AUSBLICK

Die Pilotanlage lieferte bereits nach sehr kurzer Zeit vielversprechende Ergebnisse. Das Niveau des Quecksilberkreislaufs und somit auch die Emissionen konnte um mehr als 80 % gesenkt werden. Das mit Quecksilber angereicherte Adsorbat übertraf die ursprünglichen Erwartungen hinsichtlich des Quecksilbergehaltes (ursprüngliches Ziel: 1.000 ppm) um mehr als das Fünffache. Durch weitere Versuchsreihen an der Pilotanlage mit unterschiedlichen Adsorptionsmitteln, Temperaturen und auch Anlagenkonfigurationen sollen diese Werte noch weiter verbessert werden, um letztendlich ein in der Industrie voll einsetzbares Verfahren mit leistbaren Betriebs- und Investitionskosten anbieten zu können. Die bisher erzielten Ergebnisse der Pilotanlage konnten bereits nach der vergleichsweise kurzen Versuchsphase weitere Zementhersteller überzeugen – es befinden sich gerade zwei weitere Anlagen für europäische Zementhersteller in der Planungsphase, welche 2017 bereits realisiert werden sollen. Des Weiteren sind auch noch Kooperationen mit anderen Unternehmen geplant, um eine technische Möglichkeit zur Wiederaufbereitung des Adsorbats zu finden, welches derzeit in Untertagedeponien entsorgt wird.

LITERATUR

Åmand, L.E. & Leckner, B. (2004) Metal emissions from co-combustion of sewage sludge and coal/wood in fluidized bed. *Fuel* 83, pp. 1803-1821.

CEMBUREAU (1999) *The European Cement Association. Best available technologies for the cement industry,* Brussels; Belgien.

Department of Environmental Quality State of Oregon (2007) *Ash grove mercury reduction, advisory committe's report.*

Fytili, D. & Zabaniotou, A. (2008) Utilization of sewage sludge in EU application of old and new methods-a review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 12, pp. 116-140.

Hills, L.M. & Stevenson, R.W. (2006) *Mercury and lead content in raw materials.* PCA R&D Serial No. 2888.

Kern, S., Reinhold, H. & Salzer, F. (2015) Breaking the Mercury Cycle for Emission Abatement with the ExMercury - *Splitted Preheater System Zement-Kalk-Gips* 09/2015

Perry, R.H., Green, D.W. & Maloney, J.O. (1997) *Perry's chemical engineers' handbook,* 7th ed. The McGraw-Hill Companies Inc.

Sikkema, J.K. (2011) *Fate and transport of mercury in Portland cement manufacturing facilities.* Graduate Theses and Dissertation, Iowa State University; USA, Paper 11907.

Sprung, S. & Rechenberg, W. (1998) Levels of heavy metals in clinker and cement. *Zement-Kalk-Gips* 47, 183.

Zheng, Y., Jensen, A.D., Windelin, C. & Jensen, F. (2012) Review of technologies for mercury removal from flue gas from cement production processes: Progress in *Energy an Combustion Science* 38, pp. 599-629.

File: 184

Recycling von Trübwasserinhaltsstoffen mittels Ionentauscher-Loop-Stripping

M. Ellersdorfer, J. Lubensky & A. Lechleitner
Montanuniversität Leoben, Lehrstuhl für Verfahrenstechnik des industriellen Umweltschutzes, Leoben, Österreich

K. Stocker
Montanuniversität Leoben, Lehrstuhl für Rohstoffmineralogie, Leoben, Österreich

KURZFASSUNG: Das Ionentauscher-Loop-Stripping ist ein neues Verfahren zur Rückgewinnung von Ammonium aus Trübwässern von Kläranlagen, welches in Form einer konzentrierten $(NH_4)_2SO_4$-Lösung als Entstickungsmittel für die industrielle Rauchgasreinigung verwendet werden soll. Das Verfahren beruht auf der Kombination eines Festbett-Ionentauschersystems zur NH_4^+-Adsorption auf Basis von natürlichem Zeolith und simultaner Strippung der NaOH-hältigen Regenerationslösung. Die technische Durchführbarkeit wurde zunächst an einer Technikumsanlage mit einer Behandlungskapazität von ca. 20 L h^{-1} an künstlichen Modellösungen und realen Trübwasserproben demonstriert. In ersten Versuchen konnten Abscheideraten von 60 und 70 % bezogen auf die NH_4^+-Eingangskonzentration (ca. 1 g L^{-1}) erreicht werden, wobei die Austauschkapazität des Zeoliths für NH_4^+ bei mehrfacher Regeneration zunimmt. Gleichzeitig wurde ein Rückgang bestimmter Schwermetallkonzentrationen (Zn, Cu, Cr) und des Phosphatgehalts der behandelten Trübwasserproben festgestellt. Zum besseren Verständnis dieser Vorgänge wurde der eingesetzte Zeolith umfassend mineralogisch/chemisch charakterisiert und wesentliche Prozessparameter für eine Umsetzung des Verfahrens im Pilotmaßstab optimiert.

1 EINLEITUNG

Ammonium entsteht an kommunalen Kläranlagen im Zuge der anaeroben Stabilisierung von Klärschlamm. Es findet sich aufgrund hoher Löslichkeit vorwiegend in der Flüssigphase aus der mechanischen Klärschlammentwässerung wieder (Trübwasser), welche zum Ammoniumabbau meist in die biologische Stufe der Kläranlage rückgeführt wird. Dadurch entsteht eine „Stickstoffrückbelastung“, welche zu betrieblichen Problemen und höheren Belüftungskosten speziell beim Einsatz stickstoffhaltiger Co-Substrate führt (Co-Fermentation zur Erhöhung der Faulgasproduktion; vgl. Kollbach & Grömping 1996). Derzeit gibt es einige biologische Verfahren zum Abbau von NH_4^+ in Trübwässern (z.B. SBR, Anammox usw.), diese erlauben aber keine Ammonium-Rückgewinnung. Konventionelle Strippverfahren (Luft-/Dampfstrippung), welche eine konzentrierte ammoniumhältige Lösung erzeugen, konnten sich aufgrund der hohen Kosten für Apparate und Chemikalien bisher nicht durchsetzen (Hofstetter et al. 2009). Das Ionentauscher-Loop-Stripping-Verfahren (Abb. 1) soll hierfür eine Lösung anbieten.

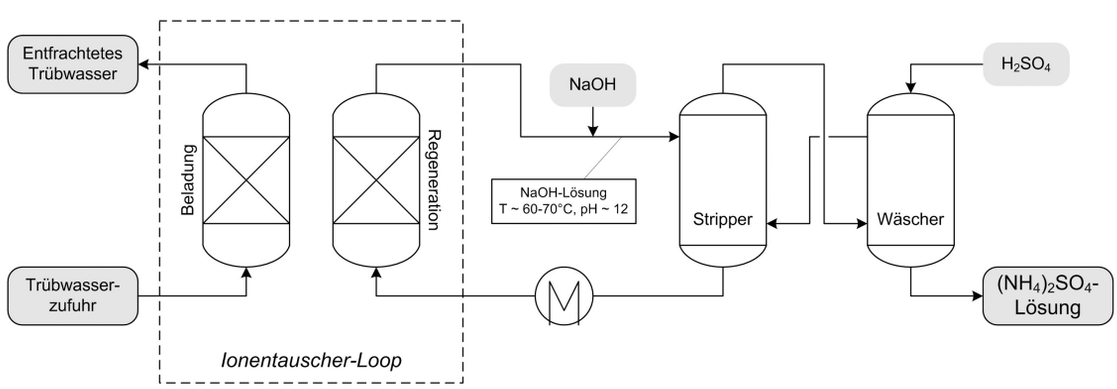


Abb. 1: Verfahrensschema des Ionentauscher-Loop-Strippings.

Das Ionentauscher-Loop-Stripping basiert auf einer Voranreicherung von Ammonium mittels Festbett-Ionentauscher in Kombination mit einer simultanen Luftstrippung der Regenerationslösung. Als Ionentauscher wird natürlicher Zeolith (Hauptmineral Klinoptilolith) verwendet, welcher eine hohe Selektivität für NH_4^+ bei gleichzeitig geringen Materialkosten besitzt. Nach Beladung des Ionentauschers wird dieser mittels NaOH-Lösung regeneriert, Ammoniak aus der Regenerationslösung ausgestrippt und durch eine Schwefelsäurewäsche als konzentrierte Ammoniumsulfatlösung gewonnen. Das Produkt kann als Entstickungsmittel für die industrielle Rauchgasreinigung (z.B. SNCR) eingesetzt werden. Im Vergleich zu konventionellen Strippverfahren zeichnet sich das Ionentauscher-Loop-Stripping durch eine kompaktere Bauweise, einen geringeren Chemikalienverbrauch und damit niedrigeren Kosten aus (Ellersdorfer 2012).

Um die technische Durchführbarkeit des Verfahrens zu demonstrieren und optimale Prozessparameter festlegen zu können, wurden Versuche an einer Anlage im Technikumsmaßstab durchgeführt, welche zur Behandlung von etwa ca. 20 L Trübwasser h^{-1} ausgelegt ist. Der eingesetzte Zeolith wurde im Hinblick auf ein besseres Verständnis der Ionenaustauschvorgänge bzw. zur Sicherung der Prozessstabilität umfassend mineralogisch/chemisch charakterisiert (Fremdmineralgehalt, Stabilität gegenüber NaOH usw.).

2 EXPERIMENTELLE DURCHFÜHRUNG

Abbildung 2 zeigt die Versuchsanlage im Technikum des Lehrstuhls für Verfahrenstechnik.

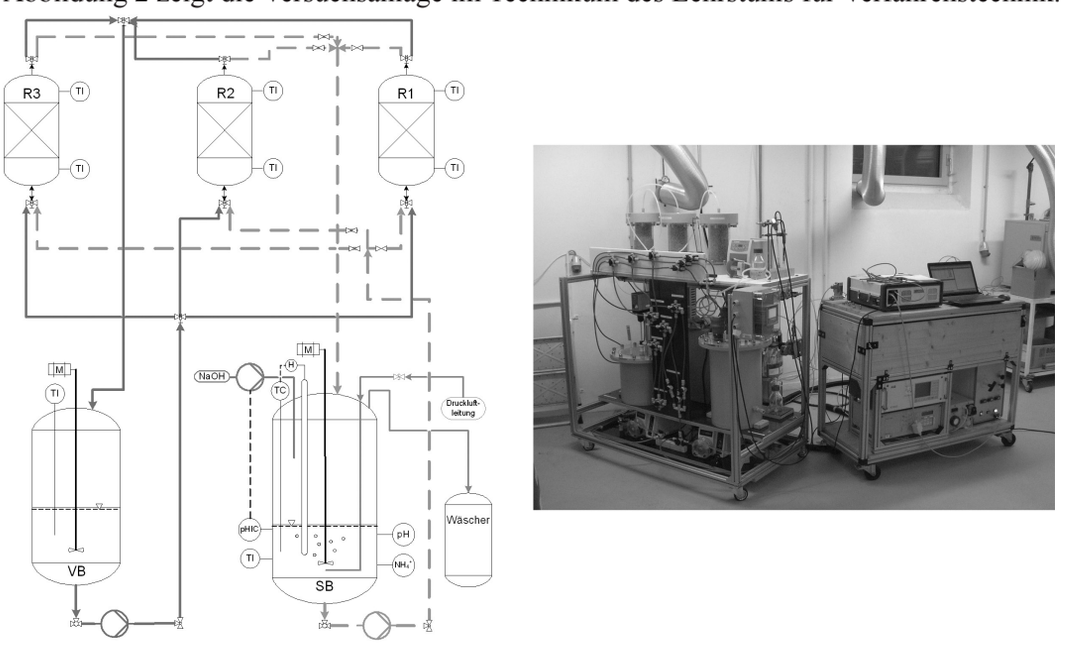


Abb. 2: links - Fließschema der Versuchsanlage (R1-R3 … Ionentauscherkolonnen; VB … Vorlagebehälter; SB … Regenerations-/Strippbehälter; durchgezogene Linien … Beladungskreisläufe; unterbrochene Linien ... Regenerationskreisläufe); rechts – Foto der Versuchsanlage inkl. Gasanalyse.

Die Anlage besteht aus drei separaten Ionentauscherkolonnen aus Plexiglas (Innendurchmesser 120 mm), welche mit jeweils ca. 2,5 kg Zeolith befüllt werden können. Die Schüttung ist zwischen zwei Glasfilterplatten eingespannt und wird von unten nach oben durchströmt (maximaler Durchfluss ca. 2,5 L min^{-1}). Zulauf und Ablauf sind jeweils mit einem Thermoelement versehen. Unterhalb der Kolonnen sind ein Vorlage- (ca. 20 L) und ein Regenerationsbehälter (ca. 35 L) angeordnet, welche mit Rühreinrichtungen ausgestattet sind. Aus den beiden Behältern erfolgt die Versorgung der Ionentauscherkolonnen über zwei Schlauchpumpen mit Beladungs- bzw. Regenerationslösung. Die modulare Bauweise erlaubt den gleichzeitigen Betrieb eines getrennten Beladungs- und Regenerationskreislaufes, wobei die drei Ionentauscher-Kolonnen in Serie, parallel oder separat angesteuert werden können. Der Regenerationsbehälter ist gasdicht ausgeführt, beheizbar und mit einer pH-gesteuerten NaOH-Dosierung sowie einer ammoniumselektiven Elektrode zur kontinuierlichen NH_4^+-Messung ausgestattet. Über eine Ringleitung

kann Strippgas (Druckluft oder N_2) in den Behälter eingebracht werden, welches über einen Anschluss im Deckel zu einer Waschflasche geleitet wird, in der ausgestripptes NH_3 in einer Schwefelsäurevorlage aufgefangen wird. Im Versuchsbetrieb werden die Beladungs- und Regenerationslösungen im Kreislauf über die Ionentauscherpackungen geführt.

2.1 Versuchsdurchführung und Analytik

Für die Versuche wurde natürlicher Zeolith (Hauptmineral Klinoptilolith; Korngröße 0,5 – 2 mm) von einem österreichischen Händler bezogen und verwendet. Zur Untersuchung der Basenstabilität des Zeoliths wurden je 100 g getrocknete Zeolithprobe in 250 mL Schott-Flaschen vorgelegt, mit jeweils 200 mL einer 1 molaren und einer 32 %igen (ca. 12,3 mol L^{-1}) Natronlaugelösung versetzt und bei Raumtemperatur 72 h lang gelagert. Danach wurden die Proben mittels Papierfilter filtriert, mehrfach mit destilliertem Wasser nachgespült (Entfernen von Laugenresten), zusammen mit einer Probe des unbehandelten Zeoliths 24 h lang bei 105 °C getrocknet und in luftdicht verschlossenen Behältnissen verwahrt. Die drei Feststoffproben wurden einer umfassenden mineralogisch/chemischen Charakterisierung mittels Röntgendiffraktometrie (RDA; Philips Xpert System mit Cu-Röhre, CuKα; λ=1,54056 nm), Röntgenfluoreszenzanalyse (RFA; Niton XL3t RF Analyzer von Thermo Scientific) und Simultan-Thermoanalyse (STA; Netzsch STA 449 C) unterzogen. Zusätzliche Analysen erfolgten an der Elektronenstrahlmikrosonde (EMS; Superprobe JEOL JXA 8200), um den Fremdmineralbestand sowie Veränderungen im Mineralchemismus des Zeoliths genauer zu charakterisieren.

Für die Beladungsversuche wurde der Zeolith bei 105 °C für 24 h getrocknet und 2.450 g der getrockneten Probe in die Kolonne gefüllt. Die NH_4^+-Aufnahmekapazität des Zeoliths wurde zunächst unter Verwendung einer Modelllösung aus destilliertem H_2O und Ammoniumsulfat bestimmt, wobei die Ammoniumkonzentration der Ausgangslösung durch Einwaage einer entsprechenden Menge an $(NH_4)_2SO_4$, auf ca. 1000 mg NH_4^+ L^{-1} eingestellt wurde. 20 L dieser Lösung wurden im Vorlagebehälter vorgelegt, eine Nullprobe entnommen und bei einem Durchfluss von 2 L min^{-1} 60 Minuten lang im Kreislauf über die Zeolithpackung gepumpt. In definierten Zeitabständen wurden Flüssigproben aus dem Vorlagebehälter entnommen und deren Ammoniumkonzentration mittels Wasserdampfdestillation/Borsäuretitration bestimmt. Aus der Abnahme der Konzentration im Vorlagebehälter im Vergleich zur Nullprobe kann die Ammoniumbeladung des Zeolithbetts in Abhängigkeit der Versuchsdauer errechnet werden. Nullprobe und Endprobe (nach 60 min) wurden zudem auf verschiedene weitere Inhaltsstoffe hin analysiert (u.a. TOC, CSB, Phosphat, Schwermetalle usw.; siehe Tab. 1).

Im Anschluss daran wurden Versuche mit realen Trübwasserproben der Kläranlage Knittelfeld an einer frischen Zeolithpackung durchgeführt (2.430 g). Der Beladungszyklus erfolgte analog zur Modelllösung, wieder wurden die Nullprobe und Endprobe auf Ammonium und weitere Parameter hin untersucht (Tab. 1). Nach der Beladung wurde die Zeolithpackung mit deionisiertem Wasser gespült und mit einer auf 60 °C temperierten Natronlauge aus dem Regenerationsbehälter (15 L) bei pH 12 wieder regeneriert. Die Regenerationslösung wurde in definierten Abständen beprobt und die Ammoniumkonzentration der Lösung bestimmt. Gleichzeitig wurde die Regenerationslösung mittels N_2-Strom gestrippt (ca. 10 L min^{-1}). Die Bedingungen der Strippung wurden zuvor im Rahmen von Testversuchen optimiert (Lechleitner 2015). Die NH_3-Konzentration im Strippgas wurde online mittels mobilem FTIR (Ansyco DX4000) gemessen. Zusammen mit einer Volumenstrommessung kann daraus die bis zum jeweiligen Zeitpunkt der Flüssigprobenahme ausgestrippte Menge an Ammoniak bestimmt werden. Beide Werte zusammen ergeben die bis zum jeweiligen Zeitpunkt vom Zeolith desorbierte (regenerierte) Menge an Ammonium. Auf diese Weise kann die abnehmende Zeolithbeladung während der Regeneration mitverfolgt werden. Nach Ende der Regenerationsphase (60 min) wurde das Zeolithbett erneut mit deionisiertem Wasser gespült und in einem weiteren Zyklus mit frischem Trübwasser beladen (60 min). Im Anschluss daran erfolgte eine neuerliche Regeneration, sodass sich in Summe zwei Beladungs-/Regenerationszyklen an einer Zeolithpackung ergeben (vgl. Abb.3).

2.2 Versuchsergebnisse und Diskussion

Die mineralogisch/chemischen Untersuchungen zeigen, dass der verwendete Zeolith zum überwiegenden Teil aus Klinoptilolith besteht. Die zusätzlich identifizierten Nebengemengteile ent-

sprechen natürlichen, geologischen Mineralparagenesen. Es handelt sich zum Großteil um Feldspäte (Plagioklas-Reihe) und SiO_2-Phasen (vornehmlich Quarz), akzessorisch K-reiche Phyllosilikate sowie untergeordnet Apatit (Stocker & Raith 2015).

Betrachtet man den Massenanteil an Si der basenbehandelten Proben laut RFA (24.47 % bei 1 mol L^{-1} NaOH; 24,38 % bei 32 % NaOH) im Vergleich zur Ursprungsprobe (29,05 %), zeigt sich ein deutlicher Rückgang im Si-Gehalt der NaOH-behandelten Gesamtproben. Die Laugenbehandlung verursacht offensichtlich eine Lösung von Silizium aus den Proben bzw. den enthaltenen Mineralen (z.B. Ogura et al. 2000). Aussagen über die Stabilität des Gitters unter Baseneinfluss können erst auf Basis der RDA-Analyse getroffen werden, welche Informationen über das Kristallgitter von Mineralen bzw. deren Kristallinität liefert. In den Diffraktogrammen der untersuchten Proben konnten keine wesentlichen Änderungen der Peak-Positionen des Klinoptiloliths und somit Veränderungen im Kristallgitter festgestellt werden. Es kann daher davon ausgegangen werden, dass unter den gewählten Bedingungen zwar Silizium aus der Probe gelöst wird, die Zeolithstruktur selbst aber stabil bleibt (Stocker & Raith 2015).

Zeolithe besitzen Ionentauschereigenschaften, weil durch den Gerüstbau und teilweisen Ersatz von Si^{4+} durch Al^{3+} innerhalb des Zeolithgitters freie negative Wertigkeiten auftreten, die durch ein- oder zweiwertige Kationen ausgeglichen werden (Kalló 1992). Art und Anteil der in einem unbehandelten, natürlichen Zeolith adsorbierten Kationen hängen von den geologischen Rahmenbedingungen ab. Beim vorliegenden Zeolith besteht die natürliche Kationenbelegung vorwiegend aus Ca mit geringeren Anteilen an K bzw. Na und Spuren von Mg.

In Tabelle 1 sind die Ergebnisse der chemischen Analyse von Modelllösungen und Trübwasserproben vor (M0; TW0) und nach dem 60-minütigen Ionenaustausch (M60; TW60.1) an einer Zeolithpackung dargestellt.

Tab. 1: Analysen einer ammoniumhältigen Modelllösung (M0 & M60) und einer Trübwasserprobe (TW0 & TW60.1) vor und nach dem Ionenaustausch an einem natürlichen Zeolith.

Parameter	Kurzbez.	Einheit	NWG[1)]	M0	M60	TW0	TW60.1
Ammonium	NH_4^+	mg L^{-1}	0,05	950	290	1000	430
Orthophosphat	PO_4^{3-}	mg L^{-1}	1,0	< NWG	< NWG	71	1,9
Phosphor	P	µg L^{-1}	0,1	< NWG	8,6	21,6 (mg/L)	1,42 (mg/L)
Calcium	Ca	mg L^{-1}	0,01	0,3	670	25,1	170
Kalium	K	mg L^{-1}	0,001	0,92	140	180	270
Magnesium	Mg	mg L^{-1}	0,001	0,0052	8,42	4,69	10,8
Natrium	Na	mg L^{-1}	0,001	0,082	71,9	98	160
Chrom gesamt	Cr_{ges}	µg L^{-1}	0,1	0,35	0,31	8,10	7,30
Kupfer	Cu	µg L^{-1}	0,1	1,7	1,1	28	21
Nickel	Ni	µg L^{-1}	0,1	1,2	15	40	41
Zink	Zn	µg L^{-1}	1	6,5	12	72	37
pH-Wert	pH	-	-	5,6	5,6	8,3	7,6
Chemischer Sauerstoffbedarf	CSB	mg O_2 L^{-1}	15	< NWG	< NWG	268	205
Gesamter org. geb. Kohlenstoff	TOC	mg L^{-1}	1,0	< NWG	1,0	79	69

[1)] Nachweisgrenze.

Neben dem Rückgang der Ammoniumkonzentrationen durch den Ionenaustausch (von 950 auf 290 bei der Modelllösung M0 & M60 bzw. 1.000 auf 430 mg l^{-1} beim Trübwasser TW0 bzw. TW60) konnte ein gleichzeitiger Anstieg der Konzentrationen an Ca, K, Mg und Na festgestellt werden, welcher aus dem teilweisen Ersatz der natürlichen Kationenbelegung des Zeoliths durch Ammonium resultiert. Bei den Modelllösungen kommt es zudem zu einer minimalen Freisetzung von Ni und Zn aus der Zeolithpackung. Neben einem leichten Rückgang im CSB und pH-Wert ist bei den Trübwasserproben auch eine hohe Abnahme der Phosphor- bzw. Orthophosphatkonzentration zu bemerken. Da der Anstieg der Ca-Konzentration durch den Ionenaustausch im Vergleich zur Modelllösung wesentlich geringer ausfällt, könnte dies auf eine mögliche Fällung von schwerlöslichem Ca-Phosphat hindeuten. Zudem zeigt sich ein Rückgang der Konzentration bestimmter Schwermetalle (Zn, Cu & Cr). Untersuchungen zu einer möglichen simultanen Abscheidung/Rückgewinnung von Phosphor bzw. Schwermetallen im Zuge der Ammoniumrück-

gewinnung aus Trübwässern sind derzeit in Planung.

Abbildung 3 zeigt beispielhaft den Beladungsverlauf des Zeoliths im Zuge der beiden direkt aufeinanderfolgenden Beladungs- und Regenerationszyklen mit Trübwasser.

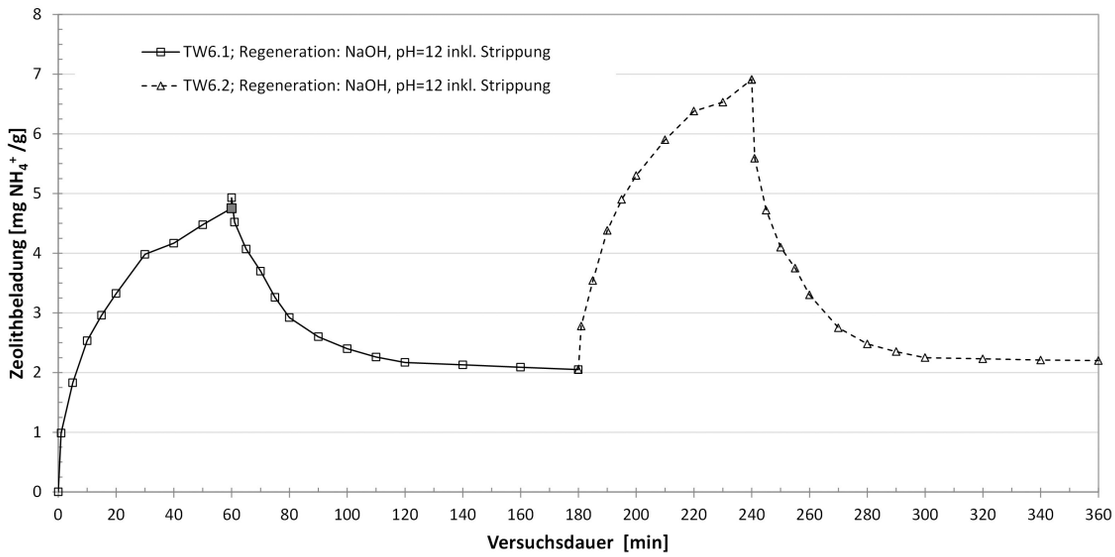


Abb. 3: Beispielhafte Beladungs-/Regenerationskurven für NH_4^+ an natürlichem Zeolith (Klinoptilolith) aus einer realen Trübwasserprobe (Anfangskonzentration = 1.000 mg NH_4^+ L^{-1}).

Beim Versuch mit der Modelllösung liegt die Zeolithbeladung nach 60 Minuten bei 5,37 mg NH_4^+ g^{-1} Zeolith, im ersten Beladungszyklus mit Trübwasser bei 4,75 mg NH_4^+ g^{-1} Zeolith (markierter Wert in Abb. 3/TW6.1 60 min). Daraus ergeben sich Ammonium-Abscheideraten von 70 % bei der Modelllösung und 57 % bei realem Trübwasser, welche somit deutlich niedriger ist. Dies kann am Einfluss konkurrierender Kationen liegen, die am Zeolith adsorbieren (Schwermetalle) bzw. können auch andere Trübwasserbestandteile (Reste von Flockungsmittel, organische Verunreinigungen) die Gleichgewichtsbedingungen beim Ionenaustausch beeinflussen.

Im ersten Regenerationszyklus (Abb. 3, TW6.1, abfallende Kurve) nimmt die Zeolithbeladung um 3 mg g^{-1} ab, wobei nach 60 min die Regeneration bereits deutlich abflacht und eine Restbeladung von etwa 2 mg g^{-1} Zeolith erhalten bleibt. Dies entspricht einer Regenerationsrate von ca. 58 %. Trotz der Grundbeladung können im zweiten Zyklus erneut ca. 5 mg NH_4^+ g^{-1} adsorbiert werden (Abb. 3, TW6.2, ansteigende Kurve). Die Abscheiderate in diesem Versuch beträgt ca. 63 % und liegt somit etwas höher als im ersten Beladungsversuch. In der nachfolgenden Regeneration wird zudem deutlich mehr Ammonium rückgewonnen: die Restbeladung nach der zweiten Regeneration liegt am Ende wieder im Bereich um 2 mg g-1 Zeolith, die Regenerationsrate beträgt somit ca. 70 %.

Die Versuche zeigen somit, dass die Abscheide- und Regenerationsraten bzw. die Austauschkapazität des Zeolith für Ammonium durch die Regeneration mit NaOH schrittweise zunehmen. Diese Erhöhung dürfte auf den Austausch der natürlichen Kationenbelegung des Zeoliths (Ca, Na, K, Mg) durch Na aus der NaOH-Lösung und damit eine günstigere Ionenaustausch-Kinetik zurückzuführen sein. Die erhöhte Austauschkapazität führt auch zu einer höheren NH_4^+-Konzentration in der Regenerationslösung, wodurch gleichzeitig die Strippleistung und die rückgewinnbare Ammoniummenge deutlich verbessert wird. Daher beeinflusst die NH_4^+-Austauschkapazität des Zeoliths in direkter Weise auch den Wirkungsgrad des Gesamtverfahrens.

3 SCHLUSSFOLGERUNG BZW. ZUSAMMENFASSUNG

Es konnte gezeigt werden, dass natürlicher Zeolith (Klinoptilolith) zur Rückgewinnung von NH_4^+ sowohl aus künstlich hergestellten, ammoniumhältigen Modelllösungen wie auch aus realen Trübwasserproben geeignet und die Umsetzung in einem technischen Prozess möglich ist. Je nach Prozessbedingungen können innerhalb von 60 min in den eingesetzten Zeolithpackungen Beladungen zwischen 5 und 7 mg NH_4^+ g^{-1} Zeolith bzw. NH4+-Abscheideraten von 60 - 70 %

erreicht werden. Regenerationsraten von über 70 % der Ammoniumbeladung der Zeolithe können nach mehreren Zyklen mit Natronlauge (pH 12) und simultaner Strippung (70 °C) der Regenerationslösung erreicht werden, wobei die Austauschkapazität des Zeoliths für Ammonium im Zuge mehrerer aufeinanderfolgender Beladungs- und Regenerationszyklen ansteigt. Diese Zunahme dürfte auf einen schrittweisen Ersatz der natürlichen Kationenbelegung der Ladungszentren des Zeoliths (Ca, Mg, K und Na) mit Na^+-Ionen während der Regeneration zurückzuführen sein, welche eine bessere Austauschkinetik für NH_4^+ zeigen. Die beobachtete Abtrennung weiterer Trübwasserinhaltsstoffe (z.B. Schwermetalle) kann auf die Selektivität des verwendeten Zeoliths zurückgeführt werden, da die Adsorption bestimmter Ionen von deren Eigenschaften (Größe, Ladungszahl) und den Gleichgewichtsbedingungen abhängt bzw. einer definierten Selektivitätsreihe folgt. Die Abnahme in der Phosphatkonzentration der Trübwasserproben nach dem Ionenaustausch deutet auf die Bildung unlöslicher Calciumphosphate durch Freisetzung von Ca^{2+}-Ionen aus dem Zeolith hin. Untersuchungen zur Stabilität des Zeoliths unter Baseneinfluss zeigten keine wesentlichen Änderungen der Gitterstruktur bei Behandlung mit konzentrierter Natronlauge – es kann daher davon ausgegangen werden, dass der Zeolith auch bei mehrfacher Beladung und Regeneration im Ionentauscher-Loop-Stripping stabil und die Austauschkapazität erhalten bleibt. Allerdings kommt es je nach NaOH-Konzentration zu einer Lösung von Silizium aus den Zeolithproben. Ob diese prozesstechnische Probleme nach sich ziehen kann (z.B. Anreicherung/Ausfällung im Regenerationskreislauf) bleibt zu prüfen.

In weiterer Folge sollen Möglichkeiten zur verbesserten Nutzung der Zeolitheigenschaften bzw. auch zur gezielten Modifikation des natürlichen Zeoliths erforscht werden, um einerseits die Abtrennleistung für Ammonium zu erhöhen, andererseits aber auch eine simultane Abscheidung anderer Trübwasserinhaltsstoffe (z.B. Phosphate und Schwermetalle) im Rahmen des Ionentauscher-Loop-Stripping zu ermöglichen. Eine simultane Abtrennung von Ammonium und Phosphaten im Zuge eines einzigen Verfahrens könnte insbesondere im Hinblick auf die Rückgewinnung von Phosphor als potentiell kritischem Rohstoff interessant sein. Auf Basis der an der Technikumsanlage bestimmten, optimalen Prozessparameter wurde Anfang 2016 eine Pilotanlage im Containermaßstab gebaut, die ab Sommer 2016 an der Kläranlage Knittelfeld in Probebetrieb gehen und eine ökonomische Beurteilung des Verfahrens erlauben soll.

Die Untersuchungen wurden im Rahmen des Projekts „ReNOx“, finanziert durch Christof Industries, Lafarge und FFG, durchgeführt. Großer Dank gebührt den helfenden Händen im Hintergrund für die offenen Türen bei Analysen und speziellen Fragestellungen: Prof. Gratzer (MUL – Erdölgeologie, RDA-Analysen), Sandra Meixner (MUL – Allgemeine und Analytische Chemie, RFA-Analysen), Fritz Kittinger (MUL –Verfahrenstechnik, STA-Analysen) sowie Maik Zimmermann (MUL – Rohstoffmineralogie, Probenpräparation und EMS-Analysen).

LITERATUR

Ellersdorfer, M. (2012) *Integrierte Produktion und Verwertung von Biogas in Zementwerken,* Dissertation, Montanuniversität Leoben.

Hofstetter, E.-M., Gabler, R., Pfieffer, S., Hibrig, F. & Freitag, R. (2009) Ammoniakstrippung an einer etablierten, thermophilen Biogasanlage. *Chemie Ingenieur Technik* 81 (7), 921 - 932.

Kalló, D. (1992) Natürliche Zeolithe, Herkunft/Wirkungsmechanismen. *Abwassertechnik* 43 (2), 40-43.

Kollbach, J.-S. & Grömping, M. (1996) Einführung in die Problematik der Stickstoff-Rückbelastung. In: *Stickstoffrückbelastung: Stand der Technik; zukünftige Entwicklungen.* Neuruppin, Germany: TK Verlag.

Lechleitner, A. (2015) *Optimierung der Ammoniak-Strippung im Zuge des Ionentauscher-Loop-Strippings (ReNOx),* Bakkalaureatsarbeit, Montanuniversität Leoben.

Ogura, M., Shinomiya, S.Y, Tateno, J., Nara, Y., Kikuchi, E. & Matsukata, H. (2000) Formation of uniform mesopores in ZSM-5 zeolite through treatment in alkaline solution. *Chem. Lett.* 29 (8), 882-883.

Stocker, K. & Raith, J. (2015) *Task Zeolithstabilität,* Interner Endbericht im Rahmen des FFG-Projekts „ReNOx“, FFG-Projekt-Nr. 843673, Leoben.

File: 191

Aufbereitung von Rückständen aus der thermischen Abfallbehandlung – Trocken oder nass?

A. Ragoßnig & J. Maier
UTC UmweltTechnik und GeoConsulting ZT GmbH, Wien, Österreich

KURZFASSUNG: In den letzten Jahrzehnten hat sich die thermische Abfallbehandlung in Zentraleuropa als Methode der Wahl einer nachhaltigen Bewirtschaftung von stofflich nicht verwertbaren Abfällen etabliert. Damit steigt die quantitative Bedeutung von Rückständen aus der thermischen Abfallbehandlung.
In Österreich gibt es zwar seit dem Bundesabfallwirtschaftsplan 2011 einen Behandlungsgrundsatz für Rückstände aus der Abfallverbrennung (BMLFUW 2011), der Anforderungen für die Zulässigkeit einer stofflichen Verwertung von Verbrennungsrückständen für definierte Anwendungen festlegt. Eine Umsetzung in nennenswertem Ausmaß lässt jedoch bis jetzt auf sich warten.
Im vorliegenden Beitrag werden am Beispiel von Wirbelschicht-Bettasche technische Möglichkeiten und rechtliche Hürden für die Aufbereitung und Verwertung von Teilfraktionen aufgezeigt und ein qualitativer Vergleich zwischen Trocken- und Nassaufbereitung angestellt.

1 EINLEITUNG

Aufgrund des steigenden Stellenwerts der thermischen Abfallbehandlung kommt Rückständen aus der thermischen Behandlung von Abfällen, vor allem vor dem Hintergrund verstärkter Bemühungen einer Steigerung des Recyclings (VOEB 2015), eine zunehmend größere Bedeutung zu. Dies war der Ausgangspunkt entsprechender Untersuchungen der Möglichkeiten der Aufbereitung und Verwertung von Wirbelschichtbettaschen aus dem Wirbelschichtofen 4 (WSO 4) der Wien Energie GmbH. Auf der Grundlage großtechnischer Aufbereitungs- und Verwertungsversuche und darauf basierender Stoffstrommodellierungen sollten Erkenntnisse hinsichtlich der Zusammensetzung (vgl. Abbildung 1), der Stoffstromlenkung, erreichbarer Qualitäten der Aufbereitungsprodukte sowie der prozesstechnischen und produktbezogenen Verwertbarkeit dieser gewonnen werden.

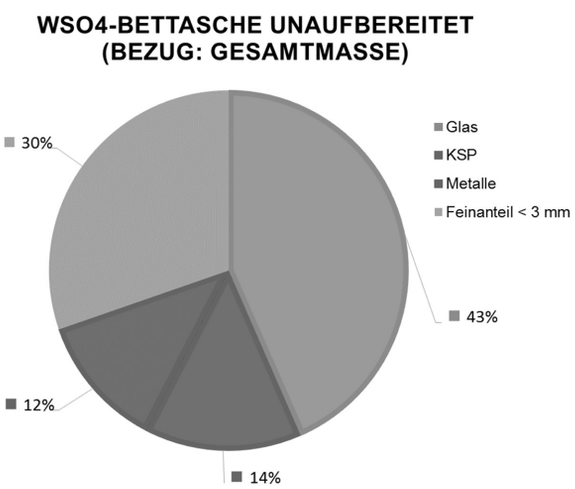


Abb. 1: Stoffliche Zusammensetzung der Wirbelschicht-Bettasche des Wirbelschichtofens 4 (WSO 4) (UTC 2016).

Die Wirbelschichtbettasche stellt den über das Wirbelbett ausgetragenen, anorganischen Rückstand der thermischen Behandlung von Abfällen in einer Wirbelschichtfeuerung dar. Aufgrund des Trockenaustrags und der Prozessbedingungen zeichnet sich die Wirbelschichtbettasche durch einen sehr geringen Gehalt an Restorganik aus, weiters ist sie sehr trocken. Daher ist die Staubbelastung im Rahmen einer Aufbereitung nicht zu vernachlässigen.

Im Rahmen der Aufbereitungsversuche wurden auf Basis von lückenlosen Beprobungen der Aufbereitungsprodukte umfassende Untersuchungen zur Charakterisierung der Wirbelschicht-Bettasche durchgeführt. Dabei konnte die in Abb. 1 dargestellte Zusammensetzung der unaufbereiteten Wirbelschicht-Bettasche des WSO 4 festgestellt werden. Insbesondere der äußerst hohe Gehalt an Glas fällt neben dem ebenfalls vergleichsweise hohen Metallgehalt auf. Beides lässt eine Aufbereitung der Wirbelschicht-Bettasche und Gewinnung dieser Wertstofffraktionen attraktiv erscheinen.

2 VERSUCHSKONZEPT – GROSSTECHNISCHE AUFBEREITUNGSVERSUCHE

2.1 Entmetallisierung

Als erster Schritt der Aufbereitung erfolgte die Entmetallisierung der Wirbelschicht-Bettaschen. Enthaltene Metalle stellen einerseits einen wichtigen Wertstoff dar, der auch zu ökonomisch attraktiven Bedingungen abgesetzt werden kann, andererseits sind Restmetallgehalte ein Hindernis für eine stoffliche Verwertung der übrigen Teilfraktionen (Glas und Sand / KSP (Keramik, Steine, Porzellan)).

In der Praxis kommen mit der Trocken- bzw. Nassaufbereitung zwei sehr unterschiedliche Aufbereitungsstrategien zum Einsatz. Zunehmend kommt dabei auch die Entmetallisierung der Feinfraktion in den Fokus (Eberhard & Röcken 2015, Inashco 2016, Stockinger 2015). In den vorliegenden Untersuchungen wurden sowohl mit Trocken- als auch Nassaufbereitungstechnologien Aufbereitungsversuche durchgeführt, um vergleichende Aussagen hinsichtlich der Stoffstromlenkung sowie der Qualität der erhaltenen Aufbereitungsprodukte zu ermöglichen. Die Versuche wurden an bestehenden Anlagen mit 125 Tonnen Inputmaterial durchgeführt.

Trockenaufbereitung

Ein wesentlicher Bestandteil der Trockenaufbereitung ist eine entsprechende Klassierung der Wirbelschichtbettasche, um durch eine Einengung des Kornspektrums eine Optimierung der Entmetallisierung der jeweiligen Korngrößenfraktionen zu ermöglichen. Als Abscheidungstechnologien wurden in einem mehrstufigen Prozess Überbandmagnetscheider, Magnetbandrollen, Induktionsscheider sowie Wirbelstromabscheider zum Einsatz gebracht. Der Aufbereitungsversuch fand an den Anlagen der Agglofer GmbH in Pöchlarn (Österreich) statt.

Nassaufbereitung

Die Nassaufbereitung ermöglicht eine von der Korngröße unabhängige Entmetallisierung der Wirbelschichtbettasche, sowie die Gewinnung einer sogenannten Schwermetallfraktion, die Kupfer, Messing und weitere Edelmetalle enthält und somit auch eine entsprechende ökonomische Attraktivität aufweist. Die diesbezüglichen Versuche wurden an der Anlage der NUA Brantner GmbH in Hohenruppersdorf (Österreich) durchgeführt (Stockinger 2015). Diese Anlage verfügt neben dem zentralen Nasssetzprozess (Jigger) auch über einen Überbandmagneten, eine Magnetbandrolle (Neodym-Magnet) zur Abtrennung schwach magnetischen Materials, sowie einen Wirbelstromabscheider zur Abtrennung metallischer Bestandteile (im Wesentlichen Aluminium) aus der mineralischen Leichtfraktion.

2.2 Glasentfernung

Für die Glasentfernung eignen sich auf optischen Sensoren basierende Sortiermaschinen wie sie z.B. von der BT-Wolfgang Binder GmbH in Gleisdorf angeboten werden. Derartige Maschinen werden seit Jahren erfolgreich in verschiedenen Bereichen der Abfallwirtschaft, insbesondere auch im Bereich der Glassortierung, eingesetzt. Limitierend wirken sich die Korngröße des zu

sortierenden Guts aus, sowie der entsprechende Durchsatz in Verbindung mit der erreichbaren Ausbeute der Wertstofffraktion bzw. Reinheit der Aufbereitungsprodukte. Bis zu einer Korngröße von 3 mm können mittlerweile aber bereits zufriedenstellende Abtrennungsergebnisse erzielt werden.

Die entsprechenden Versuche wurden mittels einer Redwave-Sortieranlage der Fa. BT Wolfgang Binder GmbH in Gleisdorf (Österreich) durchgeführt. Zur Erreichung guter Sortierergebnisse ist eine Einengung des zu sortierenden Kornspektrums auch in diesem Fall erforderlich. Dementsprechend mussten auch die entmetallisierten Fraktionen aus der Nassaufbereitung einer nachfolgenden (Trocknung und) Klassierung unterzogen werden (in diesem Fall kam aufgrund der Verfügbarkeit geeigneter Anlagen der Siebschnitt 4 bzw. 8 mm anstelle von 3 bzw. 6 mm zur Anwendung). Für die Erreichung der gewünschten Ausbeute und Reinheit ist ein zweistufiger Sortierprozess erforderlich. Als optimale Sortierstrategie für die Korngrößenfraktion 3 – 6 mm hat sich die Abtrennung des Wertstoffs Glas in der ersten Sortierstufe und eine Nachreinigung der verbleibenden KSP-Fraktion in der zweiten Sortierstufe (ebenfalls Auswerfen von Glas) herausgestellt. Bei der Korngrößenfraktion 6 – 32 mm wurden die besten Ergebnisse mit dem Auswerfen von KSP in der ersten Sortierstufe und dem Nachreinigen der KSP-Fraktion in der zweiten Sortierstufe erzielt.

3 BEURTEILUNG DER AUFBEREITUNGSPRODUKTE

Entscheidend für die Umsetzung von Verwertungskonzepten, die Aufbereitungsprozesse beinhalten, ist die technische, rechtliche und ökonomische Verwertbarkeit der im Rahmen der Aufbereitung generierten Teilströme. Insofern erfordern derartige Fragestellungen immer die Anwendung eines Systemansatzes.

3.1 Metall

Die Reinheit der generierten Metallfraktionen ist dahingehend entscheidend, ob die Schlackenaufbereiter die gewonnenen Sekundärmetalle mit einem entsprechend höherem Erlös direkt in die Verhüttung einbringen können, oder ob eine weiterfolgende Nachreinigung der Metallfraktionen erforderlich ist. Da sich im Bereich des Metallrecyclings bereits gut funktionierende Wertschöpfungsketten etabliert haben, wird in diesem Beitrag auf eine detailliertere Betrachtung der Metallfraktionen und deren Qualität verzichtet. Vorteilhaft ist, dass im Fall der Nassaufbereitung die Gewinnung einer Schwermetallfraktion möglich ist. Bei der Trockenaufbereitung könnte eine derartige Wertstofffraktion in einer nachfolgenden Schwimm-Sink-Trennung der in der Wirbelstromscheidung gewonnenen Metallfraktion mit entsprechendem Zusatzaufwand ebenfalls gewonnen werden.

3.2 Glas

Für die Verwertung der Glasfraktionen ist die Reinheit der erhaltenen Glasfraktionen entscheidend. Neben der Verwendung in der Schaumglasindustrie ist auch eine Verwendung des Glases als Sekundärrohstoff in der Behälterglasindustrie möglich. Erstgenannte Verwertungsschiene ist hinsichtlich des Gehalts an Restmetall sowie KSP-Verunreinigungen wesentlich toleranter als letztgenannte. Während bei einer Verwertung in der Schaumglasindustrie der Gehalt an KSP-Verunreinigungen nicht über 1,5 % liegen sollte und die ideale Scherbengröße 3 - 40 mm beträgt - darüber hinaus eine hohe Toleranz gegenüber unvermeidlicher geringer Restmetallgehalte (z.B. Drähte) gegeben und die Mischung verschiedenfarbiger Glasscherben unkritisch ist (Fleischhanderl 2016) - erfordert der Einsatz von Sekundärglas in der Behälterglasindustrie für ofenfertige Scherben eine Unterschreitung von 0,1 % Restgehalt an KSP (für weiter aufzubereitende Glasscherben werden KSP-Gehalte von bis zu 1,5 % geduldet). Weiters ist im Fall der Behälterglasindustrie sicherzustellen, dass die Glasscherben keine Metalle mehr enthalten. Die Scherbengröße sollte > 15 mm sein und die Farbe der Glasscherben stellt einen wertbestimmenden Faktor dar (Gattermayer 2016).

In den Versuchen konnte gezeigt werden, dass auch für die Fraktion 3 - 6 bzw. 4 – 8 mm eine ausreichend reine Wertstofffraktion hergestellt werden kann, um die oben genannten Verwertungs-

wege (ggf. nach einer Nachreinigung) zu beschreiten (vgl. Abb. 2). Ein qualitativer Unterschied der Glasfraktionen aus der Trocken- bzw. Nassaufbereitung ließ sich nicht feststellen. Da die optional zur Verfügung stehenden Verwertungswege jeweils auf den Einsatz von Sekundärglasscherben aus dem Abfallbereich ausgerichtet sind, stellt die Abfalleigenschaft der gewonnenen Wertstofffraktionen kein Hindernis für die Umsetzung der Verwertung dar.

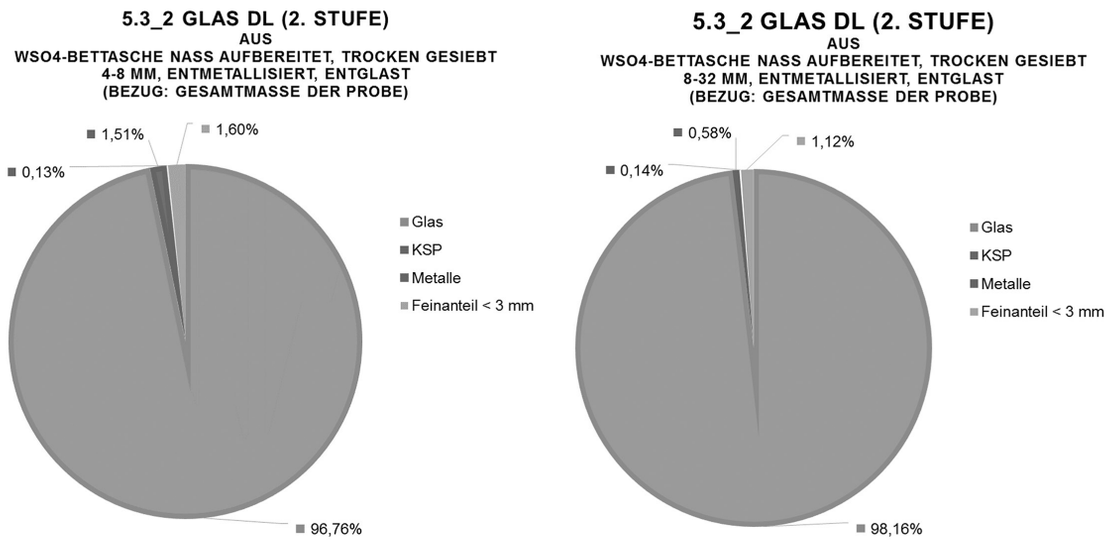


Abb. 2: Stoffliche Zusammensetzung der im Rahmen der Aufbereitung gewonnenen Glasfraktionen – exemplarisch (UTC 2016).

3.3 Sand / KSP

Eine mögliche Verwertungsoption für die im Rahmen der Aufbereitung gewonnenen Sand / KSP-Fraktionen ist der Einsatz als Sekundärkörnung im Rahmen der Betonsteinherstellung. Entsprechende Vorversuche haben bereits die technische Machbarkeit dieser Verwertungsoption gezeigt (UTC 2014). Eine umfassendere großtechnische Untersuchung erfolgte im Rahmen der vorliegenden Untersuchungen.

Anders als bei den aus der Aufbereitung von Verbrennungsrückständen gewonnenen Metall- und Glasfraktionen fehlt es im Bereich der mineralischen Fraktionen aus der Aufbereitung von Verbrennungsrückständen an etablierten Wertschöpfungsketten und eindeutig anwendbaren rechtliche Rahmenbedingungen. Der Behandlungsgrundsatz 7.19 des BAWP 2011 (BMLFUW 2011) sowie die Regelungen der Recycling-Baustoffverordnung (R-BVO) können hier in Hinblick auf die rechtliche Einordnung eines Verwertungsvorhabens als Orientierung dienen. Es wird seitens des BMLFUW auch angestrebt den Geltungsbereich der R-BVO auf derartige Anwendungsfälle zu erweitern (BMLFUW 2015).

Die im Rahmen der Klassierung (< 3 mm) bzw. nach der Glasentfernung (3-6 mm, 6-32 mm) erhaltenen Sand- bzw. KSP-Fraktionen wurden einer chemisch-analytischen Untersuchung bzw. einer stofflichen Charakterisierung (mit Ausnahme der Fraktion < 3 mm) unterzogen. Die entsprechend Abb. 3 festgestellten Restmetall- bzw. –glasgehalte zeigen, dass diese Wertstoffe mit einer sehr hohen Ausbeute rückgewonnen werden konnten. Aufgrund der technologischen Grenzen war der Restglasgehalt in der Fraktion 3 – 6 bzw. 4 – 8 mm erwartungsgemäß wesentlich höher als jener in der Fraktion 6 – 32 bzw. 8 – 32 mm.

Die chemisch-analytische Beurteilung zeigt, dass alle drei Fraktionen die Gesamtgehalt-Grenzwerte des Behandlungsgrundsatzes 7.19 des BAWP 2011 (BMLFUW 2011) sowohl nach der Trocken- als auch der Nassaufbereitung einhalten. Bei den Eluatwerten werden die Grenzwerte für Antimon (0 – 3 mm, 3 – 6 mm) sowie Chrom (0 – 3 mm bzw. 3 – 6 mm (trocken)) über-schritten. In Hinblick auf die Grenzwerte der R-BVO (Qualität H-B) ergeben sich bei den Gesamtgehalten im Wesentlichen Überschreitungen der Parameter Blei, Kupfer und Zink bzw. in Einzelfällen auch Nickel und Chrom. In Bezug auf die Eluatgrenzwerte der R-BVO kommt es lediglich bei der Korngrößenfraktion 0 - 3 mm zu einer Überschreitung des Chrom-Grenzwertes bzw. bei allen Korngrößenfraktionen zu einer Überschreitung des Chloridgrenzwertes (bei 6 – 32 mm nur

für die Probe aus der Nassaufbereitung).

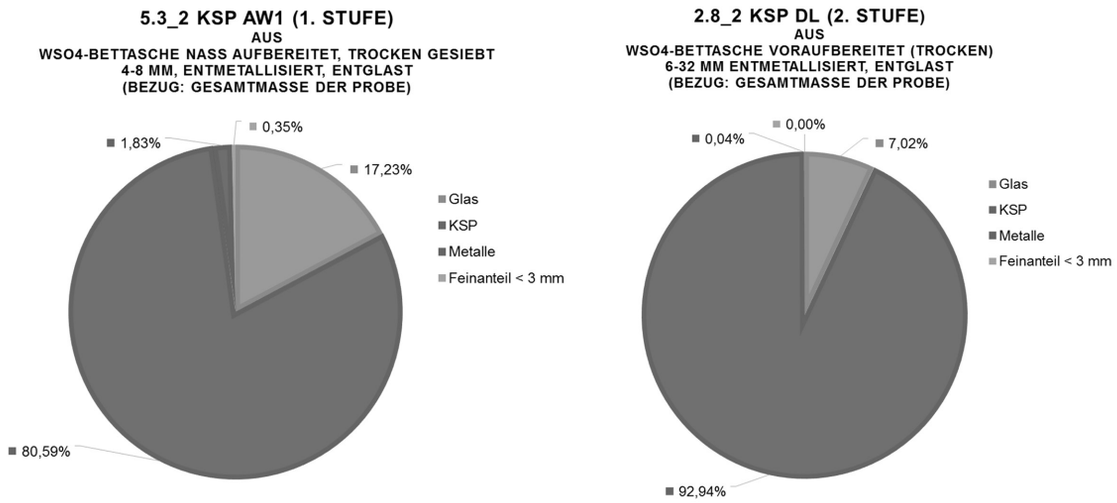


Abb. 3: Stoffliche Zusammensetzung der im Rahmen der Aufbereitung gewonnenen KSP-Fraktionen – exemplarisch (UTC 2016).

4 VERWERTUNGSVERSUCH SAND / KSP FRAKTION

Zur Beurteilung der technischen Machbarkeit der Verwertung der Sand- und KSP-Fraktionen wurden Verwertungsversuche in Form der Herstellung von Betonsteinen mit fünf unterschiedlichen Rezepturen (im Wesentlichen durch die Kornlinien der jeweiligen Bestandteile der Rezepturen vorgegeben) bei der Fa. Semmelrock durchgeführt. Aufgrund technischer Rahmenbedingungen können hier nur die Korngrößenfraktionen 0 – 3 mm bzw. 3 – 6 mm zum Einsatz kommen. Die Anteile dieser Korngrößenfraktionen in den entsprechenden Rezepturen betrugen bis zu 10 bzw. 17 %. Der maximale Gesamtgehalt an Sekundärgesteinskörnung betrug 26 %.

Bei den Verwertungsversuchen konnte gezeigt werden, dass die prozesstechnischen Anforderungen für die Verarbeitbarkeit der Gesteinskörnungen erfüllt werden und der Verarbeitungsprozess ohne Probleme erfolgte. Wesentlich war auch die Beurteilung der produktbezogenen Anforderungen, die im Rahmen der regulären Qualitätssicherung in Form der Überprüfung der Spaltzugfestigkeit, des Wasserbedarfs sowie der Frost- / Taubeständigkeit getestet wurde. Es konnte dabei festgestellt werden, dass alle Rezepturen die normativ (DIN EN 1338 2003) vorgegebenen Anforderungen hinsichtlich der Frost-Taubeständigkeit sowie mit Ausnahme einer Rezeptur, alle Betonsteine die Anforderungen hinsichtlich Spaltzugsfestigkeit bzw. Wasseraufnahme ebenfalls erfüllten.

Zur Beurteilung der ökologischen Zulässigkeit der Substitution der Gesteinskörnung durch die Fraktionen aufbereiteter Wirbelschicht-Bettasche erfolgte eine Elution von Bohrkernen der hergestellten Betonsteine (Standardrezeptur, Versuchsrezepturen) in Anlehnung an die Vorgaben der Richtlinie für Spritzbeton (Österreichische Vereinigung für Beton und Bautechnik 2009). Hierbei konnte festgestellt werden, dass nur eine sehr geringe Elution von Schwermetallen erfolgte. Die vergleichsweise höchsten Werte konnten für die Standardrezeptur nachgewiesen werden.

Auf Basis dieser Versuche kann abgeleitet werden, dass die im Rahmen der Aufbereitung hergestellten Sand / KSP-Fraktionen bis zu einem Ausmaß von ca. 20 % als Bestandteil einer Betonsteinrezeptur eingesetzt werden können. Ein wesentliches Hindernis der großtechnischen Umsetzung einer derartigen Verwertung stellt die Unsicherheit in Hinblick auf die rechtliche Einordnung (Abfallende, Zulässigkeitsfragen) dar. Deren Klärung ist somit eine Vorbedingung für eine Erhöhung der stofflichen Verwertungsquote derartiger Abfallströme.

5 QUALITATIVE BEWERTUNG NASS- / TROCKENAUFBEREITUNG

Trocken- oder Nassaufbereitung im Rahmen der Entmetallisierung weisen in Hinblick auf die Qualität der Aufbereitungsprodukte keine signifikanten Vor- bzw. Nachteile gegenüber der jeweils anderen Technologie auf. Tendenziell liefert die Trockenaufbereitung geringfügig bessere Qualitäten bei den Sand / KSP-Fraktionen, wobei die Nassaufbereitung aufgrund höherer erreichbarer Ausbeuten von Glas ökonomisch attraktiver erscheint. Entscheidend für die Wahl der einen oder der anderen Technologie sind daher eher Fragen im Zusammenhang mit der Genehmigungsfähigkeit an in Frage kommenden Standorten (Staub, Abwasser) sowie etwaige prozesstechnische Präferenzen und ökonomische Vorteile in Bau und Betrieb, als die Qualität und der jeweilige Anteil der aus der Aufbereitung resultierenden Stoffströme.

6 SCHLUSSFOLGERUNG

In den dargestellten Untersuchungen konnte festgestellt werden, dass sich eine Verwertung der im Rahmen einer Aufbereitung von Wirbelschicht-Bettasche hergestellten Teilfraktionen aus technischer Sicht, unter den im Rahmen der Verwertungswege vorgegebenen prozess-spezifischen und produktbezogenen Voraussetzungen relativ einfach realisieren lässt.

Eine wesentliche Herausforderung für die Erhöhung der Verwertungsquote im Bereich der Rückstände aus der thermischen Abfallbehandlung stellen aktuell die teils unklaren rechtlichen Rahmenbedingungen dar, die durch eine Erweiterung des Anwendungsbereichs der Recycling-Baustoffverordnung dringend konkretisiert werden sollten.

LITERATUR

Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft (BMLFUW) (2015) *BGBl. I Nr. 181/2015 Verordnung über das Abfallende von Recycling-Baustoffen (Recycling-Baustoffverordnung)*. Wien, Österreich.

Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft Umwelt und Wasserwirtschaft (BMLFUW) (2011) *Bundes-Abfallwirtschaftsplan 2011 - Band 2*. Wien, Österreich.

DIN EN 1338 (2003) *Pflastersteine aus Beton - Anforderungen und Prüfverfahren.*

Eberhard, S. & Röcken, R. (2015) Resource Mining – Rohstoffe aus Schweizer Abfall – Rückgewinnung von Produkten aus Abfallverbrennungsrückständen. In: *Mineralische Nebenprodukte und Abfälle,* Neuruppin, Deutschland.

Fleischhanderl, T. (2016) persönliche Mitteilung am 04.03.2016. (Fa. GEOCELL Schaumglas GmbH).

Gattermayer, K. (2016) persönliche Auskunft am 04.03.2016. (Fa. Vetropack Austria GmbH).

Inashco (2016) Firmenwebsite des Unternehmens Inashco. (entnommen am 14.06.2016 um 19:34 Uhr, http://www.inashco.com/en/about).

Österreichische Vereinigung für Beton und Bautechnik (2009) *Richtlinie Spritzbeton.* Wien, Österreich.

Stockinger, G. (2015) Vortrag im Rahmen des Erfahrungsaustausch Deponien des Österreichischen Wasser- und Abfallwirtschaftsverbands, Wien, Österreich.

UmweltTechnik und GeoConsulting ZT GmbH (2016) *Stoffliche Verwertung von Rückständen aus der thermischen Abfallbehandlung*. Studie im Auftrag der MA 48, Wien, März 2016, Wien, Österreich.

UmweltTechnik und GeoConsulting ZT GmbH (2014) *Verwertung der Korngrößenfraktion 3 - 8 mm der Bettasche des WSO 4.* Projektbericht Ausfertigung vom 24.07.2014, Wien, Österreich.

Verband Österreichischer Entsorgungsbetriebe (VOEB) (2015) VOEB Intern, Dossier: *EU-Kreislaufwirtschaftspaket* Nr. 2. Wien, Österreich.

File: 192

Effizienz von Extraktionsverfahren bei der Metallentfrachtung von MVA-Flugaschen

G. Weibel, U. Eggenberger & U. Mäder
Institut für Geologie, Universität Bern, Bern, Schweiz

S. Schlumberger
Zentrum für nachhaltige Abfall- und Ressourcennutzung ZAR, Zuchwil, Schweiz

KURZFASSUNG: Die Rückgewinnung von Schwermetallen aus Flugaschen von Müllverbrennungsanlagen (MVA) ist ein konkretes Ziel der aktuellen Schweizer Abfallpolitik. Für die erfolgreiche Optimierung ist es von zentraler Bedeutung, die chemischen Prozesse während der sauren Flugaschenextraktion (FLUWA-Verfahren) zu verstehen und die Bindungsverhältnisse der enthaltenen Metalle zu kennen. Um das komplexe Phasensystem von Flugaschen zu beschreiben und die grosse Vielfalt der metallhaltigen Phasen selektiv zu reduzieren, wurden spezifische Extraktionsversuche mit zwei unterschiedlichen Flugaschen durchgeführt. Zusammengefasst lässt sich sagen, dass der Grad der Metallabreicherung vorwiegend pH gesteuert ist und die Art der verwendeten Säure sich kaum auf die Mobilisierung der Metalle auswirkt. Auffällig ist die Bildung einer $PbCu^0$-Phase, welche bei der Extraktion mit Salzsäure die Abreicherung von Pb und Cu limitiert. Großes Potential für eine Optimierung der Flugaschenextraktion zeigt die Nachbehandlung der Filterkuchen aus den HCl-Extraktionen mit NaCl-Lösung (300 g/L). Erste Resultate zeigen, dass sich dadurch große Mengen Pb (59 %) und Cu (45 %) aus dem Filterkuchen durch die Interaktion mit hochsaliner Lösung mobilisieren lassen.

1 EINLEITUNG

Bei der thermischen Müllverwertung reichern sich unter den Verbrennungsbedingungen flüchtige Schwermetalle bzw. Schwermetallverbindungen in den Flugaschen an. Der nachhaltigen Aufbereitung dieser Verbrennungsrückstände muss deshalb aus ökologischen und ökonomischen Überlegungen ein hoher Stellenwert beigemessen werden. Mit der sauren Flugaschenwäsche (FLUWA) (Schlumberger et al. 2007), (Vehlow et al. 1990) steht ein Verfahren zur gezielten Schwermetallabtrennung und Rückgewinnung zur Verfügung. Mit dem FLUWA-Prozess werden derzeit mehr als die Hälfte der Flugaschen in der Schweiz aufbereitet und daher wird dieses Verfahren zum Stand der Technik gezählt. Mit der neuen Schweizer Abfallverordnung (Bundesamt für Umwelt 2016) wird zudem gefordert, dass nach einer 5-jährigen Übergangsfrist alle in der Schweiz anfallenden Flugaschen behandelt und die Metalle rückgewonnen werden müssen. Die Ziele der FLUWA sind auf der einen Seite, die Schwermetallkonzentration der Flugasche zu reduzieren, um eine möglichst ökologisch unbedenkliche Deponierung der entstandenen Rückstände zu ermöglichen und auf der anderen Seite, die abgetrennten Schwermetalle als Wertstoffe zurückzugewinnen. Als Ausbeute wird der prozentuale Anteil der extrahierten Schwermetalle in Bezug auf den initialen Totalgehalt bezeichnet. Die technisch mögliche Ausbeute ist abhängig vom Element, dem verwendeten Eluenten und der chemische Bindungsform. Um das komplexe Phasensystem von Flugaschen zu beschreiben und die grosse Vielfalt der metallhaltigen Phasen selektiv zu reduzieren, wurden spezifische Extraktionsversuche mit zwei unterschiedlichen Flugaschen durchgeführt. Dabei wurden die Flugaschen mit deionisiertem Wasser, Salzsäure, Schwefelsäure und Natriumchloridlösung extrahiert und dabei die Konzentration, das Fest-Flüssig-Verhältnis sowie die Extraktionszeit und die Temperatur variiert. Die Rückstände (Filterkuchen) wurden anschliessend chemisch und mineralogisch charakterisiert, wobei der Fokus auf die relevanten Schwermetalle Zn, Pb, Cu und Cd gelegt wurden.

2 MATERIALIEN UND METHODEN

Um ein möglichst breites Spektrum von Aschezusammensetzungen abzudecken wurde je eine stark schwermetallhaltige Flugasche (FA A) und eine stark alkalische und eher Schwermetall arme Flugasche (FA B) verwendet. Jeweils 50 g Flugasche wurde für die Versuche eingesetzt und die Extraktionsbedingungen gemäss Tabelle 1 variiert.

Tab. 1: Gewählte Extraktionsbedingungen.

Extraktionsmittel	Konz.	Fest-Flüssig-Verhältnis (LS)	Zeit	Temp	Vor- / Nachbehandlung
Deionisiertes Wasser	-	2/10/20/400	10/30/ 1h/3h/6h	RT/40/ 60/80	-
Salzsäure (tech)	5%/10%	4	10/30/ 1h/3h/6h	RT/40/ 60/80	Nachwaschen mit anges. H_2O (pH < 3.5)
Schwefelsäure (p.a)	6.6%/ 13.9%	4	1h	RT/40/80	-
Natriumchlorid	300 g/L (pH 3.5)	5	1h	85	Vorgängige Extraktion mit HCl oder H_2SO_4

Die Extraktionslösung wurde in einem Becherglas vorgelegt und die Asche anschliessend unter Rühren (Stativrührer) vorsichtig zugegeben. Der pH-Wert, das Redoxpotential und die Temperatur wurden während dem gesamten Extraktionsprozess erfasst. Nach dem Ablauf der Extraktionszeit wurde das Gemisch abfiltriert und mit deionisiertem Wasser nachgewaschen. Das Filtrat wurde anschliessend mit dem Waschwasser vermengt und sofort mit deion. Wasser (IC-Analysen) resp. 1% HNO_3 (ICP-OES-Analysen) verdünnt (Verhinderung nachträglicher Ausfällungen). Der Filterkuchen wurde samt Filter in eine Kristallisierschale gegeben und bei 50 °C bis zur Gewichtskonstanz getrocknet. Für die XRF- und XRD-Analysen wurde eine Teilprobe des Filterkuchens mit einer Scheibenschwingmühle gemahlen. Eine Auswahl getrockneter Filterkuchen wurde mit Epoxidharz imprägniert und mittels Zeiss EVO-50 XVP Rasterelektronenmikroskop (REM) gekoppelt mit einem energiedispersiven System (EDX) analysiert.

3 RESULTATE UND DISKUSSION

3.1 Neutrale und saure Flugaschenextraktion

Bei FA B dominiert bei der Extraktion das Karbonatsystem und zeigt dadurch eine deutlich höhere Pufferkapazität verglichen zur FA A. Während sich bei der FA A mit H_2O ein pH-Wert im neutralen Bereich (6.5) einstellt, erreicht die FA B einen pH-Wert > 12. Es zeigte sich, dass der Grad der Metallabreicherung vorwiegend pH gesteuert ist und die Art der verwendeten Säure sich kaum auf die Mobilisierung auswirkt. Bei gleicher Säurestärke zeigen HCl und H_2SO_4 sehr ähnliche Abreicherungsgrade (Abb. 1a). Für FA A wird dabei eine Abreicherung von > 60 % für Zn und Cd erreicht, währenddessen die Ausbeuten für Pb und Cu bei < 5 % liegen. Um vernünftige Abreicherungsgrade bei FA B zu erreichen, müssen grosse Mengen Säure eingesetzt werden um die Karbonate zu eliminieren und den pH-Wert der Extraktionslösung nachhaltig zu senken. Dies führt zu starker Gasentwicklung (CO_2) und erschwert die Flugascheextraktion erheblich.

Die starke Pufferkapazität und die drei Mal tiefere Zn-Konzentration führen zu einer signifikant tieferen Abreicherung für Zn (< 10 %), währenddessen sich das Cd in ähnlich hohen Abrecherungsbereichen bewegt wie bei FA A (50 %). Blei und Kupfer sind auch bei FA B mit Salz- und Schwefelsäure nicht mobilisierbar. Bei der Extraktion mit H_2SO_4 gibt es eine starke Gipsbildung durch die Reaktion des SO_4^{2-} mit Ca^{2+} aus den Aschen. Dieser Gips scheint nur untergeordnet einen Einfluss auf die Mobilisierbarkeit der Metalle zu haben, da bei gleicher Säurestärke sehr ähnliche Abreicherungsgrade erreicht werden wie mit HCl.

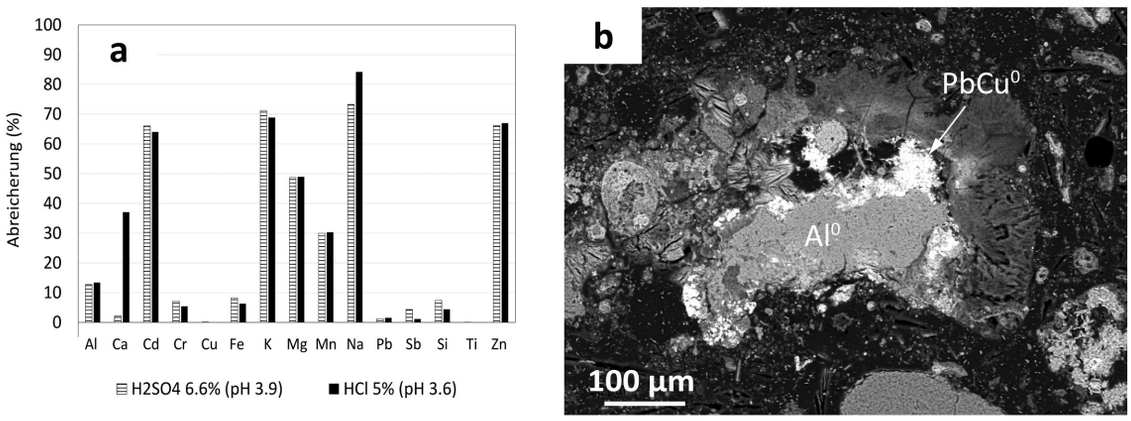


Abb. 1: (a) Abreicherungsgrade beim Einsatz von HCl und H_2SO_4 gleicher Säurestärke für FA A. (b) Zementierungsphasen ($PbCu^0$), die durch die reduktive Abscheidung von gelöstem Pb^{2+} und Cu^{2+} während der Extraktion entstehen und deren Abreicherung limitieren.

Das Vorgehen und die Prozesse bei der HCl-Extraktion im Labor kommen dem FLUWA-Prozess auf der Anlage sehr nahe. REM-Analysen der extrahierten Rückstände zeigen, dass grosse Mengen von Metallhaltigen Zementierungsphasen im Filterkuchen vorliegen (Abb. 1b). Bei diesen $PbCu^0$-Phasen handelt es sich um die reduktive Abscheidung von Pb und Cu auf weniger edlen metallischen Oberflächen wie Al^0-Folie Partikel. Die Bildung dieser Zementierungsphasen während der Extraktion ist hauptsächlich der Grund weshalb Pb und Cu mit konventioneller HCl-Extraktion nicht mobilisiert werden können. Der Einsatz eines Oxidationsmittels wie Wasserstoffperoxid während der Extraktion verhindert diese reduktive Abscheidung, was zu signifikant höheren Metallabreicherungsgraden führt (Zn 60-80 %, Cd 85-95 %, Pb 50-90 %, Cu 40-80 %). Weiter wurde im Filterkuchen $PbCl_2$ identifiziert, wobei die Menge sich mit zunehmender Extraktionszeit stark erhöhte. Die zeitabhängigen Versuche mit HCl zeigen weiter, dass ab einer Extraktionsdauer von 3 Stunden die Zementierungsphasen ($PbCu^0$) rückgelöst werden. Das Nachwaschen des FK mit saurem Waschwasser (pH < 3.5) nach der Extraktion mit 5 % HCl zeigte keine zusätzliche Lösung von Metallen verglichen zum neutralen Nachwaschen. Dies kann durchaus positiv gewertet werden, da eine spätere Metall-Mobilisierung auf der Deponie nicht zu erwarten ist.

3.2 Nachwaschen der Rückstände mit Natriumchloridlösung

Die Filterkuchen A und B der HCl-Extrakte (5 % HCl, LS 4, 60 min, RT) wurden nachträglich noch während 60 Minuten mit 300 g/L NaCl-Lösung (5.1 mol/L) bei 85°C und pH 3.5 nachgewaschen. Dadurch erhofft man sich v.a. eine Mobilisierung des Pb als Chlorid. Mittels REM/EDX wurde $PbCl_2$ in den Filterkuchen der HCl-Versuche nachgewiesen und durch das Extrahieren dieser Filterkuchen mit konzentrierter NaCl-Lösung könnte dieses Pb als $PbCl_3^-$ o-der $PbCl_4^{2-}$ mobilisiert werden.

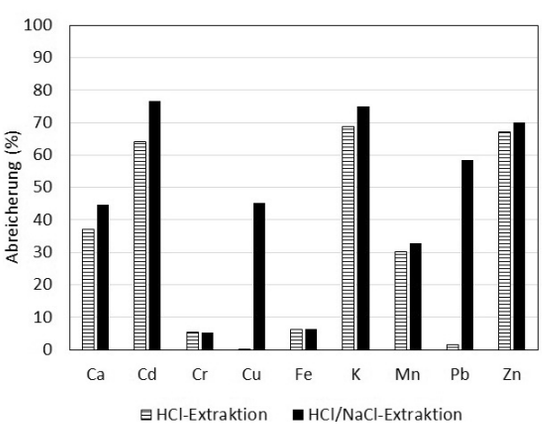


Abb. 2: Abreicherungsgrade nach HCl-Extraktion und kombinierter HCl/NaCl-Extraktion für FA A.

Die Spezies $PbCl_3^-$ und $PbCl_4^{2-}$ treten in hochsaliner Umgebung auf (> 5 mol/L Cl), wie dies mittels Raman-Spektroskopie gezeigt werden konnte (Hagemann, 1999). Erste Resultate zeigen, dass das Extrahieren mit stark konzentrierter NaCl-Lösung grosse Mengen Pb mobilisiert. Mit dem Nachbehandeln des Filterkuchens aus dem HCl-Versuch wird eine Abreicherung von 59 % erreicht. Die Extraktion mittels NaCl führt weiter zur Mobilisierung von 45 % Cu. Eine bläuliche Ausfällung entstand in den Filterlösungen, was einen Hinweis auf Kupferchlorid ist ($CuCl_2 \cdot 2H_2O$). Die Ausbeuten für Cd und Zn erhöhten sich ebenfalls noch auf Werte > 70 %. Die hohen Abreicherungsgrade für Pb und Cu zeigen auf, dass sich mittels NaCl-Lösung nicht nur das $PbCl_2$ mobilisieren lässt sondern auch die Zementierungsphasen ($PbCu^0$). REM-Analysen der Rückstände unterstützen diese Annahme, denn die gebildeten $PbCu^0$-Phasen während der HCl-Extraktion (Bild 4a) sind vollständig mobilisiert nach der NaCl-Extraktion (Bild 4b). Um die Prozesse zu verstehen werden weitere Versuche mit NaCl durchgeführt, wobei der Fokus primär auf die Variierung der Extraktionsbedingungen gelegt wird (Konzentration, Temperatur, pH-Wert).

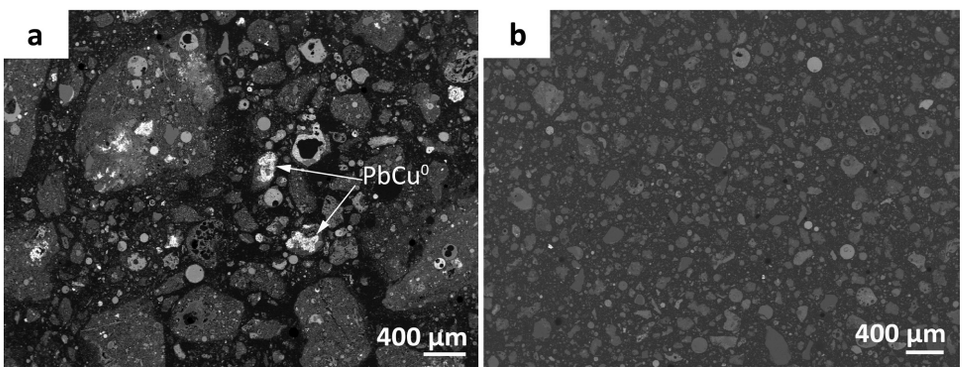


Abb. 3: (a) Zementierungsphasen ($PbCu^0$) im Filterkuchen nach der Extraktion mit HCl (b) komplettes Auflösen der $PbCu^0$ Phasen nach der NaCl-Extraktion.

4 ZUSAMMENFASSUNG

Die Studie deckt zwei extreme Vertreter von Aschetypen ab. Bei der alkalischen und eher schwermetallarmen FA B dominiert bei der Extraktion das Karbonatsystem und zeigt dadurch eine deutlich höhere Pufferkapazität und tiefere Metallabreicherung verglichen zur schwermetallreichen FA A. Die Art der verwendeten Säure wirkt sich auf die Mobilisierung kaum aus, bei gleicher Säurestärke zeigen HCl und H_2SO_4 sehr ähnliche Resultate. Es zeigte sich, dass bei der Extraktion mit HCl ohne den Einsatz von Wasserstoffperoxid grosse Mengen Zementierungsphasen im Filterkuchen vorliegen ($PbCu^0$), welche hauptsächlich dafür verantwortlich sind, dass kaum Pb und Cu abgereichert wird. Die Nachbehandlung der Filterkuchen aus den HCl-Versuchen mit NaCl-Lösung (300 g/L) führt zur Mobilisierung großer Mengen Pb und Cu, wie sie sonst nur durch den Einsatz von Wasserstoffperoxid erreicht werden können. Durch die Interaktion des Filterkuchens mit hochsaliner Lösung bei einer Temperatur von 85 °C kann das vorhandene Pb als $PbCl_3^-$ und $PbCl_4^{2-}$ mobilisiert werden. Für die Identifikation der chemischen Prozesse und vorhandenen Pb-Chlorid-Spezies müssen weitere Versuchsserien durchgeführt werden und die Resultate durch geochemische Modellierungen unterstützt werden.

LITERATUR

Bundesamt für Umwelt (2016) *Verordnung über die Vermeidung und die Entsorgung von Abfällen*. 1-46.

Hagemann, S. (1999) *Thermodynamische Eigenschaften des Bleis in Lösungen der ozeanischen Salze.* Naturwissenschaftliche Fakultät. Technische Universität Carolo-Wilhelmina zu Braunschweig.

Schlumberger, S., Schuster, M., Ringmann, S. & Koralewska, R. (2007) Recovery of high purity zinc from filter ash produced during the thermal treatment of waste and inerting of residual materials. *Waste Management & Research* 25, 547-555.

Vehlow, J., Braun, H., Horch, K., Merz, A., Schneider, J., Stieglitz, L. & Vogg, H. (1990) Semi-technical Demonstration of the 3-R Process. *Waste Management & Research* 8, 461-472.

File: 193

Innovative Aufbereitung von Müllverbrennungsschlacke

G. Stockinger
Brantner Walter GmbH, Forschung & Entwicklung, Krems, Österreich

KURZFASSUNG: Die thermische Verwertung oder Entsorgung von Abfällen in Müllverbrennungsanlagen ist eine anerkannte und in vielen Ländern praktizierte Methode. Bei diesem Abfallbehandlungsverfahren fallen große Mengen an Aschen und Schlacken (MVA-Schlacken) an.
Diese Aschen und Schlacken werden häufig mit noch enthaltenen Roh- und Wertstoffen deponiert und dem weiteren Stoffkreislauf entzogen.
Die leicht gewinnbaren Rohstofflagerstätten unserer Erde verringern sich in bedrohlichem Tempo und aus diesem Grund sollten alle verwertbaren Rohstoffe aus der MVA-Schlacke wieder dem Stoffkreislauf zugeführt werden.
MVA-Schlacken haben sehr oft eine ungünstige Konsistenz für eine nachfolgende Aufbereitung, welche die Rückgewinnung von Rohstoffen erheblich erschwert. Die Schlacken können eine sehr inhomogene Zusammensetzung haben. Konventionelle Verfahren zur Rückgewinnung von Metallen im Feinbereich und von Edelstählen können nur mit sehr hohem Aufwand betrieben werden. Dieser hohe Einsatz an Ressourcen ist nicht immer wirtschaftlich abbildbar.
Um dem entgegenzuwirken wurde das „Brantner Wet Slag Treatment“ Verfahren entwickelt und großtechnisch umgesetzt.

1 EINLEITUNG

Die Brantner Walter GmbH beschäftigt sich intensiv mit innovativen Lösungen im Bereich Abfallbehandlung und Wertstoffrückgewinnung. In Österreich und in anderen Ländern werden unter anderem Reststoffdeponien zur Ablagerung von Aschen und Schlacken aus Abfallverbrennungsanlagen betrieben.

Deponiert und aufbereitet werden überwiegend nass ausgetragene Rostaschen und im geringen Umfang auch trockene Bettasche aus Wirbelschichtanlagen.

Seit 2005 beschäftigt sich Brantner mit der Aufbereitung von MVA-Schlacken. Die Aufbereitungsmethoden wurden kontinuierlich verbessert.

Größere Mengen MVA-Schlacken wurden in der Vergangenheit auf der Deponie zwischengelagert und in Kampagnen mit externen, mobilen Dienstleistern aufbereitet. Die Behandlungsverfahren wurden gemeinsam mit unseren Dienstleistern laufend an den gewonnenen Erkenntnissen angepasst.

Konventionelle trockene Aufbereitungstechniken haben jedoch auch einige strukturelle Probleme, die durch Optimierung der Systeme verkleinert, jedoch nicht beseitigt werden können.

Nach eingehender Beschäftigung mit der Aufbereitung von MVA-Schlacke und einer internen Analyse der vorhandenen und verwendeten Aufbereitungssysteme, wurden einige Potenziale für die Aufbereitung von MVA Schlacken erkannt. Mit der Entwicklung eines neuen nassen Aufbereitungskonzeptes konnte die Behandlung der Schlacke wesentlich verbessert werden.

2 NEUE AUFBEREITUNGSPOTENZIALE MVA-SCHLACKE

2.1 Alterung

Frische MVA-Schlacke muss für die konventionelle trockene Aufbereitung wegen der klebrigen Konsistenz gealtert werden. Dazu benötigt man teuren Lagerplatz zur Lagerung der MVA-Schlacke für eine Dauer von wenigen Wochen bis mehrere Monate. Während der Alterung können kleine Metalle oxidieren und sind nicht mehr recycelbar.

Kleine Kupfer- oder Messing-Schmelzkugeln können sich in dieser Zeit mit einer mineralischen Schicht überziehen und wachsen zusammen. Eine Abtrennung aus der MVA-Schlacke wird dadurch erschwert. Das Abtrennen oder Aufbrechen der Mineralmatrix gestaltet sich danach schwierig.

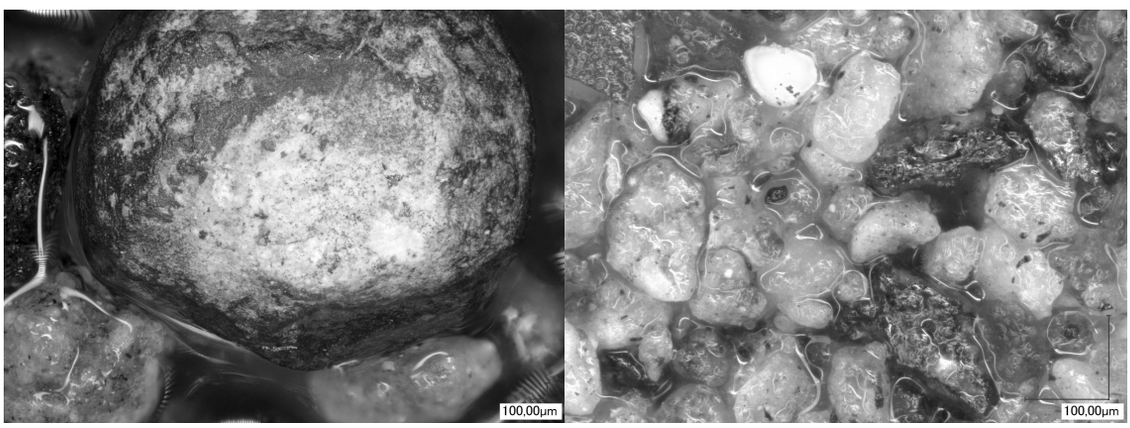


Abb. 1: links: Metallkugel mit mineralischem Überzug, rechts: Metalle verwachsen.

2.2 Metalle < 6 mm

Im Feinbereich der Schlacke (ca. < 6 mm) ist der Anteil an hochpreisigen Metalle sehr hoch. Die Abtrennung der Metalle aus Schlackenfraktion ist mit konventioneller trockener Aufbereitung nur tendenziell möglich. Viele Metalllegierungen, die in der Müllverbrennung entstehen, können mit Nichteisen-Abscheidern (NE-Abscheidern) nur unzureichend abgetrennt werden und gehen verloren.

Kleine Metallteile können mit sensorgestützter Sortiertechnik nur tendenziell erfasst und ausgeschossen werden. Die Auflösung und der Düsenabstand entsprechen häufig nicht der Korngröße der Metalle.

2.3 Edelstahlstahlabscheidung

Edelstähle können mit Magnet- und NE- Abscheidung nur ansatzweise aus der MVA-Schlacke rückgewonnen werden. Beim Einsatz von Starkfeldabscheidern wird neben manchen Edelstählen auch sehr viel leicht magnetisierbare Schlacke abgetrennt.

Der Einsatz von sensorgestützter Sortiertechnik ist relativ teuer (hohe Investitions- und Betriebskosten, geringe Durchsatzleistung) und wird aus diesem Grund nicht sehr oft angewendet.

2.4 Aufbereitete Schlacke in Österreich nicht verwertbar

In einigen Ländern und Regionen mit geringem Gesteins- oder Schottervorkommen wird MVA-Schlacke als Baustoff eingesetzt. In Österreich wird MVA-Schlacke überwiegend als Abfall in Reststoffdeponien deponiert. Nach Erreichen der Kriterien des Bundesabfallwirtschaftsplan 2011 ist der Einsatz als gebundene oder ungebundene Tragschicht jedoch zulässig.

Mit konventioneller trockener Aufbereitung konnten diese Kriterien nicht erreicht werden.

Der Einsatz als Betonzuschlagstoff ist wegen den Treiberscheinungen nicht oder nur mit teurem Spezialzement möglich.

Auf Grund dieser zusätzlichen Erkenntnisse wurde ein eigenes Verfahren zur Aufbereitung von MVA-Schlacke entwickelt.

3 VERFAHRENSSCHEMA

Die Anlage wurde im Herbst 2013 errichtet und besteht in der derzeitigen Ausbaustufe aus vier Kernaggregaten und ist durch die Linienbauweise relativ gut zu warten und einsehbar. Erweiterungen für regional spezifische Aufgabenstellungen sind einfach nachzurüsten. Für enge Platzverhältnisse ist eine Turmbauweise möglich. Die Anlage kann direkt an der Müllverbrennungsanlage, auf der Schlackendeponie oder als externe Aufbereitungsanlage errichtet werden.

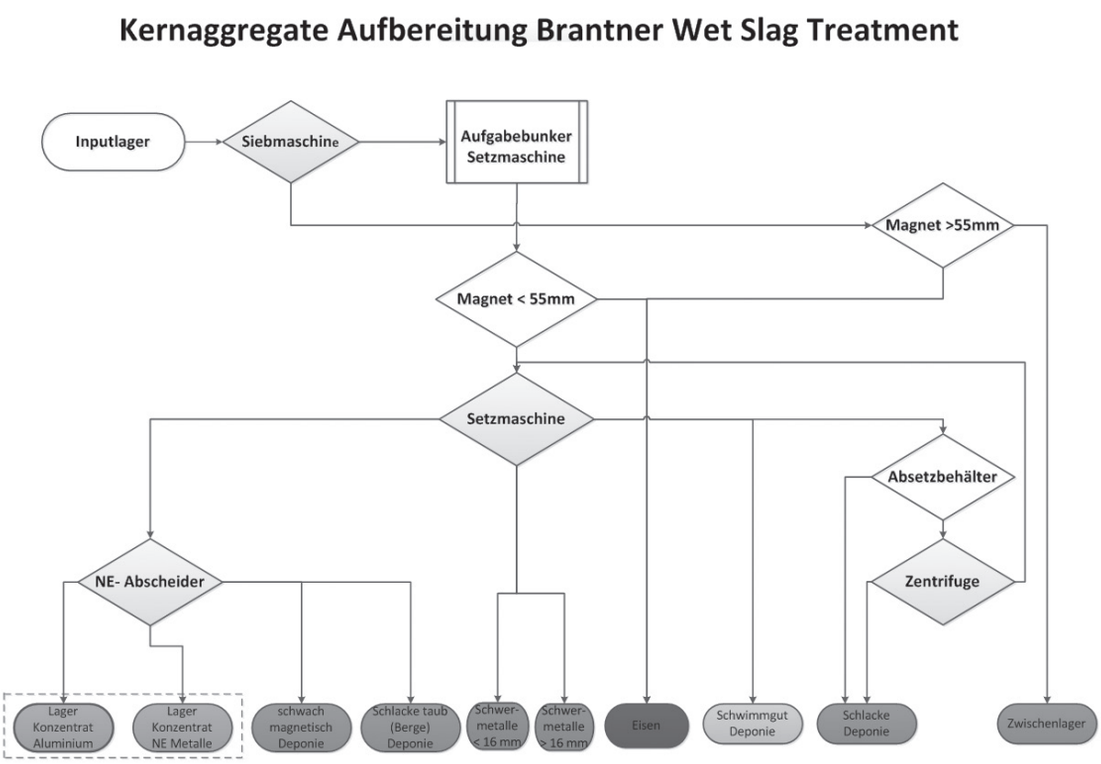


Abb. 2: Schema Schlackenaufbereitung.

Mit diesen vier Kernaggregaten kann der Aufbereitungsprozess zur Erzeugung von unterschiedlichen Metallkonzentraten durchgeführt werden. Ebenso können mit der gleichen Konfiguration und mit angepassten Betriebsparametern die Metallkonzentrate zu hüttenfähigen Metallkonzentrate angereichert werden.

3.1 Beschreibung der Aufbereitungsanlage

Der Wet Slag Treatment Prozess wird durch zwei Personen betrieben. Beide Mitarbeiter können die Anlage und den Radlader im Wechsel bedienen.

Für die Beschickung wird ein Radlader verwendet, der zweite Mitarbeiter betreut die Anlage und bricht bei Bedarf alte Schlacke mit einem Bagger aus einem alten Zwischenlager.

Das Inputlager befindet sich unmittelbar neben dem Aufgabebunker. Die Schlacke wird laufend verarbeitet. Mindermengen werden durch Schlacke aus dem alten Zwischenlager ergänzt. Die Schlacke muss nicht gealtert werden, eine Lagerung im Freien ist möglich.

3.2 Vorsiebung

Das Vorsieb ist mit einem speziellen Siebbelag, der störende Langteile wie Rohre, Stangen, Drähte abscheidet, ausgestattet.

Das Unterkorn < 55 mm wird in der Schlackenaufbereitung direkt verarbeitet, das Überkorn wird nach FE-Entfrachtung von einem externen Dienstleister verarbeitet.

Der Kornbereich > 55 mm wurde mit < 5 % vom Input ermittelt und wird aus Effizienzgründen nicht stationär verarbeitet.

3.3 Selektiver Aufschluss (Option)

Der selektive Aufschluss ist derzeit nicht ausgeführt, wird jedoch zum Freilegen von Metallen aus Schlackenbrocken nachgerüstet.

3.4 Eisenabscheidung

Für die FE-Abscheidung im Unterkorn wird ein Überbandmagnet verwendet. Das abgeschiedene Eisen aus frischer Schlacke ist relativ sauber und hat geringe Anhaftungen.

3.5 Setzmaschine

Die Setzmaschine ist das Kernaggregat der Schlackenaufbereitung und produziert vier Fraktionen:

- Schwimmfraktion (Kunststoffe, Papier, Textilien, Gasbeton, Blähton, …),
- Schwerfraktion (Buntmetalle, Edelstahl, Edelmetall),
- Leichtfraktion (Schlacke, Steine, Glas, Keramik, Aluminium, …),
- Schlamm (stapelbar, deponierbar, hohe CO_2-Aufnahmekapazität).

3.6 Feinmetallabscheidung (in Entwicklung)

Derzeit erfolgt im Kornbereich < 100 µm keine Metallabscheidung und Kornbereich 100 µm bis 1,5 mm nur eine eingeschränkte Abtrennung der schweren Metalle.

Da die Feinfraktion bereits im Prozesswasserstrom gefördert wird, wird an einer einfachen Möglichkeit gearbeitet um die verbleibenden Metalle aus der Feinschlacke zu entfernen.

3.7 NE- Abscheider, Nichteisen Abscheidung Leichtfraktion

Die Leichtfraktion aus der Setzmaschine wird entwässert und enthält überwiegend eine mineralische Fraktion und Aluminium. Hohlkörper aus schweren Metallen wie z.B. verschlossene Kupferrohre, Messinghülsen, Edelstahlbehälter und vereinzelt Blechstücke befinden sich ebenfalls in der Leichtfraktion.

Diese Leichtfraktion wird auf einen NE–Abscheider mit vorgeschalteter Magnettrommel aufgegeben. Aus der gewaschenen Schlacke können die Metalle mit einer sehr guten Effizienz und Qualität abgeschieden werden.

3.8 Restmetallgehalt in der Schlacke

Bei der Bestimmung des Restmetallgehaltes in der Schlacke sollte immer das Prüfverfahren angegeben werden. Es wird ein Verfahren verwendet, dass an den Methodenband der Stiftung ZAR angelehnt ist. Die entmetallisierte Schlacke wird getrocknet und mit einer vorhandenen Straßenwalze auf einer Stahlplatte mehrmals überfahren. Zwischen den einzelnen Durchgängen wird die Schlacke gesiebt und die verplatteten Metalle werden per Hand aussortiert. Bei jedem Durchgang sind in den oberen Siebdecks meist nur Metalle zu finden. Dieser Vorgang wird so lange wieder-

holt, bis alle Metalle > 1 mm entfernt sind. Die Fraktion < 1 mm wird nicht in der Bewertung berücksichtigt. Nicht walzbare Metalle (Stahlkugeln, Schmiedeteile massive Stahlteile) werden vor der ersten Walzung per Hand aussortiert. Mit diesem Verfahren wird Mineralik in die kleinen Aluminiumteile eingewalzt und erhöhen den Restmetallgehalt etwas.

Anhand dieser Methode konnten folgende Restmetallgehalte analysieren werden:
- Restaluminium metallisch 0,04 - 0,48 % (abhängig von der Prüfmethode),
- Schwere Metalle metallisch ohne magnetische Bestandteile < 0,3 %.

3.9 Metallqualitäten

Mit dem Wet Slag Treatment Verfahren werden Metallkonzentrate für den Schrotthandel und für Aluminium- und Kupferhütten produziert.

Derzeit werden folgende Metallkonzentrate erzeugt:

• Magnetisches Eisen grob > 55 mm	Schrotthandel oder Stahlwerk,
• Magnetisches Eisen fein < 55 mm	Schrotthandel,
• Edelstahl grob > 55 mm	Schrotthandel,
• NE grob > 55 mm (Alu + Buntmetalle)	Schrotthandel,
• NE fein < 55 mm (überwiegend Alu + Buntmetalle)	Schrotthandel,
• Aluminium < 55 mm	Aluminiumhütte od. Schrotthandel
• Schwere Metalle grob 16-55 mm	Schrotthandel,
• Schwere Metalle fein < 16 mm	Kupferhütte.

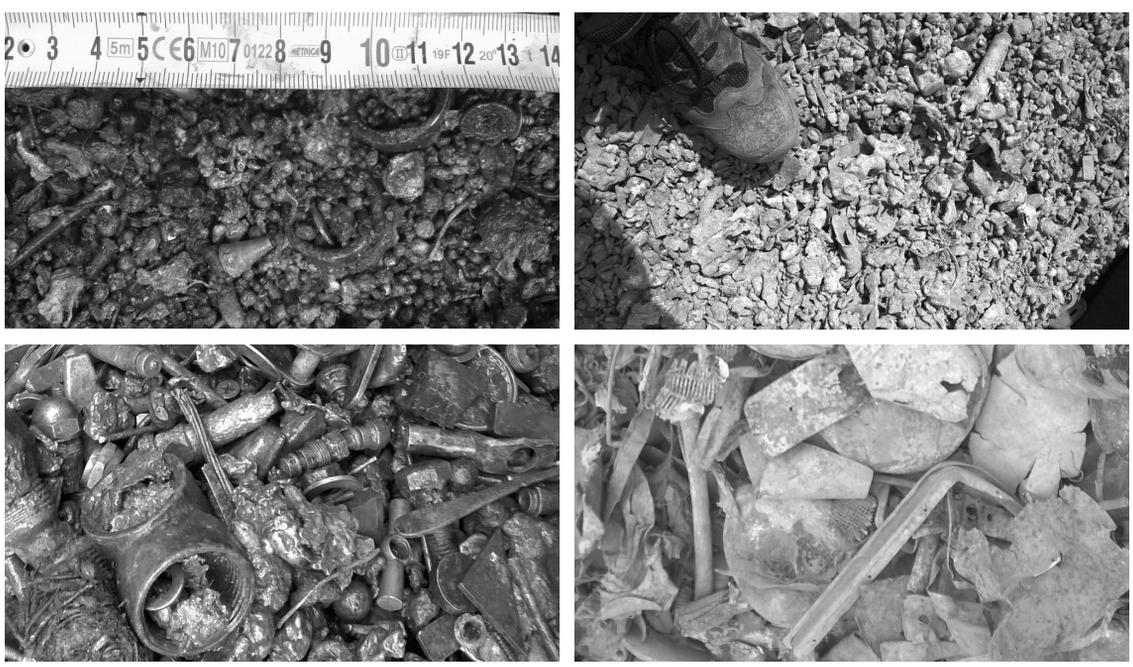


Abb. 3: Metallkonzentrate (links oben: schwere Metalle < 16 mm; rechts oben: Aluminium < 55 mm; links unten: schwere Metalle grob 16-55 mm; rechts unten: Edelstahl > 55 mm).

Die hüttenfertigen Metallkonzentrate haben eine Metallgehalt von > 93 % und entsprechen den Vorgaben zur Verbringung von Abfällen der Grünen Abfallliste.

3.10 Potenziale aufbereitete Schlacke

Derzeit werden alle nicht metallischen Rückstände in einer Reststoffdeponie abgelagert und keiner weiteren Verwertung zugeführt und erreichen laut österr. Recht keine niedrigere Deponiestufe.

Die aufbereitete, entmetallisierte Schlacke erfüllt die Anforderungen des österreichischen Bundesabfallwirtschaftsplan 2011 für gebundene und ungebundene Tragschichten. Der Einsatz als gebundene oder ungebundene Tragschicht wird nicht aktiv verfolgt. Ebenso ist der Einsatz als Betonzuschlagstoff technisch möglich. Es wurden erfolgreich Probekörper von mehreren Betonherstellern angefertigt und getestet. Es können ca. 20 % des Kieses durch aufbereitete und nachbehandelte MVA-Schlacke ersetzt werden. Die sonst üblichen Treiberscheinungen sind in allen Fällen ausgeblieben. Weitergehende Prüfungen wie z.B. Eluierbarkeit von Metallen oder Salzen wurden noch nicht durchgeführt.

4 SCHLUSSFOLGERUNG BZW. ZUSAMMENFASSUNG

Das entwickelte „Wet Slag Treatment“ Verfahren funktioniert im großtechnischen Betrieb sehr gut. Die Metallausbeute im Verhältnis zur eingesetzten Technologie und Kapital ist als hoch zu beurteilen. Die Betriebskosten liegen je nach Auslegung des Abschreibungszeitraumes und der verarbeiteten Schlackenmengen im unteren bis mittleren Bereich.

Eine Umstellung auf Bettasche oder alternativen Abfällen kann im laufenden Betrieb oder bei Totalentleerung des Systems innerhalb von wenigen Stunden erfolgen.

Die aufbereiteten MVA-Schlacken entsprechen den Vorgaben für gebundene und ungebundene Tragschichten laut österr. Bundesabfallwirtschaftsplan und als Betonzuschlagstoff. Andere alternative Verwertungsansätze werden derzeit geprüft.

Die Wertmetalle können in einer hüttenfähigen Qualität produziert werden und entsprechen den Vorgaben der Verbringung von Abfällen der „Grünen Abfallliste“. Alternativ sind alle Metallkonzentrate für eine weitere Veredelung in Sortieranlagen geeignet.

Die Aufbereitungsanlage kann frische oder gealterte Schlacke ohne nennenswerte Alterung verarbeiten und kann aus diesem Grund direkt bei einer Müllverbrennungsanlage, Zwischenlager oder Deponie betrieben werden. Die erneute Aufbereitung von bereits deponierter, konventionell entmetallisierter Schlacke ist in vielen Fällen wirtschaftlich möglich.

Durch den Einsatz von wenigen kompakten Aggregaten in Linien- oder Turmbauweise ist der Platzbedarf relativ gering.

Das Brantner Wet Slag Treatment Verfahren könnte ein bedeutender Beitrag zu einer nachhaltigen und ressourcenschonenden Abfallbewirtschaftung sein und unsere Gesellschaft einen Schritt näher an die das Ziel „Zero Waste“ bringen.

File: 194

Innovative Verfahren zur Herstellung von Baustoffkomponenten aus Hausmüllverbrennungsasche

S. Lübben
Stadtreinigung Hamburg, Abteilung Kommunikation und Innovation, Hamburg, Deutschland

KURZFASSUNG: In der Stadt Hamburg werden jährlich ca. 160.000 Mg Hausmüllverbrennungsasche erzeugt. Da eine Verwertung als Ersatzbaustoff wegen sinkender Akzeptanz und steigenden rechtlichen Anforderungen immer schwieriger wird, sucht die Stadtreinigung Hamburg nach alternativen Verwertungswegen. Dabei wird davon ausgegangen, dass eine hochwertige Verwertung von Teilfraktionen als Zuschlagstoff in der Beton- und Asphaltherstellung bzw. als alternativer Rohstoff in der Klinkerherstellung im Zementwerk möglich ist, sofern eine gezielte Aufbereitung des jeweiligen Teilstromes der Verbrennungsasche für den jeweiligen Verwendungszweck erfolgt.
Die frische Verbrennungsasche soll über eine Wäsche von Salzen entfrachtet und danach mit innovativsten Verfahren maximal von Metallen und weitgehend von Glas befreit werden. Die gereinigte Mineralik wird entsprechend der Vorgaben der Verwertungsbetriebe aufbereitet und ihr Einsatz in der Zement-, Asphalt- und Betonindustrie erprobt. Durch diese Untersuchungen möchte die Stadtreinigung Hamburg die hochwertige und nachhaltige Verwertung der Hamburger Hausmüllverbrennungsaschen langfristig sicherstellen. Erste konkrete Versuchsergebnisse werden Ende 2016 erwartet.

1 EINLEITUNG

Seit 1896 wird in Hamburg Hausmüllverbrennungsasche (HMVA) erzeugt und von Anfang an bis heute wird dieses überwiegend mineralische Material weitgehend als Ersatzbaustoff verwendet. Über Jahrzehnte war dabei die Nachfrage nach diesem vielseitigen Baustoff deutlich größer als das Angebot, bedingt durch Umweltskandale mit Ersatzbaustoffen aus ganz anderen Herkünften, aber auch aufgrund stetig steigender Anforderungen an die ökologische Unbedenklichkeit der Materialien wird der Absatz als Baustoff zusehends schwieriger.

Bereits seit über 20 Jahren läuft die HMVA-Vermarktung in Hamburg über das Hanseatische Schlackenkontor (HSK). Die HMVA von vier Müllverbrennungsanlagen im Hamburger Raum wird gebündelt über das HSK vermarktet. So ist es seit 1992 möglich, alle Einbauorte lückenlos nachzuweisen. Eine so umfassende Dokumentation ist durch die Bündelung der Vermarktungsstränge deutlich vereinfacht worden. In den vergangenen Jahren fielen in Hamburg ca. 280.000 Mg Rohasche an, aktuell sind diese Mengen aufgrund der deutlichen Ausweitung der Erfassung von Wertstoffen aus Haushalten signifikant rückläufig. Eine der vier Verbrennungsanlagen konnte in 2015 stillgelegt werden, der Liefervertrag mit einer weiteren Anlage läuft Ende 2016 aus. Ab 2017 ist daher nur noch mit ca. 160.000 Mg Rohasche aus dem Stadtgebiet Hamburg zu rechnen, welche über das HSK zu verwerten sind.

Bedingt durch die seit 2006 laufende Abstimmung zur Mantelverordnung wird jedoch immer mehr Verunsicherung in den Markt gebracht. Beim Versuch die Anforderungen von Grundwasser- und Bodenschutz sowie die Deponieverordnung in einer gemeinsamen Verordnung zusammenzufassen wurden immer wieder neue Regularien entworfen und immer schärfere Vorsorgewerte diskutiert. Diese Diskussion über zulässige Schadstoffgehalte in Ersatzbaustoffen oder deren Eluaten wie auch Hiobsbotschaften über mangelnde Deponiekapazitäten und deshalb kurzfristig deutlich steigenden Entsorgungskosten für HMVA auf Deponien führten dazu, dass man sich bei der Stadtreinigung Hamburg seit 2013 gezielt daran arbeitet alternative Verwertungswege für HMVA oder Teilmengen davon zu erschließen.

2 AUFTEILUNG DES STOFFSTROMES NACH KORNGRÖSSEN

In früheren Untersuchungen zum Einsatz von HMVA als Baustoff oder Baustoffkomponente wurde im Regelfall das Kornspektrum der HMVA so belassen, wie es im Rahmen der Aufbereitung anfällt. Gelegentlich wurde das Grobkorn abgetrennt und mit Körnungen 0/16 oder 0/32 gearbeitet. Die Versuchsergebnisse – egal, ob das Material als Beton- oder Asphaltzuschlagstoff benutzt wurde – waren im Regelfall ernüchternd. Stets gab es Probleme mit zu hohen Aluminium- oder Glasgehalten (Kluge 1980, Müller & Rübner 2006, Rübner et al. 2007) oder aber durch zu hohe Chlorid- oder Sulfatgehalte.

Erst durch die seit wenigen Jahren verfügbare Technologie der Wirbelstromabscheider nach neuestem Stand der Technik ist eine erheblich verbesserte Abtrennung der NE-Metalle möglich (Holm et al. 2015, Lübben 2015, Kuchta & Enzner 2015). Ebenso können größere Glasbestandteile durch Sortiersysteme automatisch aus der HMVA abgetrennt werden. Bislang gibt es jedoch nur sehr wenige Anlagen in Europa, die diese neuesten Technologien konsequent einsetzen. Ungeachtet dieser technischen Möglichkeiten zur Abtrennung von Metallen und Glas verbleiben die problematischen Salze in der HMVA.

Auf der Basis von Versuchen des HSK zum Waschen von HMVA (Zwahr 2008) und aktuellen Ergebnissen des r³-Verbundvorhabens „ATR“ in welchem der HMVA-Strom zur Optimierung der NE-Metallabtrennung in vier Körnungsbereiche aufgetrennt wurde, wurde ein Forschungs- und Entwicklungsvorhaben initiiert, welches diese Ergebnisse aufgreift und weitergehende Erkenntnisse liefern soll. Das Projekt OPTIMIN (Optimierung der stofflichen Verwertung von Rückständen aus der Abfallwirtschaft, www.OPTIMIN.de) startete Anfang 2016, hat eine Laufzeit von 2,5 Jahren und wird vom deutschen Bundesministerium für Bildung und Forschung gefördert. Projektpartner sind verschiedene Unternehmen aus der Metropolregion Hamburg, die wissenschaftliche Begleitung erfolgt durch die TU Hamburg-Harburg und die Bundesanstalt für Materialforschung und –prüfung Berlin.

Im ATR-Projekt konnte aufgezeigt werden, dass die in der Anlage erzeugten vier Körnungsbereiche (0/2, 2/5, 5/18, 18/60) eine erheblich verbesserte NE-Metallabtrennung ermöglicht. Erste Untersuchungen an den Fraktionen 2/5 und 5/18 zeigten, dass beide Körnungen für Beton- und Asphaltmischbetriebe als Baustoffkomponente interessant erscheinen. Beide potenziellen Verwender wünschen geringfügig geänderte Siebschnitte damit die Körnungen den jeweils üblichen Baustoffkomponenten entsprechen und sind an weitergehenden Untersuchungen interessiert. Der Feinstkorngehalt sowie die Kornform entsprechen bereits den Anforderungen für Asphalttragschichten, die vergleichsweise hohe Porosität erfordert jedoch einen erhöhten Bindemitteleinsatz. Höhere Glasanteile sind für die Asphaltmischbetriebe eher unkritisch, durch die glatten Glasoberflächen kann der Bindemitteleinsatz bei erhöhten Glasanteilen eher wieder reduziert werden. Zu hohe Glasanteile sind bei der Betonherstellung hingegen kritisch zu sehen, da diese – insbesondere bei Kontakt mit Wasser – zur Bildung von voluminösen Alkalisilikatgelen und entsprechenden Abplatzungen oder Rissen führen (Rübner et al. 2007). Im OPTIMIN-Projekt soll der Glasanteil in der als Betonzuschlagstoff zu verwendenden HMVA-Teilfraktion durch Sortierverfahren reduziert werden. Aktuellen Informationen vom Anlagenhersteller TOMRA (2016) zur Folge wird an einer erheblichen Verbesserung dieser Sortiertechnologie gearbeitet. Erst im Sommer 2017 soll eine dann deutlich leistungsfähigere Maschine auf den Markt kom-men.

Untersuchungen von Koch (2016) an Hamburger HMVA konnten sehr deutlich aufzeigen, welch signifikanter Zusammenhang zwischen Chlorid- und Sulfatgehalten im Eluat und der untersuchten Korngröße besteht (s. Abb. 1). So ist es naheliegend, das Feinkorn entweder abzutrennen oder aber einer gesonderten Aufbereitung zu unterziehen, um die Salzgehalte in der restlichen HMVA soweit abzusenken, dass eine schädliche Auswirkung auf ihren Einsatz als Baustoffkomponente unwahrscheinlich wird.

Im ATR-Projekt konnte aufgrund der besonderen, dort zum Einsatz kommenden Hochgeschwindigkeitsprallzerkleinerungstechnologie festgestellt werden, dass die Chloridgehalte in der Fraktion 0-2 mm in einer bereits vor Durchlauf durch die Prallzerkleinerung abgetrennten Fraktion höher liegen, als in der nach dem Durchlauf abgetrennten Fraktion (Enzner & Kuchta 2016). Auch dieser Befund deutet darauf hin, dass durch Abtrennung der Feinfraktion die Salzproblematik entscheidend entschärft werden kann und durch spätere Kornzertrümmerung bei weiterer Aufbereitung oder aber durch Abrieb keine hohen Salzfrachten mehr zu befürchten sind.

Untersuchungen von Bunge (2016) zeigen, dass besonders die Feinfraktion < 2 mm an den

Mineralneubildungen nach dem HMVA-Austrag aus dem Naßentschlacker beteiligt ist. Je länger die HMVA nach dem Austrag lagert, umso höher ist die Druckfestigkeit, bis sie nach ca. vier Monaten nicht mehr weiter zunimmt. Entfernt man hingegen die Fraktion < 2 mm, so bleibt die feuchte HMVA über Wochen rieselfähig. Durch Abtrennung der Feinfraktion bereits früh nach dem HMVA-Austrag, kann die Mineralneubildung weitgehend unterbunden werden. Die mit der Mineralneubildung einhergehende feste Einbindung von gediegenen Metallen in neu entstehende, gröbere Aggregate kann so unterbunden werden. Ebenso ist die Abtrennung der gediegenen Metalle aus der gröberen, vom Feinkorn befreiten Rohasche mit geringerem mechanischem Aufwand möglich. Die hohe Feuchtigkeit des frisch ausgetragenen HMVA-Materials erschwert diese Abtrennung im Feinkorn allerdings erheblich.

Aktuelle Arbeiten von Stockinger (2016) verfolgen ähnliche Ziele wie sie im Projekt OPTIMIN angestrebt werden, wobei dort der Schwerpunkt auf die optimale Metallentfrachtung gelegt und die Mineralikverwertung erst in späteren Schritten untersucht wird. Da die Beweggründe für diese Arbeiten in Österreich jedoch weitgehend identisch zu den hier beschriebenen, könnten Synergieeffekte durch einen intensiven Austausch entstehen.

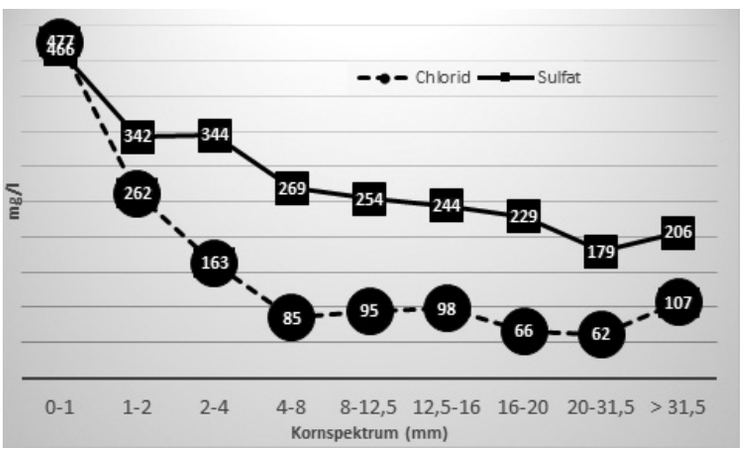


Abb. 1: Abhängigkeit von Chlorid- und Sulfatgehalten im Eluat von HMVA von der Siebfraktion (Eluat nach DIN EN 12457-4).

Um den oben beschriebenen Erkenntnissen Rechnung zu tragen, wird im OPTIMIN-Projekt im dritten Quartal 2016 die Rohasche aus dem Naßentschlacker der Müllverwertung Borsigstrasse in Hamburg ausgetragen, über einen Stangensizer grob entschrottet und der Vertikalsetzmaschine zugeführt. Eine Beschreibung der Anlage befindet in Lübben (2015a). Nach einer Absiebung auf 30 mm erfolgt die Wäsche der HMVA als erster wesentlicher Behandlungsschritt. Die Anreicherung von Chloriden und Sulfaten im Waschwasser ist an dieser Stelle kontinuierlich zu messen. In Waschversuchen von Zwahr (2008) in einer Schwertwäsche mit Wasser aus der Elbe konnte der Chloridgehalt in der HMVA nicht ausreichend abgesenkt werden, da das Elbwasser bereits zu viele Chloride enthielt. Untersuchungen von Hirschmann et al. (1995) konnten nachweisen, dass ein Zusatz von 3,5 m³ Frischwasser in den Naßentschlacker einer Müllverbrennungsanlage die Chloride optimal ausgetragen werden und Calcium weitgehend in der HMVA verbleibt. Die bauphysikalischen Eigenschaften der HMVA wurden durch das Waschen im Entschlacker nicht verändert.

Im OPTIMIN-Projekt wird die Fraktion kleiner ca. 200 µm beim Waschen abgeschlämmt und durch Zusatz von Flockungsmitteln in der Bandfilterpresse als Filterkuchen abgeschieden. Ca. 5 % der HMVA werden so abgetrennt und bei den Projektpartnern BAM und HOLCIM weiter untersucht bzw. aufbereitet. Alles gröbere Material geht zur weitest gehenden Metallentfrachtung zum Projektpartner HEIDEMANN-RECYCLING. Dort wird im ersten Schritt über eine konventionelle Aufbereitungsanlage Fe nahezu vollständig und NE großenteils entnommen. In der nachgelagerten innovativen Anlage der Fa. SCANMETALS werden NE-Metalle bis runter zur Partikelgröße von ca. 1 mm weitgehend entnommen. Die dabei relativ weit heruntergetrocknete HMVA wird danach in den von den Verwertungspartnern der Beton- und Asphaltindustrie (FBH – Frischbeton Hamburg, DEUTAG AG) gewünschten Kornspektren zur Verfügung gestellt.

2.1 Körnung 0 – 0,2 mm

In der Vertikalsetzmaschine verbleibt die Körnung von ca. 0,2 bis 2 mm in der HMVA und geht zur Metallentfrachtung zu HEIDEMANN-RECYCLING. Das Feinstkorn unterhalb von 200 µm geht als Filterkuchen an die BAM, wo weitere Untersuchungen an dem Material erfolgen werden. Durch den Einsatz von Hydrozyklonen und Zentrifugalsortierung soll versucht werden, Metalle gezielt an- oder abzureichern. Ziel dieser Arbeiten ist, die Anforderungen von HOLCIM an alternative Rohstoffe für den Einsatz im Klinkerbrennprozess zu erfüllen. Diese Anforderungen sind jedoch nicht statisch; sie hängen – unter anderem - von den Inhaltsstoffen der sonstigen eingesetzten Rohstoffe ab. Da die Arbeiten im OPTIMIN-Projekt den Zementwerksstandort Lägerdorf im Fokus haben, sind die Rahmenbedingungen zu beachten, die sich aus dem Einsatz der dort abgebauten Kreide als wichtigste Rohstoffquelle ergeben. Die Chlor- und Schwefelgehalte von alternativen Rohstoffen sind durch das Waschen der HMVA in jedem Fall bereits deutlich reduziert. Zu hohe Gehalte dieser Elemente würden zu Ablagerungen oder gar Verstopfern im Zyklon führen. Für das Werk Lägerdorf gilt daher ein betrieblicher Richtwert für den Input von 1 % Chlor und 3 % Schwefel. Bezüglich der Schwermetallgehalte in den Rohstoffen gibt es genehmigungsrechtliche Grenzwerte und betriebliche Richtwerte (Schmidl 2014). Wenn man diese Richt- und Grenzwerte mit Feststoffanalysen von Hamburger HMVA (Werte der Jahre 2007 bis 2015, gesamtes Kornspektrum) vergleicht, so werden die Grenzwerte für Cd, Cr, Hg und der Richtwert für Pb stets eingehalten. Die Richtwerte für Cu und Zn werden jedoch regelhaft überschritten (Heiden Labor 2016). Hier gilt es, im Projekt zu prüfen, wie die Feststoffgehalte in der Fraktion < 200 µm aussehen und ob man sie über den Einsatz von Hydrozyklonen oder Zentrifugalsortierung maßgeblich reduzieren kann. Nur wenn dieses gelingt, scheint der Einsatz dieser Feinstfraktion im Zementwerk Lägerdorf möglich zu sein. Wenn die Feststoffanalytik der aufbereiteten Feinstfraktion deren Eignung bestätigt, wird HOLCIM großtechnische Betriebsversuche im Zementwerk Lägerdorf vornehmen.

2.2 Körnung 0,2 – 2 mm

Für die Körnung zwischen 0,2 und 2 mm gibt es innerhalb des OPTIMIN-Projektes keine Verwertungsoption. In Zementwerken, welche über entsprechend große Mahlwerke verfügen, könnte diese Fraktion (bei Eignung) auf die geforderte Feinheit gemahlen werden. In Lägerdorf ist eine entsprechende Mühle nicht verfügbar.

Im Nachgang zum ATR-Projekt wurde festgestellt, dass die Fraktion < 710 µm durch die besondere thermische Behandlung in der hier zum Einsatz gekommenen HMVA-Aufbereitungsverfahren besondere hydraulische Eigenschaften entwickelt und zementähnliches Verhalten aufweist. Dieses Phänomen soll an anderer Stelle gesondert untersucht werden; ein gesonderter Förderantrag dafür ist in Vorbereitung. Falls sich die ersten positiven Befunde bestätigen lassen, wäre diese Feinfraktion in der Lage, pastöse Abfallstoffe so zu verfestigen, dass sie besser transport- und deponiefähig wären. Es wäre zu prüfen, ob die Körnung zwischen 0,71 und 2 mm nach dem Aufmahlen die gleichen hydraulischen Eigenschaften entwickelt.

2.3 Körnung größer 2 mm für die Asphaltindustrie

Für die Verwertung von gewaschener HMVA als Zuschlagstoff in der Asphaltindustrie sind Korngrößenspektren von 2-5 mm, 5-11 mm und 11-16 mm vorgesehen. Diese sollen nach der Metallentfrachtung vom Aufbereiter für weitere Untersuchungen zur Verfügung gestellt werden.

Auf diversen älteren Untersuchungen ist bekannt, dass es bei HMVA-Einsatz in der Tragschicht häufiger zu Aufplatzungen der Asphalt-Deckschicht kam. Aufgrund der weitest gehenden Entnahme der gediegenen Aluminiumpartikel im Rahmen der HMVA-Aufbereitung, der etwa dreimonatigen Lagerung der HMVA zum Zwecke der Kalzinierung und durch die größere Schichtdicke der Asphaltdeckschicht, haben sich diese Probleme heute erledigt. Der Einsatz von HMVA in Tragschichten, auch unter Schwerlastverkehr, hat sich bewährt und wird regelhaft praktiziert (Johannsen 2007). Der direkte Einsatz von HMVA (kalziniert, gesamtes Kornspektrum) in Asphaltmischungen hingegen führte zu unbefriedigenden Resultaten. Die physikalischen Eigenschaften waren mangelhaft, Testflächen zeigten Ausblühungen und Risse (Seegrön & Damm 1999a, 1999b).

Im Rahmen des OPTIMIN-Projektes sollen die unterschiedlichen, gewaschenen HMVA-Kör-

nungen erst durch die Herstellung von Testmischungen und anschließend, bei Eignung, durch die Herstellung größerer Testflächen auf ihre Eignung als Zuschlagstoff in Asphaltdeckschichten untersucht werden. Bei mindestens zwei der Projektpartner stehen geeignete Flächen mit Schwerlastverkehr für die Einrichtung von Testflächen zur Verfügung.

2.4 Körnung größer 2 mm für die Betonindustrie

Für die Verwertung von gewaschener HMVA als Zuschlagstoff in der Betonindustrie sind Korngrößenspektren von 2-8 mm, 8-16 mm und 16-32 mm vorgesehen, wobei der Projektpartner FBH auf das feinere Korn (2-4 mm) auch durchaus zugunsten der Asphaltindustrie verzichten kann. Diese Körnungen sollen nach der Metallentfrachtung vom Aufbereiter für weitere Untersuchungen zur Verfügung gestellt werden. Da erhöhte Glasanteile in Betonzuschlagstoffen problematisch sein können, soll bei den Körnungen > 4 mm das Glas durch Sortierverfahren abgetrennt werden. Ob die aktuell beim Partner HEIDEMANN-RECYCLING vorhandene Technologie geeignet ist, ist im Versuch zu prüfen. Anlagenhersteller TOMRA wird erst in 2017 eine Sortiertechnologie anbieten, die dieses auch mit ausreichender Durchsatzmenge leisten soll (TOMRA 2016). Nach Herbst et al. (2009) beträgt der Glasanteil in HMVA meist über 10 %, wobei der Glasanteil besonders in den gröberen Fraktionen erhöht ist (bis 16 %). Rübner et al. (2007) empfehlen, den Glasanteil in der HMVA bei deren Einsatz als Zuschlagstoff im Beton so weit wie möglich zu senken. Bei Glasanteilen zwischen drei und sieben Masseprozenten gehen sie davon aus, dass Langzeitschäden im Beton durch Glaskorrosion nicht ausgeschlossen werden können.

Der Projektpartner FBH wird die Korngrößenzusammensetzung der verschiedenen Fraktionen untersuchen und unter Zusatz verschiedener hydraulischer Bindemittel Probekörper herstellen und deren Erhärtungsverlauf, Rohdichte, Verdichtungsgrad und Druckfestigkeit messen.

In den Niederlanden war es durch entsprechende Aufbereitung der Mineralik möglich, aus HMVA ein zertifiziertes Produkt unter dem Namen GRANOVA auf den Markt zu bringen (Creuwels et al. 2016). In Deutschland herrschen jedoch andere rechtliche Rahmenbedingungen, so dass es schwierig sein wird, mit einem entsprechend aufbereiteten hochwertigen Ersatzbaustoff aus dem Abfallrecht heraus zu kommen. Es wird jedoch davon ausgegangen, dass der Einsatz des Ersatzbaustoffes in nicht-konstruktiven Betonprodukten auf jeden Fall möglich sein wird.

3 SCHLUSSFOLGERUNG

Seit Jahrzehnten wird versucht, aus HMVA einen vollwertigen Ersatzbaustoff zu erstellen. Aufgrund hoher Salz-, Glas- und Aluminiumgehalte sind diese Ansätze früher regelmäßig gescheitert. Nachdem diese Zusammenhänge erkannt wurden und es durch neue Technologien bei der NE-Abtrennung gelungen ist, das Aluminium weitgehend aus der HMVA zu entfernen und parallel dazu die ca. 3-monatige Kalzinierungsphase vor der Verwendung als Baustoff einzulegen, ist der HMVA-Einsatz in Tragschichten in Straßen- und Wegebau „Stand der Technik“. Aufgrund eines steigenden Umweltbewusstseins und zunehmenden Anforderungen an die Schadstoffgehalte der HMVA als Baustoff ist ihre Akzeptanz aber seit Jahren rückläufig. Da bislang keine wirtschaftlichen Verfahren bekannt sind, die HMVA so zu behandeln, dass sie alle gültigen oder in Diskussion befindlichen physikalischen und chemischen Anforderungen für ihren Einsatz als Ersatzbaustoff für hochwertige Anwendung jederzeit erfüllen kann, wird in Hamburg unter Koordination der Stadtreinigung Hamburg daran gearbeitet, die HMVA granulometrisch aufzuteilen und für jedes erzeugte Kornspektrum einen geeigneten Einsatz zu finden. Dabei wird davon ausgegangen, dass es möglich ist, Einsatzmöglichkeiten für Teilfraktionen der HMVA zu finden, in denen die jeweilige Teilfraktion alle Anforderungen (physikalisch, chemisch) sicher erfüllen kann. Da die Kalzinierung die NE-Metallabtrennung, wie auch die Absiebung von Fein- und Feinstfraktionen nur erschwert, soll die Aufbereitung ohne vorgeschaltete Kalzinierung erfolgen. Die einer hochwertigen Verwendung stets im Wege stehenden hohen Chlorid- und Sulfatgehalte sollen über eine vorgeschaltete Schlackenwäsche erheblich reduziert werden. Dabei wird die ausreichende Entfrachtung des Waschwassers von Salzen noch als Herausforderung gesehen, da der Frischwassereinsatz auf das unbedingt notwendige Minimum reduziert werden soll. Die weitgehend von Salzen und Metallen und bei Einsatz im Beton auch von Glas entfrachtete Mineralik wird den

potenziellen Verwertern aus den Bereichen der Baustoffindustrie (Zement, Beton, Asphalt) in den von ihnen geforderten Körnungen zur Verfügung gestellt. Diese werden dann Probemischungen, Probekörper und Testflächen herstellen bzw. den alternativen Rohstoff in Brennversuchen im Zementwerk einsetzen. Durch diese Arbeiten möchte die Stadtreinigung Hamburg auch langfristig eine hochwertige und nachhaltige Verwendung von HMVA sicherstellen und der Hamburger Bevölkerung den Nachweis erbringen, dass moderne Abfallwirtschaft nachhaltig ist.

LITERATUR

Bunge, R. (2016) Aufbereitung von Abfallverbrennungsaschen – Eine Übersicht.- In: Thomé-Kozmiensky, K.J. (Hrsgb.): *Mineralische Nebenprodukte und Abfälle 3*, TK-Verlag Neuruppin. pp. 143-161.

Creuwels, H., van der Wegen, G., Heijnsdijk, E. & Kappetein, J. (2016) Aufbereitete Asche aus Abfallverbrennungsanlagen als Zuschlagstoff bei der Herstellung von Betonpflastersteinen.- In: Thomé-Kozmiensky, K.J. (Hrsgb.): *Mineralische Nebenprodukte und Abfälle 3*, TK-Verlag Neuruppin. pp. 223-232.

Enzner, V. & Kuchta, K. (2016) *Substitution von Primärrohstoffen durch die mineralische Restfraktion von Rostaschen*.-6. Wissenschaftskongress Abfall- und Ressourcenwirtschaft der DGAW, Berlin.

Heiden Labor (2016) *Schlackenbericht 2015*- Chemische und physikalische Untersuchungen an Hamburger Müllverbrennungsschlacken aus dem Jahr 2015.- Erstellt im Auftrag des Hanseatischen Schlackenkontors, vertraulich.

Herbst, T., Hauer, B., Rübner, K. & Meng, B. (2009) *Einsatzpotenzial und nachhaltige Verwertung von Hausmüllverbrennungsasche als Gesteinskörnung im Beton.*- Poster auf Tagung Bauchemie, Freiberg, 8.-9.Oktober 2009.

Hirschmann, G., Haase, I., Förstner, U., Schröder, H. & Damm, K.-W. (1995) *Optimierung der Salzauslaugung aus der MV-Schlacke im Stößelentschlacker.*- Bericht 9507, Asphalt-Labor im Auftrag der Müllverwertung Borsigstrasse GmbH, Hamburg.

Holm, O., Gronholz, C. & Lübben, S. (2015) *Aufschluss, Trennung und Recycling von ressourcenrelevanten Metallen aus Rückständen thermischer Prozesse mit innovativen Verfahren (*ATR). – r³ Abschlusskonferenz „Die Zukunftsstadt als Rohstoffquelle – Urban Mining“, BMBF, Bonn 15./16.09.2015.

Johannsen, K. (2007) *HHLA Containerterminal Altenwerder – Asphaltflächen – Überprüfung der Bewährung der Bauweise.*- Gutachten 55/2005 HeidenLabor im Auftrag des Hanseatischen Schlackenkontors.

Kluge, G. (1980) *Untersuchungen des Langzeitverhaltens von MV-Schlacken beim Einsatz im Straßenbau.* Forschungsauftrag des Bundesministeriums des Innern.

Koch, S. (2016) *Untersuchung der Deponierbarkeit ausgewählter Siebschnitte von aufbereiteter Schlacke der Hamburger Müllverbrennung.*- Masterarbeit TU Braunschweig, Leichtweiß-Institut.

Kuchta, K. & Enzner, V. (2015) Metallrückgewinnung aus Rostaschen aus Abfallverbrennungsanlagen – Bewertung der Ressourceneffizienz.- *EdDE-Dokumentation* 17, Köln.

Lübben, S. (2015a) Verwertung von Abfallverbrennungsasche als Zuschlagstoff in der Beton-, Asphalt- und Zementindustrie.- In: Thomé-Kozmiensky, K.J. (Hrsgb.): *Mineralische Nebenprodukte und Abfälle 2,* TK-Verlag Neuruppin. pp. 321-335.

Lübben, S. (2015b) *Treatment of bottom ash, metal recovery and recycling of minerals*.- ISWA Beacon Conference, Hamburg, Okt. 2015.

Müller, U. & Rübner, K. (2006) The microstructure of concrete made with municipal waste incinerator bottom ash as an aggregate component.- *Cement and Concrete Research* 36, S. 1434 – 1443.

Rübner, K., Haamkens, F. & Linde, O. (2007) Untersuchungen an Beton mit Hausmüllverbrennungsasche als Gesteinskörnung.- Tagung Bauchemie in Siegen, *GDCh-Monographie* Bd. 37, S. 253-259.

Schmidl, E. (2014) *Optimierung der stofflichen Verwertung mineralischer Rückstände.*- Präsentation der GEOCYCLE (HOLCIM Group) im Rahmen des Kick-Off zum Projekt OPTIMIN am 14.05.2014.

Seegrön, A. & Damm, K.-W. (1999a) *Untersuchung von Kaltmischgut aus MV-Asche und Bitumenemulsion.*- Asphalt-Labor im Auftrag des Hanseatischen Schlackenkontors.

Seegrön, A. & Damm, K.-W. (1999b) *Weiterführende Untersuchungen an Kaltmischgut aus MV-Asche 0/16 und Bitumenemulsion*.- Gutachten 9926 des Asphalt-Labors im Auftrag des Hanseatischen Schlackenkontors.

Stockinger, G. (2016) Nassaufbereitung von Abfallverbrennungsaschen – Betriebsergebnisse einer großtechnischen Anlage in Österreich. In: Thomé-Kozmiensky, K.J. (Hrsgb.): *Mineralische Nebenprodukte und Abfälle 3*, TK-Verlag Neuruppin. pp. 207-222.

TOMRA (2016) Persönliches Gespräch auf der IFAT, München 1.06.2016.

Zwahr, H. (2008) *Nachbehandlung von MV-Schlacke zur Erschließung neuer Einsatz- und Verwertungsmöglichkeiten*.- Untersuchungen im Auftrag der HSK-GmbH, unveröffentlicht.

Die neue europäische Dimension des Abfallstroms „Altfahrzeuge“ zur Verhinderung illegaler Exporte

P. Hodecek
Scholz Austria GmbH, Wien, Österreich

KURZFASSUNG: In stark zunehmendem Ausmaß wird ein rechtlicher Mangel in der bestehenden Altfahrzeug-Richtlinie der Europäischen Union von bestimmten Personengruppen genutzt, um eigentlich als Abfall einzustufende Altfahrzeuge als bloße Gebrauchtfahrzeuge zu deklarieren und damit die sehr strengen, lediglich auf Altfahrzeuge anzuwenden abfallrechtlichen Bestimmungen der Gemeinschaft zu umgehen. Jährlich werden Millionen Stück an solchen Fahrzeugen auf diese Art und Weise – also illegal - in Drittstatten außerhalb der EU exportiert. Damit gehen gleichzeitig Millionen Tonnen an Rohstoffen den europäischen Wertstoffkreisläufen verloren. Eine eindeutige bzw. sofortige Abgrenzung zwischen Gebrauchtfahrzeug („Nicht-Abfall“) und einem Altfahrzeug („Abfall“) gestaltet sich in der Praxis als teilweise sehr schwierig. Eine richtungsweisende Erkenntnis des österreichischen Verwaltungsgerichtshofes könnte maßgeblich auf europäischer Ebene dazu beitragen, einheitliche Kriterien für diese sehr wichtige Abgrenzungsfrage im Wege einer Novellierung der bestehenden Altfahrzeug-Richtlinie festzulegen. Die besondere Berücksichtigung des Abfallstroms Altfahrzeuge wurde auch im Kommissionsentwurf für ein neues Kreislaufwirtschaftspaket der EU im Dezember 2015 angekündigt. Der Beitrag setzt dabei auf den Stand der Diskussion im Juni 2016 auf.

1 EINLEITUNG

Die Thematik der Entsorgung bzw. Verwertung von Altfahrzeugen wird auf Gemeinschaftsebene durch die EU-weit seit 18. September 2000 anzuwendende Richtlinie über Altfahrzeuge 2000/53/EG geregelt. Diese verlangt insbesondere nach, durch die Mitgliedstaaten bis zu bestimmten Stichtagen zu erreichende, Mindestverwertungsquoten und sieht die Einrichtung von Rücknahmesystemen für Altfahrzeuge vor.

In der Realität wurden bzw. werden diese – teilweise sehr ambitionierten – Verwertungsquoten nur in den wenigsten Mitgliedstaaten erreicht. Außerdem sind die Mengen der an die Verwertungsanlagen angelieferten Altfahrzeuge in den letzten Jahren drastisch zurückgegangen und liegen in einigen Mitgliedstaaten bereits deutlich unter 20 % des jährlich anfallenden Bestandes an Altfahrzeugen. Mit anderen Worten: Die erfasste und die einer stofflichen Verwertung zugeführten Menge an Altfahrzeugen ist europaweit deutlich im Sinken begriffen. Demgegenüber ist die Menge der aus der Gemeinschaft – zumeist illegal – verbrachten Altfahrzeuge erheblich angestiegen. Verwertungsbetriebe, welche zur Erreichung der von der Altfahrzeug-Richtlinie geforderten ambitionierten Recyclingziele hohe Investitionen getätigt haben, stehen nunmehr einem stark schrumpfenden Markt gegenüber.

Hintergrund dafür ist, dass Altfahrzeuge (= Abfall) als Gebrauchtfahrzeuge (= Nicht-Abfall, Produkt) deklariert und solcherart außerhalb des eigentlich anzuwendenden EU-Abfallrechtes jährlich in Millionen-Stückzahl aus der Gemeinschaft exportiert werden. Diese Praxis der illegalen Verbringung von Altfahrzeugen – welche zumeist auch gefährlichen Abfall darstellen, da sie nicht trockengelegt sind – verstößt nicht nur gegen die Baseler Konvention, sondern bedeutet zugleich einen immensen Verlust an Rohstoffen für die Gemeinschaft und läuft den Zielen des Fahrplans für ein ressourcenschonendes Europa, den Zielvorgaben der Europäischen Innovationspartnerschaft für Rohstoffe und dem 7. Umweltaktionsprogramm klar zuwider.

2 DIE EUROPÄISCHE DIMENSION DER ALTFAHRZEUGVERWERTUNG

Exakte Zahlen existieren auf gesamteuropäischer Ebene – noch – nicht. Der Bestand an zugelassenen Fahrzeugen der Kategorien M1 und N1 sowie dreirädrige Motorfahrzeuge – das sind die von der Altfahrzeug-Richtlinie umfassten Fahrzeugtypen – innerhalb der EU-28 beträgt rd. 260 Mio. Stück. Für 2010 gibt die European Environmental Agency (EEA) eine Gesamtmenge an in den damals EU-25 Mitgliedstaaten insgesamt angefallenen Altfahrzeugen i.H.v. 14 Mio. Stück pro Jahr bzw. 5,4 % des gesamten Fahrzeugbestandes der von der Altfahrzeug-Richtlinie inkludierten Fahrzeugkategorien an. Diesem Gesamtmarkt stehen 348 Shredderbetriebe innerhalb der Europäischen Union (EU) zur stofflichen Verwertung von Altfahrzeugen gegenüber (The Waste Treatment (WT) BREF technical working group (TWG) Sub-Group on the Mechanical Treatment of Waste 2015).

Fundierte Schätzungen (Beck 2016) gehen aber davon aus, dass jährlich etwa 6 bis 8 Mio. Stück Altfahrzeuge illegal aus der EU exportiert werden; vornehmlich zu Substandard-Anlagen in Russland bzw. im Mittleren Osten sowie nach Westafrika. Von 3,3 Mio. dieser illegal exportierten Altfahrzeuge existieren keinerlei Kenntnisse über deren Verbleib (sog. „unknown whereabouts"). Diese Exporte sind gleichzusetzen mit einem Verlust an verwertbaren Rohstoffen (überwiegend Metalle und Kunststoffe) in einer Größenordnung von ca. 8 bis 10 Mio. Tonnen pro Jahr bzw. einem damit verbundenen Werteverlust von geschätzten 0,9 bis 1,2 Mrd. EUR – pro Jahr! Dabei wird der reine Materialwert eines Altfahrzeuges mit durchschnittlich rd. 150 EUR subsummiert, welcher jedoch in Abhängigkeit der Größe und des Alters des Fahrzeuges sowie der jeweiligen Marktpreise der einzelnen Wertstoffe breiten Schwankungen unterliegt und demzufolge vom oben angeführten Mittelwert abweichen kann.

Seitens der Europäischen Kommission (EK) wurde das anwachsende Problem der steigenden Rohstoffverluste infolge illegaler Verbringung von jährlich Millionen Stück Altfahrzeugen nunmehr aufgegriffen: Im Juni 2016 startete die EK eine öffentliche Konsultation zum Thema "Public Consultation on potential measures to improve the implementation of certain aspects of the Directive on end-of-life vehicles, with emphasis on ELVs of unknown whereabouts", deren Ergebnisse voraussichtlich im Oktober 2016 vorliegen werden.

Außerdem beauftragte die EK das deutsche Öko-Institut e.V. mit der Ausarbeitung einer Studie „Assessment of the implementation of Directive 2000/53/EC on end-of-life vehicles (the ELV Directive) with emphasis on the end-of-life vehicles with unknown whereabouts", welche anhand der Ergebnisse der oben erwähnten öffentlichen Konsultation weitergehende Maßnahmen aufzeigen soll, um die Anzahl der bislang nicht erfassten Altfahrzeuge zu definieren und zu reduzieren (Öko-Institut e.V. 2016). Das Endergebnis dieser Studie soll im Mitte 2017 vorliegen (Öko-Institut e.V. 2016). Darüber hinaus kündigte Umweltkommissar Karmenu Vella im Rahmen einer Veranstaltung im April 2016 in Brüssel an, dass die Kommission die Kontrollmaßnahmen zur Verhinderung illegaler Exporte verschärfen wird, kritisierte gleichzeitig aber auch die Mitgliedstaaten, dass diese „schon jetzt mehr gegen diese illegalen Verbringungen durchführen könnten" (Rojo 2016).

In der Bundesrepublik Deutschland ist die Situation ähnlich: Aus einem Bestand von rund 40 Mio. Fahrzeugen ist der Verbleib von Hundertausenden von endgültig stillgelegten Pkw statistisch nicht erfasst, d.h. deren Verbleib ist unklar (1,38 Mio. Altfahrzeuge im Jahr 2012, 1,34 Mio. im Jahr 2011, 1,29 Mio. im Jahr 2010). Nach dem derzeitigen Kenntnisstand kann nicht ausgeschlossen werden, dass ein erheblicher Teil hiervon nicht einer ordnungsgemäßen Entsorgung zugeführt wird, sondern stattdessen über verschiedene Grenzen den EU-Markt in Richtung Afrika, Osteuropa oder arabische Staaten verlässt (Fraktion BÜNDNIS 90/DIE GRÜNEN und andere Abgeordnete 2015).

Im zunehmenden Ausmaß werden Gebraucht- und Altfahrzeuge auch aus Österreich ins Ausland verbracht. Österreich wies per Ende 2015 einem mittleren Bestand an Pkw's i.H.v. 4.748.048 Stück auf (Kletzmayr 2016). Im gleichen Jahr wurden 308.555 Neuwagen zum Verkehr zugelassen, 255.328 Stück Pkws wurden im Jahr 2015 ausgeschieden (abgemeldet), das sind rund 5,4 % des mittleren Pkw-Bestands; diese Prozentzahl korreliert sehr gut mit den Kenndaten für die Union. Davon wurden insgesamt 47.926 Stück als Altfahrzeuge in den sechs österreichischen

Shredderbetrieben stofflich verwertet, wovon 6.889 Stück Altfahrzeuge aus der Übernahme durch 17 Fahrzeughersteller bzw. Fahrzeugimporteuren stammen. Der Verbleib der Differenz i.H.v. rd. 207.400 Stück bzw. von 81 % (!) Gebraucht- und Altfahrzeugen ist ungeklärt ("Altfahrzeug-Schwund"). Es wird vermutet, dass dieser Schwund ca. 150.000 Stück illegal exportierte Altfahrzeuge enthält. Der Rest entfällt auf Lagerbestände, statistisch nicht erfasste legale Exporte von Gebrauchtwagen sowie Fahrzeugdiebstähle.

In Österreich konnte im Jahr 2015 ein gesamtes Quotenergebnis für die Wiederverwendung und Verwertung von Altfahrzeugen i.H.v. beachtlichen 96,89 % erzielt werden. Dessen ungeachtet ist demgegenüber festzuhalten, dass trotz eines stetig steigenden Bestandes an in Österreich zugelassenen Fahrzeugen die Zahl der bei heimischen Verwertungsbetrieben zur endgültigen „Verschrottung" angelieferten Altfahrzeuge kontinuierlich im Sinken begriffen ist (2015: nur 19 %). Diese Disparität wird vielfach damit argumentiert, dass es – neue – Sekundärmärkte gäbe, in welchen genau solche Fahrzeuge nachgefragt würden, die in Österreich „niemand mehr haben möchte". Allerdings wird hierbei des Öfteren auf die geltenden und auf bestimmte Fahrzeuge verpflichtend anzuwendenden abfallrechtlichen Bestimmungen „vergessen", welche auch auf den ursprünglichen Fahrzeughalter negative verwaltungs- oder sogar strafrechtliche Auswirkungen haben können.

Ungeachtet der exakten Stückzahl der dem „Graubereich" zuzuordnenden Fahrzeuge ist jedenfalls von erheblichen Material- und damit von großen Wertschöpfungsverlusten für die betroffenen österreichischen Unternehmen auszugehen; und zwar gleichermaßen für Betriebe der „re-use"-Ebene (z.B. Reparaturwerkstätten, Teileverwerter, etc.), als auch für Betriebe des „recycling"-Bereiches (z.B. Autoshredder).

Diese Entwicklung ist bedauerlicher Weise in fast allen Mitgliedstaaten der EU feststellbar. Vor dem Hintergrund des sich in Vorbereitung befindlichen, zukünftig EU-weit geltenden Kreislaufwirtschaftspaketes, mit welchem die legistischen Grundlagen für ein qualitativ und quantitativ verbessertes Recycling in der ganzen Gemeinschaft geschaffen werden sollen, ist eine solche diametrale Entwicklung innerhalb der Gemeinschaft und in den einzelnen Mitgliedstaaten sehr besorgniserregend.

3 KRITERIEN ZUR ABGRENZUNG GEBRAUCHTFAHRZEUG - ALTFAHRZEUG

Einen zentralen Punkt in der Debatte um den aus Sicht der Europäischen Kommission bedeutenden Abfallstrom „Altfahrzeuge" nimmt die Frage der Abgrenzung der Gebraucht- von den Altfahrzeugen ein. Schon in der im Jahre 2014 durchgeführten ex-post Evaluierung von fünf abfallstromrelevanten Richtlinien wurde diese Frage als ein von zwei zentralen Mängeln der Altfahrzeug-Richtlinie erkannt (Bio Intelligence Service 2014). Dies wurde auch vom European Networks for Implementation and Enforcement of Environmental Law (IMPEL) bestätigt.

IMPEL ist ein freiwilliges Netzwerk der Europäischen Union für Fragen der Umsetzung und Vollziehung von Umweltrecht unter Teilnahme sämtlicher Umweltbehörden der Mitgliedstaaten der Europäischen Union sowie von Norwegen, Mazedonien, Island, Kosovo, Albanien, Schweiz und der Türkei.

Welche Kriterien sollten für diese Abgrenzungsfrage durch welche Behörden zu Grunde gelegt werden? Dazu gibt es unterschiedliche Sichtweisen schon innerhalb der einzelnen Behörden in einem Mitgliedstaat und noch mehr Unterschiede innerhalb der EU. Eine harmonisierte Vorgehensweise dieser zersplitterten Materie ist daher unbedingt notwendig.

3.1 Welche Pflichten treffen den Besitzer eines Altfahrzeuges?

Häufig wird derzeit – immer noch – argumentiert, dass der Letzthalter eines Fahrzeuges im Wege seiner Entledigungsabsicht darüber frei entscheiden könne, ob er sein Fahrzeug als Altfahrzeuge einer Verwertung zuführt oder ob er es als Gebrauchtfahrzeug einem Dritten verkauft. Als Eigentümer eines i) Unfallwracks (wirtschaftlicher Totalschaden), ii) eines nicht mehr verkehrssicheren (nicht mehr zulassungsfähigen) Fahrzeuges bzw. eines iii) gebrauchten (noch zugelassenen) Fahrzeuges soll der Fahrzeughalters frei über das weitere Schicksal seines Fahrzeug-

es entscheiden können. Diese Meinung wird zudem oftmals mit dem – falschen – Argument untermauert, wonach ein in Europa als Altfahrzeug empfundenes Fahrzeug in einem Drittland mit geringeren finanziellen Mitteln wieder „fahrbereit" gemacht werden kann. Dies kann jedoch lediglich für den Fall iii) bestätigt werden.

Grundsätzlich ist der Eigentümer eines Unfall- oder Gebrauchtfahrzeuges, welches als Abfall einzustufen ist, als sog. „Abfallbesitzer" zu qualifizieren. Als solcher ist er verpflichtet, sein Fahrzeug nur mehr an einen bestimmten – eingeschränkten – Personenkreis abzugeben, nämlich an einen zur Sammlung oder Behandlung solcher Abfälle Berechtigten. Auch Bieter in sog. „Wrackbörsen" müssen für solche feilgebotenen Altfahrzeuge abfallrechtlich berechtigt sein. Es treffen den Fahrzeugeigentümer somit in jedem Fall und direkt bestimmte abfallrechtliche Pflichten und er kann gegenteilig nicht frei entscheiden, ob er sein als Abfall einzustufendes Fahrzeug jeder beliebigen Person verkaufen bzw. überlassen möchte. Verstößt er gegen diese abfallrechtlichen Vorschriften, so droht ihm – in Österreich – eine Verwaltungsstrafe i.H.v. 730 bis 36.340 EUR.

3.2 Wann wird ein Unfall- bzw. ein Gebrauchtfahrzeug zu Abfall?

Infolge einer grundlegenden Entscheidung des österreichischen Verwaltungsgerichtshofes (VwGH) Zl. 2013/07/0032 vom 25. Juli 2013 wurde die Beurteilung der Abfalleigenschaft von bestimmten Kraftfahrzeugen in Österreich rechtsverbindlich neu definiert. Durch diese VwGH-Erkenntnis wurden erstmals in Europa klare Abgrenzungskriterien zur Unterscheidung zwischen einem Gebrauchtfahrzeug und einem Altfahrzeug geschaffen. Die Präzisierung und praktische Umsetzung der VwGH-Entscheidung erfolgte in Österreich durch die Neufassung des Erlasses zur Altfahrzeugverordnung, BGBl II 2002/407 IdF BGB II 2014/13, welcher am 1. April 2015 durch das Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft (BMLFUW) herausgegeben wurde.

Anhand dieser neuen Judikatur und dem dazu ergangenen Erlass des BMLFUW lassen sich die Kriterien der Reparaturwürdigkeit und die Reparaturfähigkeit, welche sich insbesondere aus schadenersatz- und kraftfahrzeugrechtlichen Aspekten ableiten, mit abfallrechtlichen Bestimmungen verknüpfen:

In seiner aktuellen Rechtsprechung stellt der VwGH zunächst auf die „bestimmungsgemäße" Verwendung eines Fahrzeuges ab. Ein Fahrzeug steht in bestimmungsgemäßer Verwendung wenn es Sachen oder Personen befördert. Für diese Beförderung hat ein Fahrzeug die gesetzlich geforderte Betriebs- und Verkehrssicherheit aufzuweisen, welche durch das Vorhandensein einer gültigen Begutachtungsplakette („Pickerl") gemäß § 57a Kraftfahrzeuggesetz (KFG) nachgewiesen wird. Ist ein Fahrzeug betriebsbereit und steht in bestimmungsgemäßer Verwendung, handelt es sich eindeutig um ein Gebrauchtfahrzeug.

Weißt ein Fahrzeug einen kleinen Unfallschaden („Blechschaden") auf, welcher weder die Betriebsbereitschaft noch die Fahrsicherheit beeinträchtigt, so liegt ebenfalls ein Gebrauchtfahrzeug vor. Ähnliches gilt für optische Schäden an der Karosserie (z.B. Hagelschaden).

Auch ein schwerer bzw. schwer beschädigtes Fahrzeug kann wieder in einen bestimmungsgemäßen Zustand gebracht werden, sofern Reparaturfähigkeit und Reparaturwürdigkeit zur Erreichung der gesetzlich vorgeschriebenen Betriebs- und Verkehrssicherheit – also die Erlangung eines zulassungsfähigen Zustandes – vorliegen. Allerdings hat der VwGH in seiner Rechtsprechung dazu bestimmte Grenzen definiert:

Sollten die Reparatur- und die Wiederherstellungskosten zur Herstellung eines zulassungsfähigen Zustandes („Pickerlfähigkeit") den Zeitwert des beschädigten bzw. instandsetzungsbedürftigen (weil stark abgenutzten) Fahrzeuges deutlich überschreiten, so verneint der VwGH die Möglichkeit der Einstufung eines solchen Fahrzeuges als reparierbaren Gebrauchtwagen. Mit anderen Worten: ein Altfahrzeug liegt dann vor bzw. die Abfalleigenschaft eines Fahrzeuges ist dann zutreffend, wenn seine Reparatur- und Wiederherstellungskosten unwirtschaftlich sind. Die Wirtschaftlichkeit bzw. Unwirtschaftlichkeit bemisst sich dabei i) an den Reparaturkosten des Fahrzeuges an seinem aktuellen Standort zum Zeitpunkt dieser Beurteilung und ii) nach dem Zeitwert des gegenständlichen Fahrzeuges.

Der VwGH hat sich in seinem grundlegenden Erkenntnis jedoch nicht im Einzelnen über ein notwendiges Ausmaß des Überschreitens des Zeitwertes durch die Reparaturkosten geäußert (Berger & Pfeffer 2015). Wenn jedoch im Schadensfall die Reparaturkosten in einer Fachwerkstätte den Wiederbeschaffungswert (desselben unbeschädigten bzw. nicht stark abgenutzten Fahrzeuges) um mehr als 10 % überschreiten, dann liegt ein wirtschaftlicher Totalschaden vor (Berger & Pfeffer 2015). Diese 10 %-Grenze wird auch vom BMLFUW zur Unterscheidung zwischen Gebraucht- und Altfahrzeugen herangezogen. Üblicher Weise wird ein Fahrzeugeigentümer nicht bereit sein, in sein beschädigtes oder stark abgenutztes Fahrzeug zur Herstellung eines zulassungsfähigen Zustandes mehr Geld zu investieren, wenn er zu einem geringeren Marktpreis (= Verkaufspreis) ein vergleichbares, jedoch zugelassenes, d.h. betriebsbereites Fahrzeug am inländischen Gebrauchtwagenmarkt erwerben kann. Die einzige Ausnahme hiervon bestünde in Form von Liebhaberei.

Zur Beurteilung der Abfalleigenschaft eines Gebraucht- oder Unfallfahrzeuges sind daher die örtlichen wirtschaftlichen Rahmenbedingungen wie z.B. die Reparaturkosten in einer Fachwerkstatt oder Ersatzteilbeschaffungskosten desjenigen Landes heranzuziehen, in dessen Hoheitsgebiet sich das betreffende Fahrzeug zum Zeitpunkt dieser Beurteilung gerade befindet. Zur Beurteilung der Abfalleigenschaft gelten die wirtschaftlichen Rahmenbedingungen und die Bestimmungen hinsichtlich Verkehrs- und Betriebssicherheit des Fahrzeugstandortes. Demzufolge ist es daher nicht zulässig, die Wirtschaftlichkeit zur Erreichung eines zulassungsfähigen Zustandes anhand der wirtschaftlichen Standards eines Drittlandes zu beurteilen, in welches das gegenständlichen Fahrzeug exportiert und dort einer Reparatur und Instandsetzung unterzogen werden soll.

Demgegenüber liegt keine bestimmungsgemäße Verwendung vor und trifft die Abfalleigenschaft zu, wenn ein Fahrzeug als Ersatzteilspender dient. In diesem Fall dient das Fahrzeug nicht dem eigentlichen Zweck (nämlich der Beförderung von Sachen und Personen), sondern lediglich dem „Ausschlachten“, also der Entnahme von gebrauchten Ersatzteilen. Ein solches Fahrzeug ist daher nicht als Gebraucht-, sondern als Altfahrzeug und damit als – eventuell sogar gefährlicher – Abfall einzustufen. Ebenso liegt Abfall vor, wenn sich ein Fahrzeug aufgrund seines Schadensbildes als irreparabel herausstellt.

4 ZUSAMMENFASSUNG

In dem im Dezember 2015 zusammen mit den Vorschlägen zur Änderung von insgesamt sechs abfallrelevanten Richtlinien durch die Europäische Kommission vorgestellten „Aktionsplan der EU für die Kreislaufwirtschaft“ kündigt diese eine zukünftig besondere Berücksichtigung hochwertiger Abfallströme wie z.B. „Altfahrzeuge“ an. Damit soll wirksam verhindert werden, dass Rohstoffe in Länder außerhalb der EU verbracht und den Wertstoffkreisläufen der Union entzogen werden; sie nennt aber in diesem Zusammenhang – noch – keine konkreten Umsetzungsinstrumente.

Durch die sehr schnellen und innovativen Neuerungen in der Konstruktion und dem Aufbau von Fahrzeugen sowie den verwendeten Materialien verändern sich zunehmend auch die Materialstrukturen eines Fahrzeuges in immer kürzer werdenden Zeiträumen. So hat die Verwendung von beispielsweise hochfesten Stählen (HSS) im Automobilbau von 2000 bis 2015 um 25 %, von Aluminium um 4 % zugenommen; demgegenüber hat im gleichen Zeitraum der Einsatz von einfachem Stahl und anderen Werkstoffen um 34 % abgenommen (Kummer 2014).

Durch die zunehmenden Exporte im Bereich dieses bedeutenden Abfallstromes werden im wachsenden Ausmaß auch sehr wertvolle Materialien den Stoffkreisläufen der Europäischen Union entzogen. Dieser qualitative Trend wird sich in der Zukunft aufgrund der oben dargestellten Veränderung bei den im modernen Automobilbau verwendeten neuen Rohstoffe, insbesondere im Bereich der gesamten Fahrzeugelektronik bzw. infolge des Trends zu spezifisch leichteren Materialien noch verstärken.

Ein für die präzise und praxiskonforme Unterscheidung und Klassifikation von alten bzw. gebrauchten bzw. verunfallten Fahrzeugen sehr wichtiges und richtungsweisendes Erkenntnis des österreichischen Verwaltungsgerichtshofes (VwGH) vom Juli 2013 (Zl. 2013/07/0032) könnte maßgeblich Unterstützung und Hilfe bei der Implementierung von neuen Instrumenten

zur besseren Abgrenzung und Differenzierung zwischen einem Altfahrzeug und einem Gebrauchtfahrzeug und damit zur wirksamen und effizienten Verhinderung des Abstroms wertvoller Rohstoffe auf europäischer Ebene leisten.

Darüber hinaus sind folgende Instrumente und Maßnahmen zur Verwirklichung der kreislaufwirtschaftlichen Aspekte beim Abfallstrom „Altfahrzeuge" von großer Relevanz:

- Anstatt kaum zu erreichender Verwertungsquoten sollten in einer novellierten Altfahrzeug-Richtlinie Mindestsammelmengen vorgesehen werden,
- Vollzug der Beweislastumkehr (gilt eigentlich schon seit 1.1.2016); Beweispflicht für den Exporteur, dass es sich bei der Ausfuhr tatsächlich um ein Gebrauchtfahrzeug handelt,
- Anlaufstellen-Leitlinie Nr. 9 ist gemeinschaftsweit verbindlich zu machen. Fußnote 5 der Guideline steht in Widerspruch zu Art. 28 der EG-AbfallverbringungsVO,
- Einrichtung einer EU-weiten Pflicht für ein Fahrzeug-Abmeldesystem, verbunden mit der Nachweispflicht über die ordnungsgemäße Entsorgung bzw. Verwertung von Altfahrzeugen mit entsprechendem Monitoring,
- Verankerung von klaren und eindeutigen Kriterien zur Abgrenzung Gebrauchtfahrzeuge von Altfahrzeugen,
- Zertifizierung von Shredderbetrieben,
- mehr Verantwortung und besserer Vollzug der Pflichten von Exporteuren (Nachweisführung, Meldepflichten) und
- Unterscheidung zwischen endgültiger und temporärer Stilllegung eines Fahrzeuges.

LITERATUR

Beck, M. (2016) Are we really serious about resource efficiency? In: *Recycling International,* Heft April 2016, 30-33.

Berger, W. & Pfeffer, W (2015) Die Beurteilung der Abfalleigenschaft von Kraftfahrzeugen. In: *Zeitschrift für Verkehrsrecht* (ZVR) (2015) 11, 351-360.

Beschluss Nr. 1386/2013/EU (2013) des Europäischen Parlaments und des Rates vom 20. November 2013 über ein allgemeines Umweltaktionsprogramm der Union für die Zeit bis 2020 – Gut leben innerhalb der Belastbarkeitsgrenzen unseres Planeten (7. Umweltaktionsprogramm). In: *Amtsblatt der Europäischen Union* L 354 (28. Dezember 2013), S. 171–200.

BGBl II 2002/407 IdF BGB II 2014/13 (2014) Verordnung des Bundesministers für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft über die *Abfallvermeidung, Sammlung und Behandlung von Altfahrzeugen* (Altfahrzeugeverordnung) in der Fassung der Verordnung des Bundesministers für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, mit der die Altfahrzeugeverordnung geändert wird.

Bio Intelligence Service (2014) *Ex-post evaluation of certain waste stream Directives*, Final report. Brüssel; Belgien: European Commission – DG Environment.

Fraktion BÜNDNIS 90/DIE GRÜNEN und andere Abgeordnete (2015) *Verbleib von Altfahrzeugen in Deutschland:* kleine Anfrage. Berlin; Deutschland: Deutscher Bundestag, Drucksache 18/4126 vom 25.02.2015.

Kletzmayr, W. (2016) *Auswertungen zur AFZ-Quote 2015*. Edt bei Lambach, Österreich.

Kummer, B. (2014) *The new ELV Directive – A major challenge for the EU 28 member countries and the industry*. Brüssel; Belgien: IARC.

Öko-Institut e.V. (2016) *Öffentliche Konsultation zu Altfahrzeugen in der Europäischen Union gestartet.* Freistadt; Deutschland. *Internetseite*: http://ghs.portal.bgn.de/9937/28711?wc_lkm=9940; abgerufen am 31.07.2016.

Richtlinie 2000/53/EG (2000) *Altfahrzeuge*. Richtlinie des Europäischen Parlaments und des Rates vom 18. September 2000. In: Amtsblatt Nr. L 269 (21. Oktober 2013) Seite 34 – 43.

Rojo, J. (2016) *Commission urged to adress illegal ELV exports*. Brüssel; Belgien: ENDS Europe.

The Waste Treatment (WT) *BREF technical working group (TWG) Sub-Group on the Mechanical Treatment of Waste (2015) Treatment in Shredders of Non-Hazardous Metal Waste* (unveröffentlicht). Brüssel; Belgien.

Verwaltungsgerichtshof (VwGH) (2013) Entscheidung vom 25. Juli 2013, Geschäftszahl 2013/07/0032, mit welcher der Verwaltungsgerichtshof gegen den Bescheid des Landeshauptmannes von Niederösterreich vom 17. Dezember 2012, Zl. RU4-B-254/001-2012, betreffend Feststellung gemäß § 6 Abs. 1 *Abfallwirtschaftsgesetz 2002*, zu Recht erkannt hat.

Die EU-Verordnung 1907/2006 (REACH) und ihr Einfluss auf das werkstoffliche Recycling von Kunststoffen

C. Pfeisinger
*chp*e² IT-Dienstleistungen für Umwelt und Wirtschaft, Wien, Österreich*

KURZFASSUNG: Der Einfluss der EU-Verordnung 1907/2006 (REACH) auf das werkstoffliche Recycling von Kunststoffen wird näher untersucht. Es werden zuerst die grundlegenden Ziele dieser Verordnung vorgestellt, wer und welche Materialien davon betroffen sind, und welche Instrumente zur praktischen Umsetzung dafür geschaffen wurden.
Polymere sind bis auf weiteres von der REACH-Verordnung ausgenommen, allerdings sind die Monomere und andere Reaktanden in Kunststoffen zu registrieren. Um Recycling in der EU im Sinne von REACH zu ermöglichen, wurde der Artikel 2, (7), d eingefügt, der die Stoffidentität von Recycling-Produkten definiert. Es laufen allerdings mit 01.06.2018 Übergangsfristen aus. Ab dann müssen sämtliche Stoffe, von denen mehr als eine Tonne pro Jahr hergestellt werden, bei der Europäischen Chemikalien-Agentur ECHA registriert oder zugelassen werden.
Außerdem ist die REACH-Verordnung im Gegensatz zur in der nationalen Kompetenz der EU-Mitgliedsstaaten befindlichen Abfallwirtschaft-Gesetzgebung dem europäischen Binnenmarkt verpflichtet. Das führt zu Ungleichheiten im Wettbewerb zwischen den Recycling-Unternehmen.

1 EINLEITUNG

Es ist kein Ziel der EU-Verordnung 1907/2006 zur Registrierung, Evaluation und Beschränkung von Chemikalien (REACH), eine Kreislaufwirtschaft zu implementieren (Europäische Kommission 2006), wie das im Bereich der Abfallwirtschaft u.a. im „Grünbuch zu einer europäischen Strategie für Kunststoffabfälle in der Umwelt“ angedacht wird (Europäische Kommission 2013). Obgleich die Oberziele von REACH und der Gesetzgebung, wie mit Abfall in den EU-Mitgliedsstaaten umgegangen werden soll, dieselben sind, stehen die Umsetzungswege, wie diese Ziele erreicht werden sollen, in manchen Fällen diametral einander gegenüber. Gerade wenn Abfall aufbereitet wird und als Produkt in den Wirtschaftskreislauf wieder eingebracht werden soll, ergeben sich einige Diskussionspunkte.

Zwar mildert gerade beim Kunststoffrecycling das in REACH eingefügte Recycling-Privileg diese Problematik. Doch mit dem Auslaufen einiger Ausnahmeregelungen von REACH per 01.06.2018 bekommt diese wieder mehr Gewicht. Eine davon ist, dass ausnahmslos alle Stoffe, von denen über eine Tonne pro Jahr von einem Unternehmen produziert und verarbeitet werden, im Rahmen von REACH registriert werden müssen. Dies gilt auch für alle aus Abfall wiedergewonnenen Stoffe, Gemische und, falls Stoffe unter REACH Restriktionen unterliegen, auch für Erzeugnisse. Weiters kommt aus Sicht eines funktionierenden, einheitlichen europäischen Binnenmarktes hinzu, dass dieser durch die unterschiedlichen nationalen Gesetzgebungen der EU-Mitgliedsstaaten im Bereich der Abfallwirtschaft nicht funktioniert, während die REACH-Verordnung gerade auf einen für alle einheitlichen Wettbewerbsansatz abzielt.

2 DIE ZIELE DER EU-VERORDUNG 1907/2006 - REACH

In Präambel 1 von REACH sind die Hauptziele der Verordnung angeführt: „Diese Verordnung sollte ein hohes Schutzniveau für die menschliche Gesundheit und für die Umwelt sicherstellen sowie den freien Verkehr von Stoffen als solchen, in Gemischen oder in Erzeugnissen gewährleisten und gleichzeitig die Wettbewerbsfähigkeit und Innovation verbessern. Diese Verordnung

sollte auch die Entwicklung alternativer Beurteilungsmethoden für von Stoffen ausgehenden Gefahren fördern.“ (Europäische Kommission 2006).

Präambel 2 streicht explizit heraus, dass REACH den Regeln des EU-Binnenmarktes verpflichtet ist: „Der gemeinschaftliche Binnenmarkt für Stoffe kann nur dann wirksam funktionieren, wenn die Anforderungen an die Stoffe in den einzelnen Mitgliedsstaaten nicht wesentlich voneinander abweichen.“ (Europäische Kommission 2006).

Wie ein „hohes Schutzniveau für die menschliche Gesundheit und für die Umwelt“ zu erreichen ist, darüber gibt Präambel 12 Auskunft: „Ein wichtiges Ziel des durch diese Verordnung einzurichtenden Systems besteht darin, darauf hinzuwirken und in bestimmten Fällen sicherzustellen, dass besorgniserregende Stoffe letztendlich durch weniger gefährliche Stoffe oder Technologien ersetzt werden, soweit geeignete, wirtschaftlich und technisch tragfähige Alternativen zur Verfügung stehen …“ (Europäische Kommission 2006).

Um zu wissen, wie ein Stoff durch eine weniger gefährliche oder durch bestimmte Technologien ersetzt werden kann, sollen gemäß Präambel 14 Informationen gesammelt werden. „Durch diese Verordnung werden Informationen über Stoffe und ihre Verwendung gewonnen werden. Die verfügbaren Informationen, einschließlich der durch diese Verordnung gewonnenen, sollten von den maßgeblichen Beteiligten bei der Anwendung und Durchführung entsprechenden gemeinschaftlichen Rechtsvorschriften, …verwendet werden…“ (Europäische Kommission 2006).

3 WER UND WELCHE MATERIALIEN SIND VON REACH BETROFFEN

Wer von REACH betroffen ist, ist in Präambel 16 festgelegt: „In dieser Verordnung werden die jeweiligen Pflichten und Auflagen für Hersteller, Importeure und nachgelagerte Anwender von Stoffen als solche, in Gemischen und in Erzeugnissen festgelegt…“. Speziell Hersteller und Importeure sollen „alle vorliegenden relevanten Informationen über Stoffe als solche, als Gemische und in Erzeugnissen…“ sammeln (Präambel 17). Und: „Die Verantwortung für die Beurteilung der Risiken und der Gefährlichkeit von Stoffen sollten in erster Linie die natürlichen und juristischen Personen tragen, die diese Stoffe herstellen oder einführen, allerdings nur wenn es sich um Mengen oberhalb bestimmter Schwellwerte handelt, damit die damit verbundene Belastung tragbar bleibt…“ (Präambel 25) (Europäische Kommission 2006).

Artikel 3 der REACH-Verordnung liefert die Definitionen für Stoffe, Mischungen und Erzeugnisse (Europäische Kommission, 2006):

Artikel 3, (1): „Stoff: chemisches Element und seine Verbindungen in natürlicher Form oder gewonnen durch ein Herstellungsverfahren, einschließlich der zur Wahrung seiner Stabilität notwendigen Zusatzstoffe und der durch das angewandte Verfahren bedingten Verunreinigungen, aber mit Ausnahme von Lösungsmitteln, die von dem Stoff ohne Beeinträchtigung seiner Stabilität und ohne Änderung seiner Zusammensetzung abgetrennt werden können;“

Artikel 3, (2): „Gemisch: Gemenge, Gemische und Lösungen, die aus zwei oder mehr Stoffen bestehen;“

Artikel 3, (3): „Erzeugnis: Gegenstand, der bei der Herstellung eine spezifische Form, Oberfläche oder Gestalt erhält, die in größerem Maße als die chemische Zusammensetzung seine Funktion bestimmt;“

4 DIE INSTRUMENTE VON REACH

Um die Umsetzung der REACH-Verordnung zu sichern, wurden einige Instrumente geschaffen, um sicherzustellen, dass die Hersteller, Importeure und nachgelagerten Anwender auch die ihnen auferlegten Pflichten, vor allem die der Bereitstellung der Informationen über Stoffe und Gemische auch erfüllen. Neben einer entsprechenden Organisationsstruktur gibt es Instrumente, wie, wann, warum und ab welchen Mengen Informationen geliefert werden müssen, wobei das kostenpflichtig in Form einer Registrierung oder Zulassung erfolgt.

4.1 Organisation

Im Jahr 2007 wurde die „Europäische Chemikalien-Agentur“, kurz ECHA, geschaffen, die in Helsinki, Finnland ihren Sitz hat. Unternehmen sind verpflichtet, alle Informationen über die Gefahrenpotentiale, Risiken und den sicheren Umgang mit chemischen Substanzen, die sie produzieren oder in die EU importieren, an die ECHA zu liefern.

4.2 Registrierung

„Die Unternehmen sind verpflichtet, Informationen über die Eigenschaften und Verwendungen der Stoffe, die sie in Mengen von über einer Tonne pro Jahr herstellen oder importieren, zu sammeln. Ferner müssen sie die Gefahren und möglichen Risiken, die von diesem Stoff ausgehen, beurteilen.

Diese Informationen werden der ECHA in einem Registrierungsdossier übermittelt, das die Informationen über die schädlichen Wirkungen und gegebenenfalls eine Beurteilung der Risiken enthält, die durch die Verwendung des Stoffes entstehen können, und wie diese Risiken zu beherrschen sind. …

Die Registrierung betrifft Stoffe als solche, Stoffe in Gemischen und in bestimmten Fällen Stoffe in Erzeugnissen. …, Die Registrierung beruht auf dem Grundsatz „ein Stoff, eine Registrierung“....“ (Europäische Chemikalien-Agentur 2016).

4.3 Zulassung

„Das Zulassungsverfahren soll sicherstellen, dass die von besonders besorgniserregenden Stoffen (Substances of Very High Concern, SVHC) ausgehenden Risiken ausreichend beherrscht werden und dass diese Stoffe bei gleichzeitiger Gewährleistung des reibungslosen Funktionierens des EU-Binnenmarktes schrittweise durch geeignete Alternativen ersetzt werden.“ (Europäische Chemikalien-Agentur 2016). Diese SVHC’s sind Stoffe, die als karzinogen, mutagen oder reproduktionstoxisch klassifiziert sind, oder die „gemäß REACH-Verordnung (Anhang XIII) persistent, bioakkumulierbar und toxisch (PBT) oder sehr persistent und sehr bioakkumulierbar (vPvB) sind“. (Europäische Chemikalien Agentur 2016) Es kann sich aber auch um einzelne Stoffe handeln, die auf Grund wissenschaftlicher Erkenntnisse in ähnlicher Art und Weise als besorgniserregend für Mensch und Umwelt eingestuft werden. „Nach einem aus zwei Schritten bestehenden Regulierungsprozess können SVHC in das Verzeichnis der zulassungspflichtigen Stoffe aufgenommen und zulassungspflichtig werden. Diese Stoffe dürfen ab einem bestimmten Datum nicht in Verkehr gebracht oder nicht mehr verwendet werden, es sei denn, für ihre spezifische Verwendung wurde eine Zulassung erteilt oder die Verwendung wurde von der Zulassungspflicht ausgenommen.“ (Europäische Chemikalien Agentur 2016).

5 DIE DEFINITION VON POLYMEREN

In Artikel 3, (5) der REACH-Verordnung wird definiert, wie ein Stoff beschaffen sein muss, um als Polymer zu gelten. Ein als Polymer klassifizierter Stoff muss nicht registriert werden. Sehr wohl muss ein solcher Stoff registriert werden, wenn entsprechend Artikel 6, (3) das Polymer „zu mindestens aus 2 Massenprozent (w/w) aus einem derartigen Monomerstoff/aus derartigen Monomerstoffen oder einem anderen Stoff/anderen Stoffen in Form von Monomereinheiten und chemisch gebundenen Stoffen“ besteht, und die Gesamtmenge dieses Monomerstoffes/dieser Monomerstoffe oder anderer Stoffe mindestens 1 Tonne pro Jahr beträgt (Europäische Kommission 2006). Sehr wohl müssen alle Monomere (auch in gebundener Form) und andere Reaktanden, wie z.B. Additive, registriert werden.

6 ABFALLWIRTSCHAFT UND REACH

Artikel 2, (2) der REACH-Verordnung legt fest, dass Abfall nicht als Stoff, Gemisch oder Erzeugnis im Sinne des Artikels 3 gilt und somit ausgenommen ist. Um Sekundärstoffe wieder auf den Markt bringen zu können, müssen gemäß der Abfallrahmen-Richtlinie Recycling-Un-

ternehmen für diese Stoffe, Mischungen bzw. Erzeugnisse überprüfen, ob…
- …eine Substanz für spezielle Zwecke verwendet werden kann, und…
- …den technischen Anforderungen oder Standards an Produkte entsprechen, …
- …nicht besorgniserregend sind, …
- …und einen Markt haben (Europäische Kommission 2008).

Solche Stoffe, Mischungen oder Erzeugnisse unterliegen dann wieder den REACH-Kriterien.

Die erste Frage für ein Recycling-Unternehmen ist allerdings, ob der Abfall noch als Abfall im Sinne der nationalen Gesetzgebung des Landes gilt. So haben z.B. österreichische Recycling-Unternehmen gegenüber deutschen einen Wettbewerbsnachteil, da es wesentlich schwieriger ist, die Anforderungen für das Erreichen des „Abfallendes" zu erfüllen. Dieser Punkt führt zu Unstimmigkeiten in Bezug auf die Regeln des gemeinsamen EU-Binnenmarktes. Die Europäische Kommission sieht eine mögliche Harmonisierung als Aufgabe der EU-Mitgliedsstaaten.

7 WERKSTOFFLICHES RECYCLING VON KUNSTSTOFFEN UND DER EINFLUSS VON REACH DARAUF

Nun soll der Einfluss von REACH auf die durch werkstoffliches Recycling hergestellten Kunststoffe näher betrachtet werden. Als die REACH-Verordnung 2008 in Kraft trat, wurde dabei das Recycling von Kunststoffen nicht berücksichtigt. Nachträglich wurde aus diesem Grund der Artikel 2 ergänzt. Mit Artikel 2, (7), d wurden zwei Ausnahmen in das Regulatorium eingeführt, die ein werkstoffliches Recycling von Kunststoffen unter dem Gesichtspunkt des Chemikalien-Rechts erst möglich machen und der Recycling-Kunststoff nicht registriert werden muss:
- Identisch: es werden 20 % an Verunreinigungen akzeptiert, aber diese Verunreinigungen dürfen keine Funktion haben (Europäische Kommission 2006). Allerdings wirken manche Verunreinigungen wie Farbstoffreste oder Tenside wie Additive (Karras 1996).
- Es müssen Informationen über den recyclierten Kunststoff bereitgestellt werden, entsprechend der Definitionen in den Artikeln 31 „Anforderungen an Sicherheitsdatenblätter" und 32 „Informationspflicht gegenüber nachgeschalteten Akteuren in der Lieferkette bei Stoffen als solchen und in Gemischen, für die kein Sicherheitsdatenblatt erforderlich ist" (Europäische Kommission 2006).

In Abb. 1 ist der Kreislauf von Kunststoffen schematisch dargestellt, die mittels werkstofflichem Recycling wiederaufbereitet werden. Während des Produkt-Leben-Zyklus ist der Hersteller oder Importeur den REACH-Regeln verpflichtet. Das bedeutet den Aufbau der Informationskette in Form von Sicherheitsdatenblättern und deren Wartung. Ab dem Moment, in dem im rechtlichen Sinn ein Produkt durch die Entledigungsabsicht eines Besitzers zu Abfall wird, wechselt der Kunststoff in die Kompetenz der jeweiligen nationalen Abfallwirtschaftsgesetzgebung. In vielen Fällen bricht bei der Entledigung die Informationskette zusammen. Die Kunststoff-Abfälle werden gesammelt, getrennt und einem werkstofflichen Recycling zugeführt. Am Ende des gesamten Wiederverwertungsprozesses haben Recycling-Unternehmen zu prüfen, wann das „Abfallende" nach der jeweiligen nationalen Gesetzgebung eintritt. Mit dem Abfallende fallen die Recycling-Kunststoffe wieder unter die Bestimmungen der REACH-Verordnung. Um Regranulate oder Recycling-Kunststoff-Erzeugnisse auf dem Markt platzieren zu können, muss nun die Informationskette neu aufgebaut werden. Dafür gibt es zwei Möglichkeiten. Die erste ist eine vollständige Laboranalyse der Stoffbestandteile, die allerdings mit hohen Kosten verbunden ist und die Frage mit sich bringt, auf welche Inhaltstoffe überhaupt analysiert werden soll. Man ist allerdings von Vorinformationen unabhängig (Ökopol 2011). Für Spot-Market-Abfälle sind Laboranalysen unvermeidbar. Für Produktionsabfälle und Post-Consumer-Abfälle ist ein Rückgriff auf verfügbares Wissen über die Zusammensetzung der pragmatischere Ansatz. Ein Recycling-Kunststoff aus einem qualitätsgesicherten Aufbereitungs- und Recycling-Prozess kann nur Stoffe beinhalten, die im Abfallinput bereits vorgelegen haben plus der Stoffe, die durch Nach-Additivierung kontrolliert zugesetzt werden. So verschafft man sich „positive" Kenntnis, ob ein Stoff in einem recycelten Kunststoff enthalten ist oder auch nicht (Ökopol 2011). Weiters stellt sich noch die Frage nach der Größenordnung des Gehalts und dessen Veränderung durch den

Recycling-Prozess, z.B. durch quantitative Abreicherung. Um belastbare Informationen zu erhalten, ist in der Regel ein (Branchen-)-Wissen über den Produkt-Lebens-Zyklus des Kunststoff-Abfalls nötig, das auch für die Gestaltung des Recycling-Prozesses selbst genutzt werden kann (Karras 1996).

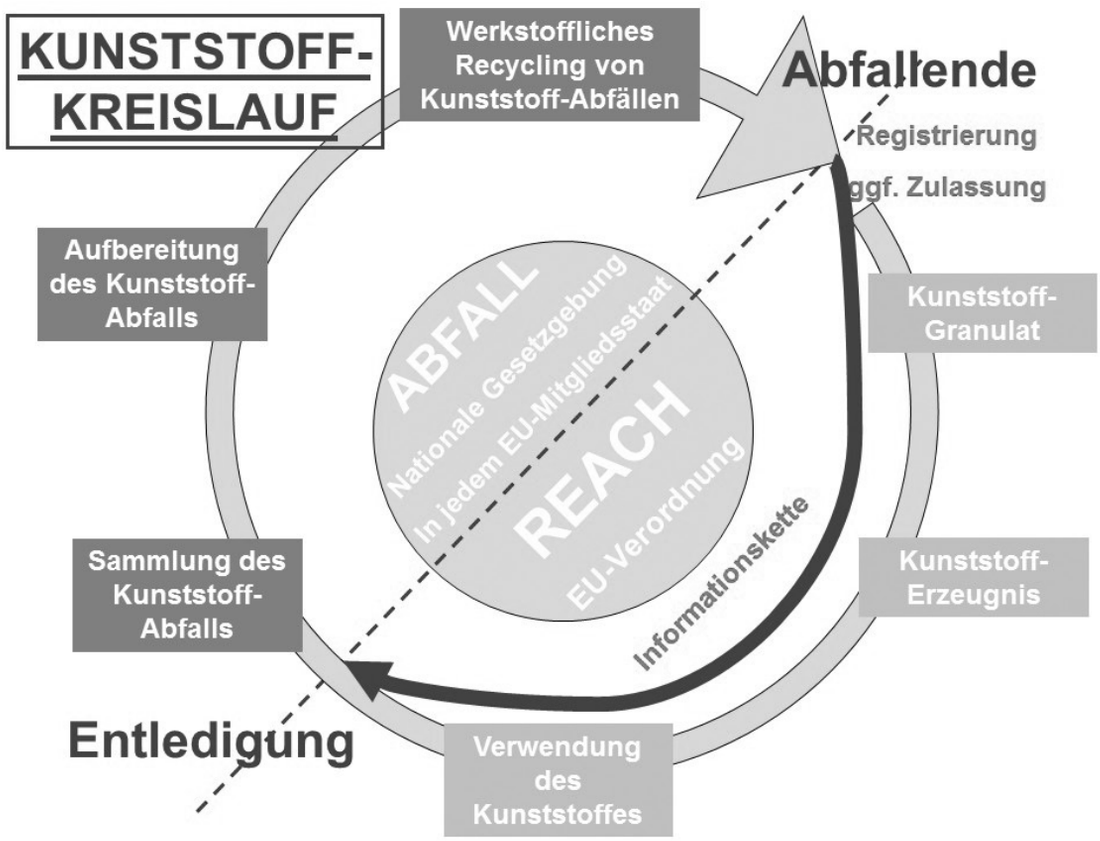


Abb. 1: Kreislauf für Kunststoffe, die einem werkstofflichen Recycling zugeführt werden.

Im Prinzip wäre somit keine Registrierung nötig, weil diese in Monomer-Form oder als sonstige Reaktanden vorliegenden Substanzen bereits registriert sind. Alle anderen Substanzen wie z.B. Tenside oder Stabilisatoren, die durch die Nutzung des Kunststoffes als z.B. Farbeimer während seiner Nutzungsphase in den Abfallstrom eingebracht werden, können als Verunreinigungen angesehen werden, wenn diese im Sinne des Recycling-Privilegs des Artikels 2, (7), d, i REACH nicht mehr als 20 % ausmachen. Eine Registrierung hat aktuell nur dann durchgeführt zu werden, wenn die jährliche Gesamtmenge eines im Kunststoff vorliegenden Stoffes nicht mehr als zehn Tonnen pro Jahr überschreitet. Mit 01.06.2018 sinkt diese Marke für alle Stoffe auf eine Tonne pro Jahr und gilt auch für Unternehmen, die das Recycling-Privileg nützen. Dadurch können viele Stoffe, die aktuell unter dem Begriff Verunreinigung geführt werden und daher nicht in der Informationskette aufscheinen, unter die Informationspflichten des Punktes (ii) des Artikels 2, (7), d fallen und sind gegebenenfalls auch registrierungspflichtig. Daher wird empfohlen, dass Recycling-Unternehmen eine Registrierung durchführen, um Klagen anderer Unternehmen vorzubeugen.

Es ist aber auch wichtig zu wissen, ob man ein marktfähiges Produkt als Stoff, Mischung oder Erzeugnis im Sinne von REACH herstellt. Wenn ein Unternehmen ein Erzeugnis herstellt, hat es den gesetzlichen Bestimmungen der Produkthaftung zu folgen und unterliegt nur in bestimmten Fällen Restriktionen der REACH-Verordnung. Diese können zu einer Zulassungspflicht bei der ECHA führen, wenn ein Regranulat oder ein Recycling-Kunststoff-Kunststoff einen oder mehrere Stoffe enthält, die als SVHCs gelistet sind. Es ist das Ziel von REACH, gefährliche Substanzen zu ersetzen. Artikel 2, (7), d, i betrifft nur die Registrierung, nicht aber die Zulassung. Deshalb wird die Zulassung mehr und mehr an Bedeutung für wiederaufbereitete Kunststoffe gewinnen, da die Anzahl der als SVHC klassifizierten Stoffe ständig steigt und Grenzwerte immer wieder gesenkt werden, wodurch die Bestimmung des Gefährdungspotentials eines Stoffes immer

wichtiger wird. Da aber Zulassungs-Verfahren teuer sind, geht die aktuelle Diskussion in die Richtung, wie diese vereinfacht werden können.

8 SCHLUSSFOLGERUNGEN

Aus den obigen Ausführungen ergeben sich einige Herausforderungen für Recycling-Unternehmen:

- Durch das Auslaufen der Übergangsfristen mit 01.06.2018 kann damit gerechnet werden, dass mehrheitlich kleine und mittlere Unternehmen betroffen sein werden (WKO 2016).
- In den letzten zwei, drei Dekaden ist die Menge an lange in Gebrauch befindliche Kunststoff-Produkte kontinuierlich gestiegen. So ist damit auch die Wahrscheinlichkeit gestiegen, dass damit Stoffe in den werkstofflichen Recycling-Pfad gelangen, die mittlerweile eine Zulassung durch die ECHA benötigen. In der Zwischenzeit sind internationale Datenbanken verfügbar, die Informationen über Stoffe liefern, die in früheren Kunststoff-Produkten enthalten sind.
- Die Sammlung des Kunststoff-Abfalles muss in einer Art und Weise ausgerichtet werden, mit der ein hohes Maß an „positiver" Kenntnis über die Inhaltsstoffe des zu recycelten Materials erlangt werden kann.
- Die Kosten für die Zulassung eines Stoffes sind hoch, wobei die Menge eines Stoffes diese beeinflussen. Für große Mengen eines Stoffes sind die Kosten im Vergleich zu geringen Mengen niedriger. Für die jährliche Produktion von fünf Tonnen eines Stoffes liegen die Kosten bei 10.000 € oder 2.000 €/t. Wenn ein Unternehmen ca. 10.000 Tonnen produziert, sinken dieses Kosten auf rund 500 €/t.
- In REACH gibt es eine Vielzahl von Ausnahmen. Die Unternehmen müssen ein gutes Verständnis für die durch REACH entstehenden Anforderungen haben.
- Die geringe Vernetzung der Gesetzgebungen des Chemikalien-Recht und der Abfallwirt-schaften in der EU führen zu einem nicht funktionierenden Binnenmarkt zwischen den Recycling-Unternehmen.
- Der Wettbewerb am Markt wird für Recycling-Unternehmen schwieriger. Denn wer sich nicht den aufwendigen und teuren Registrierungs- oder Zulassungsverfahren unterwirft, hat auch keinen Markt. Und gemäß Artikel 5, REACH gilt: „Keine Daten, kein Markt" (Europäische Kommission 2006).

LITERATUR

Europäische Chemikalienagentur (2016) Registrierung https://echa.europa.eu/regulations/reach/registration (Zugriff 19.07.2016).

Europäische Chemikalienagentur (2016) Zulassung https://echa.europa.eu/regulations/reach/authorisation (Zugriff 19.07.2016).

Europäische Kommission (2013) *Grünbuch zu einer europäischen Strategie für Kunststoffabfälle in der Umwelt,* Brüssel, Belgien.

Europäische Kommission (2006) *Verordnung (EG) Nr. 1907/2006* des Europäischen Parlaments und Rates vom 18. Dezember 2006 zur Registrierung, Bewertung, Zulassung und Beschränkung chemischer Stoffe (REACH), zur Schaffung einer Europäischen Chemikalienagentur, zur Änderung der Richtlinie 1999/45/EG und zur Aufhebung der Verordnung (EWG) Nr. 793/93 des Rates, der Verordnung (EG) Nr. 1488/94 der Kommission, der Richtlinie 76/769/EWG des Rates sowie der Richtlinien 91/155/EWG, 93/67/EWG, 93/105/EG und 2000/21/EG der Kommission, Brüssel, Belgien.

Europäische Kommission (2008) *Richtlinie des Europäischen Parlaments und Rates vom 19. November 2008 über Abfälle und zur Aufhebung bestimmter Richtlinien,* Brüssel, Belgien

Karras, W. (1996) *Differenzierte Aufbereitung zum wirtschaftlichen Recycling von Polyolefinen,* Berlin, Deutschland: Technische Universität Berlin, Abt. Publikationen

Ökopol, Institut für Ökologie und Politik GmbH (2011) *REACH und Kunststoffrecycling, Handreichung für eine sachgerechte Umsetzung der REACH-Anforderungen für Betreiber von Recyclinganlagen,* Hamburg, Deutschland

WKO & Dallinger, B. (2016) *REACH-Registrierung 2018 – die nächste Etappe* https://www.wko.at/Content.Node/Service/Umwelt-und-Energie/Energie-und-Klima/Klima--und-Energiepolitik-aktuell/REACH.pdf (Zugriff 19.07.2016) Wien, Österreich: Wirtschaftskammer Österreich.

Auf der Überholspur in Richtung Kreislauf – Fast-Track Notifizierung als Modell um legale Exporte zu vereinfachen

C. Slijkhuis
Müller-Guttenbrunn Gruppe, Public Affairs & E-Waste, Amstetten, Österreich

KURZFASSUNG: In den letzten Jahrzehnten verfolgte die Abfallwirtschaft das Ziel, dem illegalen Abfall Export das Handwerk zu legen. Die dazu getroffenen Regelungen erschweren nun jedoch in der Praxis, die angepeilte Kreislaufwirtschaft über Grenzen hinweg mit Sekundärrohstoffen zu versorgen. Daher hat die Müller-Guttenbrunn Gruppe einen Vorschlag erarbeitet, um Recycling im vereinten Europa einfacher und schneller zu machen. Die Basis dazu legt eine Vorabzustimmung für die Behandlung von Abfällen, welche als Rohstoff für die Produktion von Sekundärrohstoffe eingesetzt werden. Die Zielsetzung sollte eine Fast-Track Notifizierung sein, die dazu führt, dass innerhalb einiger Wochen Material transportiert werden kann, damit Sekundär-Rohstoffe ergänzend zu Primär-Rohstoffen im Materialkreislauf eingebracht werden können.

1 EINLEITUNG

Als europäische Staaten in den 80er-Jahren die Umweltschutzauflagen verschärften, wurde Abfall einfach in Entwicklungsländern – zumeist in Afrika – billig entsorgt. Traurige Berühmtheit erlangte dabei etwa die Irrfahrt der „Zanoobia“. Der Frachter gondelte 15 Monate mit über 2.000 Tonnen Giftstoffen aus Italien über die Weltmeere, ehe seine giftige Fracht wieder in einem italienischen Hafen entladen wurde. Mit der Basler Konvention, einem internationalen Abkommen, das Mai 1992 in Kraft trat, sollte diesen Praktiken ein Riegel vorgeschoben werden. Seitdem haben 183 Staaten und die EU diese Basler Konvention unterzeichnet.

Der Export von gefährlichen Abfällen unterliegt seit damals strengen Auflagen und muss notifiziert werden. Das bedeutet, die grenzüberschreitende Verbringung muss von offizieller Stelle genehmigt werden – sowohl im Export-, als auch im Importland. Die EU hat diese Basler Konvention in einer Abfallverbringungsverordnung (AVV) umgesetzt.

Die Krux dabei ist, dass viele komplexe Abfälle nicht in der Basler oder in den OECD Abfalllisten aufgenommen sind, trotzdem aber als „nicht-gelistete“ Abfälle notifiziert werden müssen. Österreich ist dazu ein kleines Land mit vielen Verwertern – wie der Müller-Guttenbrunn Gruppe - und hochgradig von Abfallimporten abhängig. Komplexe Abfallmischungen wie z.B. aus der Verwertung von Elektro-Altgeräten bestehen aus hochwertigen Metall- und Kunststoffmischungen, die nicht in der Basler Liste aufgenommen sind. Aus diesen Abfällen können über hochwertige Verwertungsverfahren Sekundärrohstoffe gewonnen werden. Für die österreichische Recycling-Industrie stellen diese Notifizierungspflichten jedoch vielfach eine schier unüberwindbare Hürde dar. So kann es vorkommen, dass die Abwicklung eines einfachen Transportes von einigen Tonnen Schredderrückständen aus Elektro-Altgeräten zur Verwertung in Nicht-Eisen-Metalle und Kunststoffe in Österreich beinahe so lange dauert wie damals die Odyssee der „Zanoobia“. In unserer Praxis kennen wir vier Beispiele, die mehr als ein Jahr brauchten, bevor die ersten Transporte stattfinden konnten.

Es gibt mittlerweile viele Firmen – hauptsächlich in großen Ländern wie Deutschland oder Frankreich – die keine Notifizierungen mehr beantragen, weil diese zu komplex und zu teuer sind und zu lange dauern. Oft ist es wesentlich leichter, billiger und auf alle Fälle viel schneller, diese

komplexe Mischungen als grüngelistete Abfälle aus der EU zu exportieren, weil es kaum wirksame Kontrollen in den größeren EU Häfen gibt. Somit wurde aus der guten Absicht der Basler Konvention mittlerweile ein Hemmschuh für eine erfolgreiche Kreislaufwirtschaft.

Diese Probleme lassen sich nicht mit den Prinzipien des EU Kreislaufpaketes vereinen.

2 VIELFALT IN DER KLASSIFIZIERUNG UND KOMPETENZ-DSCHUNGEL

Einer der ersten Schritte in der Beurteilung, ob ein Abfall notifizierungspflichtig ist, ist die Klassifizierung dieser Abfälle. Diese Klassifizierung ist von einer beachtlichen Komplexität geprägt. Der Grund liegt zum einen in der unterschiedlichen Klassifizierungen von Abfällen, die es zu beachten gilt. Abfälle werden je nach Inhalt nach Codes eingeteilt und davon gibt es jede Menge: EU-, Basel-, OECD-Codes und schlussendlich auch noch nationale Abfall-Codes, die allesamt unterschiedlich aufgebaut sind. Zum anderen gibt es dann noch die Gefahren-Kategorien, die - um es noch etwas komplexer zu machen - seit 2015 in der EU zwar geändert sind, nicht aber in der österreichischen Abfallverbringungsverordnung (AVV).

In Österreich gibt es das Handbuch zur Abfallverbringung mit einem Umfang von über 200 Seiten, das eine Hilfe bei der Klassifizierung sein sollte. Von diesen Handbüchern und Leitfäden gibt es jede Menge – beinahe pro Land bzw. pro zuständiger Behörde – und das mit großen Unterschieden. Dazu kommen auch noch EU Guidance und FAQ Dokumente. Bleibt man bei dem Beispiel Nichteisen-Metallmischungen aus Elektro-Altgeräte, gilt im österreichischen Handbuch Folgendes als Grenzwert: „Der Mindestgehalt an Metallen muss bei 90 % liegen; d.h. es dürfen maximal 10 % nicht gefährliche, nicht metallische und den Verwertungsprozess nicht störende Bestandteile als Verunreinigung vorliegen.“

In einem anderen aber ziemlich ähnlichen Handbuch in Bulgarien gilt für genau die gleiche Mischung einen anderen Wert: „Der Mindestgehalt an Metallen muss bei 51 % liegen, sodass von einem überwiegenden Anteil an recyclierbaren Abfällen auszugehen ist.“

In anderen Ländern können wiederum andere Parameter für die Einstufung der Abfälle zum Einsatz kommen.

Dadurch wird alleine schon die Zuordnung schwierig, können doch z.B. alleine im Elektro-Abfall viele unterschiedliche Stoffe in ganz unterschiedlichen und nicht immer vorhersehbaren Mengen enthalten sein – Abfall wird wie wir in der Praxis wissen – nicht nach Spezifikation produziert.

Zum anderen gibt es einen ziemlich undurchsichtigen Kompetenz-Dschungel. So sind alleine in Deutschland 28 unterschiedliche behördliche Stellen für die Behandlung von Notifizierungsanträgen zuständig. In einigen Bundesländern gibt es bis zu fünf zuständige Behörden, die oft mit völlig anderen Regeln und Prozederen hantieren. In benachbarten Italien gibt es eine Liste von 69 zuständigen Behörden die sich mit diesem Thema auseinandersetzen. Insgesamt gibt es in Europa etwa 170 zuständige Behörden, die oft nach eigenen Regeln und Richtlinien arbeiten.

Aufwändig wird es dann, wenn ein Notifizierungsantrag samt Dokumentation und Verträge nur in der Landessprache eingebracht werden darf.

3 NOTIFIZIERUNGSANTRAG

Die Einstufung der Abfall-Fraktion ist jedoch nur der erste Schritt zur Notifizierung. So muss alles sehr genau dokumentiert werden; Verwertungsverträge, Notifizierungsformulare, Materialbeschreibungen, Verwertungsbeschreibungen, Transportwege, Versicherungen und vieles mehr. Insgesamt gibt es 50 Punkte, die behandelt werden müssen und das alles in Orginal mit Duplikaten. Oftmals umfasst ein Notifizierungsantrag mehr als 100 Seiten Papier. Die Vorbereitungen des Notifizierungsantrages beinhalten mehrere Manntage an Arbeit vom Notifizierenden, ehe alles eingereicht werden kann, etc. und dann beginnt das lange Warten.

Die zuständige Behörde im Exportland hat 30 Tage Zeit den Antrag zu bearbeiten. Sollten zu-

sätzliche Fragen auftauchen, wird dies durch eine offizielle Stellungnahme mit den zusätzlichen Fragen bekannt gemacht und sobald diese Fragen formell beantwortet sind, beginnt die 30-Tage-Frist von neuem zu laufen. Dieser Zyklus geht so lange bis die zuständige Behörde im Exportland die Akte als vollständig betrachtet. Diese Prozedur folgt ein zweites Mal im Importland. Kein Wunder, dass es Fälle gibt, in denen eine Notifikation über ein Jahr in Anspruch nimmt. Dies alles kostet den Recyclingunternehmen und den Behörden nicht nur Zeit, sondern jede Menge Geld für den nötigen administrativen Aufwand. Die administrativen Kosten, die von Behörden in Rechnung gestellt werden, belaufen sich zwischen einigen wenigen hundert Euro bis zu vielen tausenden von Euros.

Eine zusätzliche Komplexität ist die Festlegung der Sicherheitsleistung. Fast immer sind hier zusätzliche Verhandlungen notwendig. Es kann vorkommen, dass für ein Material mit einem durchaus positiven Wert Sicherheitsleistungen von weit über 1.000 €/Tonne vorgeschrieben werden. Sicherheitsleistungen von mehreren Hundert-Tausend bis über eine Million Euro sind leider keine Ausnahme.

4 DER VORSCHLAG: FAST-TRACK-NOTIFIZIERUNG

In Artikel 14 der AVV ist das Konzept der Vorabzustimmung aufgenommen. Diese Vorabzustimmung wird auf Basis einer einhergehenden Analyse der Verwertungsanlage mit Auflagen und einer Gültigkeit von fünf Jahren erteilt. Daraus resultieren zwei wesentliche Vorteile gegenüber „Standard"-Notifizierungsprozesse. Zum einen können Notifizierungen an vorabzugestimmte Anlagen bis zu einer Gültigkeit von drei Jahren erteilt werden und zum anderen – und das ist grundsätzlich die wesentliche Verbesserung – die zuständigen Behörden haben eine Bearbeitungsfrist von sieben Werktagen, sodass eine Zustimmung zumindest theoretisch innerhalb von wenigen Wochen erteilt werden kann.

Abb. 1: Fast-Track-Notifizierung.

Dieses Konzept der Vorabzustimmung wird in vielen Ländern jedoch nicht anerkannt und Umfang und Beantwortungszeiten von Notifizierungsanträgen an vorabzugestimmte Verwertungsanlagen genau gleich sind, wie für nicht vorabzugestimmte Anlagen. Zurzeit wird dies in einer Umfrage der European Electronic-Recycling Association (EERA) tiefer untersucht. Leider sind die Ergebnisse nicht vor Ende Juli verfügbar, aber erste Ergebnisse zeigen tatsächlich, dass Vorabzustimmungen in vielen Länder nicht anders behandelt werden und auch die Bearbeitungszeiten bei den Versandbehörden gleich lang sind.

Die Abhängigkeit von Importen ist für die Müller-Guttenbrunn Gruppe groß und darum ist es ein großes Anliegen, die Verfahren für verantwortungsbewusste und Sekundärrohstoff produzierende Recycling-Unternehmen in der EU zu vereinfachen.

Aus diesem Grund schlägt die Müller-Guttenbrunn Gruppe in einer Wunschliste für das EU-

Kreislaufwirtschafts-Paket vor ein Konzept zur „Fast-Track-Notifizierung“ zu erarbeiten. Die Basis dazu ist das Konzept der Vorabzustimmung, weil dieses Konzept die einzige Problemlösung bietet ohne Notwendigkeit die AVV ändern zu müssen. Eine Änderung dieser AVV ist vor 2020 nicht möglich.

Was sind die Eckpunkte des Vorschlages: Erstens ist eine Vorabzustimmung für definierte Abfälle notwendig. Diese Vorabzustimmung muss von allen zuständigen Behörden – wie vorgesehen – akzeptiert und anerkannt werden. Durch eine einfache Kontrolle aus einer Datenbank kann festgestellt werden, welche Abfälle in diesen vorabzugestimmten Werken recycelt werden können. Nur diese Abfälle mit diesen bestimmten Abfall-Codes können für diese Fast-Track Notifizierung angenommen werden. Wenn ein exportierendes Unternehmen für den entsprechenden Abfallcode die Sammel- oder Behandlungsgenehmigung hat und ein vorabzugestimmtes Werk im Ausland beliefern möchte, sollte es keine umständlichen Kontrollen mehr brauchen, weil die Kontrollen bereits bei der Vergabe der Vorabzustimmung gemacht wurden. Die Notifizierungsakten können mit einer Kurzbescheibung der Abfälle und einem Notifizierungsantrag in der Form eines ausgefüllten Notifizierungsbogen, ein Begleitschein, eine Kopie der Vorabzustimmung und Vermeldung der beauftragten Transport-Unternehmen ersetzt werden.

Herzstück dieses Ablaufes sollte aber ein elektronischer Datenaustausch werden, der alle involvierten zuständigen Behörden beinhaltet. In vielen Länder sind solche Datenbanken vorhanden; in Österreich z.B. mit dem EDM System. Dieser EDV unterstützte Datenaustausch erlaubt eine schnelle Bearbeitung der Fast-Track Notifizierungsanträge. In einer nächsten Phase könnte dieser Datenaustausch sogar die gesamten Papierdokumente ersetzen, wie es in anderen Industrieunternehmen schon seit Jahrzehnten der Fall ist (EDI, EDIFACT, etc.).

Zusätzlich wird vorgeschlagen, einen „Pool“ für die Sicherheistleistungen im Falle von Fast-Track Notifizierungen zu gestalten. Weil es sich bei Fast-Track Notifizierungen um stoffliches Recycling handelt, könnten relativ kleine standardisierte Sicherheitsleistungen festgelegt werden.

5 DIE WICHTIGKEIT WIRD ERKANNT - SCHLUSSFOLGERUNG

Dieser Konzeptvorschlag findet bereits breite Zustimmung und wird mittlerweile von großen europäischen Abfallverbänden unterstützt. Die Müller-Guttenbrunn Gruppe präsentierte die Idee erstmals bei der CWIT in Lyon Mitte 2015 und es wurde festgehalten, dass illegale Abfallverbringungen möglicherweise reduziert werden können, wenn es möglich wäre legale Abfallverbringungen für stoffliches Recycling zu vereinfachen.

Es gibt bereits erste Gespräche dieses Konzept der Fast-Track Notifizierung in einem möglichen Pilotprojekt in Zusammenhang mit dem North Sea Resources Roundabout zu erarbeiten.

Vor allem würde diese „Fast-Track Notifizierung“ jedoch die Idee der Kreislaufwirtschaft in der EU als Circular Economy Package beschrieben, über Grenzen hinweg unterstützen und die Produktion von Sekundärrohstoffen maßgeblich erleichtern.

LITERATUR

Abfall Verbringungs Verordnung EU 1013/2006.
EU Guidance document On the definition and classification of hazardous waste.
Frequently Asked Questions (FAQs) on Regulation (EC) 1013/2006 on shipments of waste.
Handbuch zu Kapitel 8.2 des Bundesabfallwirtschaftsplanes 2011 (EG-VO Nr. 1013/2006).
Transboundary movement of wastes Twinning Contract BG 2004/IB/EN/03.

Stand der Technik in der Abfallverbrennung: Review des BREF Waste Incineration

H. Stoiber
Umweltbundesamt, Abteilung Industrie & Energieaufbringung, Wien, Österreich

KURZFASSUNG: Die Richtlinie über Industrieemissionen (Industrial Emissions Directive, IED; RL 2010/75/EU) gibt Mindeststandards für IPPC-Anlagen in der EU vor. Artikel 13 der Industrieemissionsrichtlinie verpflichtet die Europäische Kommission, einen Informationsaustausch über die Erstellung, Überprüfung, und erforderlichenfalls Aktualisierung der Merkblätter über die besten verfügbaren Techniken (BVT-Merkblätter bzw. Best Available Technique Reference Documents, BREFs) zu organisieren. Diese Arbeiten finden im Rahmen des sog. Sevilla-Prozesses statt, dessen Ergebnis neben den BREFs auch die aus ihnen abgeleiteten BVT-Schlussfolgerungen (BAT Conclusions) sind. In diesen finden sich zusammengefasst die besten verfügbaren Techniken sowie damit assoziierte BAT-Emissionswerte (BAT-AELs), welche gemäß der IED als Grundlage für die Erteilung von Genehmigungen von umweltrelevanten Industrieanlagen heranzuziehen sind. Dadurch soll erreicht werden, dass innerhalb der Europäischen Union in den Mitgliedstaaten ähnliche Standards bei der Vorschreibung umweltrelevanter Auflagen angewendet werden.

1 EINLEITUNG

Der Informationsaustausch im Sevilla-Prozess findet zwischen den EU Mitgliedsstaaten, den betreffenden Industriezweigen, den Umwelt-NGOs und der Kommission statt. Gemeinsam ermitteln sie die besten verfügbaren Techniken im Rahmen einer technischen Arbeitsgruppe (Technical Working Group, TWG) auf europäischer Ebene.

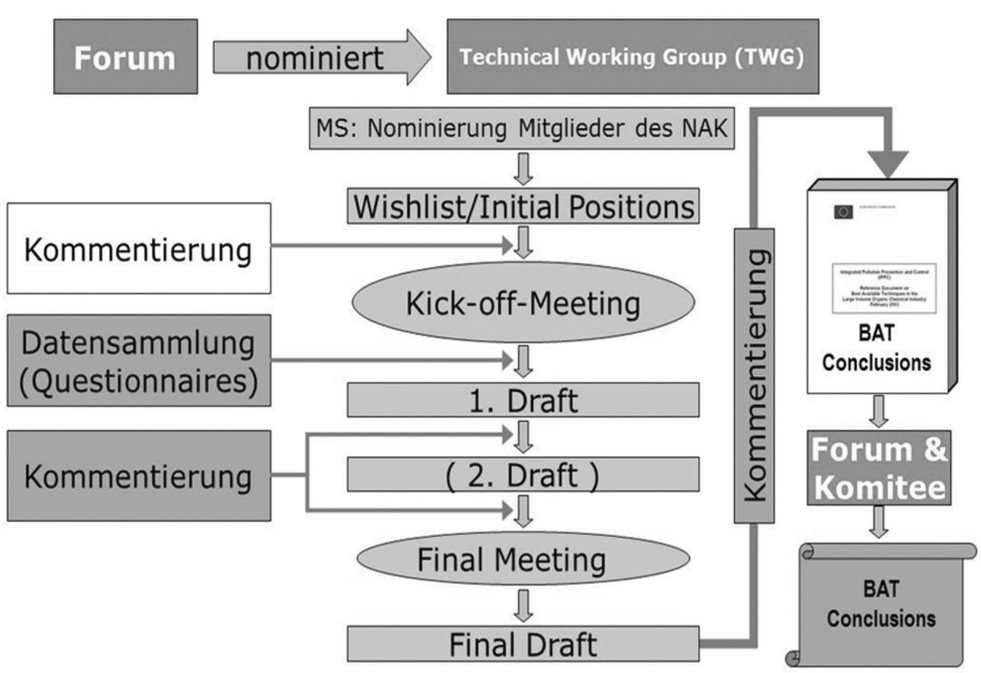


Abb. 1: Der Sevilla-Prozess im Überblick.

Die EU-Mitgliedsstaaten sind durch nationale Experten in der TWG vertreten. Ein eigens eingerichtetes Artikel 13 Forum überwacht die Arbeiten zur Erstellung und Überarbeitung der BREFs. Auf nationaler Ebene findet der Informationsaustausch im nationalen Arbeitskreis (NAK) statt.

Im Geltungsbereich des BREF WI liegen Abfallverbrennungsanlagen, die die in Annex I Pkt. 5.2 der IED definierten Mengenschwellen (i.e. 3 t/h für die Verbrennung nicht gefährlicher Abfälle bzw. 10 t/d für gefährliche Abfälle) überschreiten.

Zu Beginn des Review-Prozesses (Juli 2014) wurden die Initial Positions aller Stakeholder vom EIPPCB gesammelt und im Kick-off Meeting der TWG (Jänner 2015) diskutiert. Drei TWG-Subgroups wurden eingerichtet (Themen: Erstellung des Fragebogens zur Datenerhebung; feste Rückstände aus der Abfallverbrennung; Energienutzung). Im Jänner - April 2016 fand die EU-weite Datenerhebung bei den Betreibern von Abfallverbrennungsanlagen statt. Im April 2016 besuchten die BREF-Autoren des EIPPCB mehrere österreichische Abfallverbrennungsanlagen.

Der weitere Zeitplan sieht die Erstellung des First Draft mit Anfang 2017 vor, im Anschluss daran wird dieser von den TWG-Mitgliedern kommentiert und vom EIPPCB überarbeitet werden. Ein Second Draft ist im Zuge von Review-Prozessen i.d.R. nicht vorgesehen. Das Final Meeting der TWG ist für Ende 2017 anberaumt. Im ersten Halbjahr 2018 soll das revidierte BREF WI dem Artikel 13 Forum vorgelegt und in weiterer Folge, gemeinsam mit den BAT Conclusions veröffentlicht werden.

2 ÖSTERREICHISCHE VERBRENNUNGSANLAGEN FÜR SIEDLUNGSABFÄLLE

Die Behandlungskapazitäten wurden sukzessive ausgebaut und erlebten einen sprunghaften Anstieg, als mit Jänner 2004 das Deponierungsverbot für heizwertreiche Abfälle in Kraft trat, weshalb Österreich über einen vergleichsweise jungen Anlagenbestand verfügt:

Tab. 1: Österreichischer Anlagenbestand für die thermische Abfallbehandlung (BAWP 2011), (Böhmer et al. 2007).

Anlage	Standort	IBS[1)]	Abfalleinsatz	Kapazität [t/a]
MVA Flötzersteig	Wien	1963[3)]	Restmüll	200.000
MVA Spittelau	Wien	1971[3)]	Restmüll	250.000
MVA Pfaffenau	Wien	2008	Restmüll	250.000
MVA WAV I	Wels	1995	Restmüll	75.000
MVA WAV II	Wels	2006	Restmüll	230.000
MVA Dürnrohr	Zwentendorf	2004, 2010	Restmüll	525.000
Kärntner Restmüllverwertung	Arnoldstein	2004	Restmüll	96.000
MVA Zistersdorf	Zistersdorf	2009	Restmüll	162.500
Simmeringer Heide, Wirbelschichtofen 4	Wien	2006	Heizwertreiche Fraktion, Klärschlamm	110.000
Reststoffverwertung Lenzing	Lenzing	1998	Heizwertreiche Fraktion, Klärschlamm	300.000
TRV Niklasdorf	Niklasdorf	2004	Heizwertreiche Fraktion, Klärschlamm	131.000
Simmeringer Heide, Wirbelschichtofen 1 - 3	Wien	1980, 1992	Klärschlamm	65.000
Reststoffheizkraftwerk	Linz	2012	Aufbereitete Abfälle, Restmüll und Klärschlamm	240.000
Simmeringer Heide, Drehrohrofen 1 - 2	Wien	1980	Gefährliche Abfälle, Krankenhausabfälle	100.000
ABRG Drehrohrofen	Arnoldstein	2004	Gefährliche Abfälle und nicht gefährliche Abfälle	23.000
ABRG Wirbelschichtofen	Arnoldstein	2010		42.500
Summe				2.800.000

[1)] IBS: Inbetriebsetzung.

[2)] Seither diverse Anlagenadaptierungen.

3 LUFTEMISSIONEN

Abfälle, die der thermischen Behandlung unterzogen werden, sind in der Regel von unbekannter, stark schwankender Zusammensetzung und können eine Vielzahl an Schadstoffen enthalten, die über den Rauchgasweg freigesetzt werden. Eine umfassende Minderung und strenge gesetzliche Regelung einer Vielzahl an Luftschadstoffen ist deshalb sowohl aus Akzeptanzgründen wie auch hinsichtlich des Schutzes der Umwelt und der Gesundheit von großer Bedeutung.

Die österreichische Abfallverbrennungsverordnung setzt die europäischen Regelungen der Industrieemissionsrichtlinie (IED) für Abfallverbrennungsanlagen in nationales Recht um. Einzelne Parameter unterliegen auf nationaler Ebene strengeren Emissionsgrenzwerten als auf europäischer Ebene, und fallweise werden den Betreibern durch die zuständige Genehmigungsbehörde Emissionsgrenzwerte vorgeschrieben, die unter jenen der österreichischen Abfallverbrennungsverordnung liegen. Insbesondere trifft dies auf die Emissionsgrenzwerte für Stickoxide zu, bei denen Anlagen mit > 6 t/h Abfalleinsatz einen HMW von 100 mg/Nm³ und einen TMW von 70 mg/Nm³ einhalten müssen. Diese Werte können mit einer nicht-katalytischen Entstickung (SNCR) nicht erreicht werden, sodass die überwiegende Mehrzahl der österreichischen Abfallverbrennungsanlagen mit einer katalytischen Entstickung (SCR) ausgestattet ist.

Tab. 2: Vergleich der BAT-AELs (BREF WI 2006) von Abfallverbrennungsanlagen für kontinuierlich überwachte Luftschadstoffe mit den geltenden Emissionsgrenzwerten der IED und der österreichischen Abfallverbrennungsverordnung (AVV).

Luftschadstoff, kontinuierl. Messung	BAT-AEL (BREF WI, 2006) HMW [mg/Nm³]	BAT-AEL (BREF WI, 2006) TMW [mg/Nm³]	IED-Grenzwert (RL 2010/75/EU) HMW [mg/Nm³] (100 %)	IED-Grenzwert (RL 2010/75/EU) HMW [mg/Nm³] (97 %)	IED-Grenzwert (RL 2010/75/EU) TMW [mg/Nm³]	AVV-Grenzwert (AbfallverbrVO, Ö) HMW [mg/Nm³] (97 %)	AVV-Grenzwert (AbfallverbrVO, Ö) TMW [mg/Nm³]
Staub	1 - 20	1 - 5	30	10	10	10	10
HCl	1 - 50	1 - 8	60	10	10	10	10
HF	< 2	< 1	4	2	1	0,7	0,5
SO_2	1 - 150	1 - 40	200	50	50	50	50
NO_x (mit SCR)	40 - 300	40 - 100	400	200	200[a] 400[b]	100[a] 200[c,h] 300[d]	70[e] 100[f] 200[g] 300[h]
NO_x (ohne SCR)	30 - 350	120 - 180					
C_{org}	1 - 20	1 - 10	20	10	10	10	10
CO	5 - 100	5 - 30	100	-	50	100	50
Hg	0,001 - 0,03	0,001 - 0,02	0,05, diskontinuierlich (Mittelwert über 0,5 - 8 Stunden)			0,05	0,03

[a]) für Anlagen mit einer Abfallkapazität > 6 t/h.
[b]) für Anlagen mit einer Abfallkapazität ≤ 6 t/h.
[c]) für Neuanlagen mit einer Abfallkapazität ≤ 2 t/h.
[d]) für bestehende Anlagen mit einer Abfallkapazität ≤ 2 t/h.
[e]) für Neuanlagen mit einer Abfallkapazität > 6 t/h.
[f]) für bestehende Anlagen mit einer Abfallkapazität > 6 t/h.
[g]) für Anlagen mit einer Abfallkapazität ≤ 2 t/h.
[h]) für Anlagen mit einer Abfallkapazität von < 2 bis ≤ 6 t/h.

3.1 NOx

Mit Ausnahme von zwei Anlagen (für die aufgrund ihrer geringen Anlagengröße höhere NOx-Grenzwerte gelten) sind alle österreichischen Verbrennungsanlagen mit einer selektiven katalytischen Entstickungsanlage (SCR) ausgestattet. Dies ist erforderlich, um die gemäß Abfallverbrennungsverordnung für Verbrennungsanlagen mit > 6 t/h Abfallkapazität geltenden NOx-Grenzwerte von 100 mg/Nm³ (HMW) bzw. 70 mg/Nm³ (TMW) einhalten zu können.

Tab. 3: NOx-Emissionen ausgewählter österreichischer Abfallverbrennungsanlagen, Datenbasis sind Halbstundenmittelwerte (HMW) unter normalen Betriebsbedingungen im Jahr 2014 (Betreiberdaten; Auswertungen: Umweltbundesamt).

Anlage	NO_x-Grenzwert [mg/Nm³] *	Max. Wert *	NO_x-Beurteilungswerte [mg/Nm³] * - HMW 97 %-	95 %-Perzentil *	Min. Wert *
Anlage 1, mit SCR	70	52	27	26	1
Anlage 2, mit SCR	70	132	42	41	1
Anlagen mit SNCR	200	341	154	150	28

*) Bezogen auf trockenes Rauchgas, Normbedingungen, 11 Vol.-% O_2-Gehalt, in [mg/Nm³].

3.2 PCDD/F

Ebenfalls wesentlich für die Reduktion von Luftemissionen ist die Einhaltung der gemäß IED Artikel 50 vorgeschriebenen Betriebsbedingungen, da diese die Minderung organischer Schadstoffe sicherstellen und auch der Neubildung von polychlorierten Dioxinen und Furanen (PCDD/F) entgegenwirken. Für die quantitative Bestimmung von PCDD/F existiert eine europäische Norm (ÖNORM EN 1948, „Emissionen aus stationären Quellen – Bestimmung der Massenkonzentration von PCDD/PCDF und dioxin-ähnlichen PCB“, Teil 1 - 3), die eine Probenahmedauer von 6 - 8 Stunden vorsieht. Eine quasi-kontinuierliche Überwachung von PCDD/F-Emissionen in die Luft findet in einigen österreichischen Verbrennungsanlagen Anwendung.

3.3 Quecksilber

Einen weiteren für die Abfallverbrennung besonders relevanten Luftschadstoff stellt Quecksil-ber dar, das in zahlreichen Abfällen, die zur Verbrennung gelangen, enthalten ist. Im Rauchgas der Verbrennung liegt Quecksilber überwiegend in Form von Hg(II)-Verbindungen vor, die mittels Nasswäscher aus dem Rauchgas entfernt werden können. In elementarer Form vorliegendes Quecksilber kann z.B. durch Trockensorption mittels aktivkokshaltigen Adsorbentien am Gewebefilter oder mit Hilfe eines endständigen Aktivkoks-Festbettadsorbers abgeschieden werden. Für die Hg-Messung stehen kontinuierliche Messmethoden in ausreichender Empfindlichkeit, z.B. mit einem nach QAL1 zertifizierten Messbereich von 0 - 10 µg/m3 (Qal1.de 2016), zur Verfügung.

Tab. 4: Hg-Emissionen ausgewählter österreichischer Abfallverbrennungsanlagen, Datenbasis sind Halbstundenmittelwerte (HMW) unter normalen Betriebsbedingungen im Jahr 2014 (Betreiberdaten; Auswertungen: Umweltbundesamt).

Anlage	Hg-Grenzwert [µg/Nm³] *	Max. Wert *	Hg-Beurteilungswerte [µg/Nm³] * - HMW 97 %-	95 %-Perzentil *	Min. Wert *
Anlage 1	50	64	12	9	< 1
Anlage 2	20	27	13	12	< 1
Anlage 3	50	0,00022	0,000000	0,000000	0,000000

Anlage 1: mit Aktivkoks-Trockensorption und Nasswäscher.
Anlage 2: mit halbtrockenem Verfahren und Aktivkoks-Festbettadsorber.
Anlage 3: mit Nasswäscher und sehr groß dimensioniertem Aktivkoks-Festbettadsorber.

*) Bezogen auf trockenes Rauchgas, Normbedingungen, 11 Vol.-% O_2-Gehalt, in [µg/Nm³].

3.4 Benzo(a)pyren, PAK, PCB

Die Industrieemissionsrichtlinie schreibt keine Emissionsgrenzwerte für polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK) einschließlich Benzo(a)pyren bzw. für polychlorierte Biphenyle (PCB) vor. Auch enthält das aktuelle BREF WI (2006) keine BAT-AELs für diese Luftschadstoffe, Kapitel 5 des BREF WI weist jedoch darauf hin, dass Minderungstechnologien, für PCDD/F-Emissionen auch die Freisetzung von Benzo(a)pyren, PAK und PCB reduzieren. Da diese Schadstoffe persistent, bioakkumulierend und toxisch sind, müssen einzelne österreichis-

che Abfallverbrennungsanlagen bereits Luftemissionsgrenzwerte für diese Schadstoffe einhalten. Österreich unterstützt eine Datenerhebung und Festschreibung von BAT-AELs für diese Luftschadstoffe. Aktuelle Messdaten finden sich sind in (Stoiber 2014).

3.5 Wasseremissionen

Die überwiegende Mehrzahl der österreichischen Abfallverbrennungsanlagen verfügt über eine nasse Rauchgasreinigung. Ausnahmen bilden die Anlagen KRV Arnoldstein und MVA Zistersdorf, in denen halbtrockene bzw. trockene Rauchgasreinigungsanlagen installiert sind. Kommt ein Nassverfahren zur Anwendung, so werden über den Wasserpfad im Wesentlichen dieselben Schadstoffe emittiert wie über das Rauchgas. In den Genehmigungsbescheiden zahlreicher österreichischer Abfallverbrennungsanlagen wird dem dadurch Rechnung getragen, dass eine breite Vielzahl an Schadstoffen in den Abwässern überwacht werden muss.

Zur Überwachung der Wasseremissionen sind nicht abgesetzte homogenisierte, durchflussproportionale Tagesmischproben heranzuziehen. Für die Einhaltung der Grenzwerte für Wasseremissionen gemäß AEV Verbrennungsgas gelangt die sog. „4 von 5 Regel“ zur Anwendung. Diese besagt, dass eine Emissionsbegrenzung dann als eingehalten gilt, wenn bei fünf aufeinander folgenden Messungen vier Messwerte nicht größer sind als die Emissionsbegrenzung und nur ein Messwert die Emissionsbegrenzung um nicht mehr als 50 % überschreitet.

Tab. 5: Vergleich von BAT-AELs und unterschiedlichen Grenzwerten für Wasseremissionen.

Parameter	BAT-Bereich (BREF WI, 2006)	IED-Grenzwert (RL 2010/75/EU)	Grenzwert der österr. AEV Verbrennungsgas	Bescheidgrenzwerte ausgewählter österreichischer Abfallverbrennungsanlagen für Wasseremissionen		
				Anlage 1	Anlage 2	Anlage 3
	[mg/l*]	[mg/l]*	[mg/l]*	[mg/l]*	[mg/l]*	[mg/l]*
Suspend. Feststoffe	10 - 30 (95 %) 10 - 45 (100 %)	30 (95 %) 45 (100 %)	30	30	30	30
CSB	50 - 250	-	90 [a) d)] - [b)]	-	-	90
pH	pH 6,5 – pH 11	-	pH 6,5 – 8,5 [a)] pH 6,5 – 9,5 [b)]	-	-	-
Hg**	0,001 – 0,03	0,03	0,01	0,01	0,01	0,01
Cd**	0,01 – 0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05
Tl**	0,01 – 0,05	0,05	0,05	0,05	0,1	0,05
As**	0,01 – 0,15	0,15	0,1	0,1	0,1	0,1
Pb**	0,01 – 0,1	0,2	0,1	0,1	0,1	0,1
Cr**	0,01 – 0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5
Cu**	0,01 – 0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5
Ni**	0,01 – 0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5
Zn**	0,01 – 1,0	1,5	1,0	1,0	1,0	1,0
Sb**	0,005 – 0,85	-	0,2	0,2	-	0,2
Co**	0,005 – 0,05	-	0,5	0,5	-	0,5
Mn**	0,02 – 0,2	-	1,0	1,0	-	1,0
V**	0,03 – 0,5	-	0,5	0,5	-	0,5
Sn**	0,02 – 0,5	-	0,5	0,5	-	0,5
PCDD/F	0,01 – 0,1 [ng TEQ/l]	0,3 [ng TEQ/l]	0,3 [ng TEQ/l]	0,3 [ng TEQ/l]	0,3 [ng TEQ/l]	0,3 [ng TEQ/l]
Ammonium	-	-	10	10	10	10
Chlorid	-	-	-	-	-	31.775
Fluorid	-	-	20	20	20	20
Cyanid	-	-	0,1	0,1	-	0,1
Sulfid	-	-	0,2	0,2	-	0,2
Sulfit	-	-	20	20	-	20
Sulfat	-	-	2.500 [a)] - [b) c)]	-	2.500	2.500
EOX (als Cl)	-	-	0,1	0,1	0,1	0,1

Die Fortsetzung der Tabelle 5 finden Sie auf der nächsten Seite.

Fortsetzung Tabelle 5.

Phenol-index	-	-	0,3	0,3	-	0,3
Phosphor			2,0 [a)] - [b)]	-	-	2
TOC (als C)	-	-	30 [a) e)] - [b)]	-	30	30
TN_b (als N)	-	-	-	-	-	50

*) Mit Ausnahme von PCDD/F, das in [ng TEQ/l] angegeben wird.
**) Inkl. seine Verbindungen, ausgedrückt als Element.
a) Für die Einleitung in Fließgewässer.
b) Für die Einleitung in eine öffentliche Kanalisation.
c) Ist im Einzelfall gemäß ÖNORM B 6503 festzulegen.
d) Bei Einsatz von ungebranntem Kalkstein in der Gaswäsche 150 mg/l.
e) Bei Einsatz von ungebranntem Kalkstein in der Gaswäsche 50 mg/l.

Die gemessenen Emissionen der in Tab. 1 angeführten Anlagen liegen beispielsweise für Hg im Bereich von 0,0002 - 0,0008 mg/l und für PCDD/F im Bereich von 0,001 - 0,006 ng/l.

3.6 Energienutzung

Vor dem Hintergrund der Klimaerwärmung und der notwendigen Reduktion der Emission von Treibhausgasen kommt der Energienutzung aus der Abfallverbrennung besondere Bedeutung zu, da diese zur Einsparung geogener Energieträger mit beitragen kann. Hohe Energieeffizienz ist dabei ebenso wichtig wie optimierte Möglichkeiten zur Energienutzung. Die Wahl des Anlagenstandorts und dort verfügbaren Abnehmern für Strom/Wärme sollte bereits in der Planungsphase verstärkt berücksichtigt werden. Aus Betreibersicht sind möglichst hohe Erlöse für Energielieferungen anzustreben, da sie neben dem Gate fee wesentlich zu einem kostendeckenden Betrieb der Abfallverbrennungsanlage beitragen können. Hohe Energienutzungsgrade können insbesondere in unmittelbarer Nähe zu Industriestandorten mit hohem Wärmebedarf oder in Ballungsräumen (Auskopplung von Fernwärme) erreicht werden. Aufgrund der jeweiligen Brennstoffnutzungsgrade sollte der Kraft-Wärme-Kopplung der Vorzug gegeben werden, gefolgt von reiner Wärmelieferung bzw. reiner Verstromung. Wenn während der Sommermonate der Bedarf an Raumwärmebereitstellung zurückgeht, kann die Energienutzung aus der Abfallverbrennung in Ballungsräumen, die über eine entsprechende Infrastruktur verfügen, durch die Bereitstellung von Fernkälte erhöht werden, wie dies z.B. in Wien der Fall ist. An einzelnen Anlagenstandorten stehen keine Abnehmer von Fernwärme oder Prozessdampf zur Verfügung. In diesen Fällen sollte die reine Verstromung zumindest mit möglichst hohen elektrischen Wirkungsgraden betrieben werden.

LITERATUR

BAWP (2011) *Österreichischer Bundesabfallwirtschaftsplan.* www.bundesabfallwirtschaftsplan.at. Letzer Zugriff 04.09.2016.

BMLFUW (2014) Stoiber, H. (2014) *Bericht des BMLFUW über Verbrennungs- und Mitverbrennungsanlagen gemäß § 18 AVV* (Berichtsjahr 2013). Wien, Österreich. BMLFUW Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, http://www.bmlfuw.gv.at/greentec/abfall-ressourcen/behandlung-verwertung/behandlung-thermisch/avvbericht.html.

Qal1.de (2016) http://www.qal1.de/15267/0000035015_02_sick_Mercem300z_de.pdf. Letzer Zugriff 04.09.2016.

Stoiber, H. (2016) Impulse zur Novellierung des BVT-Merkblatts aus Österreich. Beitrag im Tagungsband. Berlin, Deutschland: *Berliner Abfallwirtschafts- und Energietagung*, 25.-26.01.2016.

Umweltbundesamt (2002) Stubenvoll, J., Böhmer, S. & Szednyj, I. (2002) S*tand der Technik bei Abfallverbrennungsanlagen.* Wien, Österreich: Umweltbundesamt, ISBN 3-902 338-13-X.

Umweltbundesamt (2007) Böhmer, S., Kügler, I., Stoiber, H. & Walter, B. (2007) *Abfallverbrennung in Österreich* – Statusberich 2006. Wien, Österreich: Umweltbundesamt, Report REP-0113.

Erfahrungen im Vollzug der Recycling-Baustoffverordnung

J. Mitterwallner & W. Himmel
Amt der Steiermärkischen Landesregierung, Abteilung 14 - Referat Abfallwirtschaft und Nachhaltigkeit, Graz, Österreich

KURZFASSUNG: Mit 1. Jänner 2016 ist die Recycling-Baustoffverordnung in Kraft getreten, die wesentliche Änderungen im Umgang mit Bau- und Abbruchabfällen mit sich gebracht hat. Die Abteilung 14 – Referat Abfallwirtschaft und Nachhaltigkeit – hat im Behördenauftrag im ersten Halbjahr 2016 gezielte Baustellenkontrollen durchgeführt und dadurch Einblick in die Umsetzung der Verordnungsinhalte durch Bauwirtschaft bzw. Baubehörden erhalten. Als wichtigste Erkenntnis aus den Kontrollen kann angeführt werden, dass sich Baubehörden ihrer Schlüsselrolle bei der Erlassung der Abbruchbescheide nicht bewusst sind. Durch die Negierung von Verordnungsvorgaben bei der Erstellung von Abbruchbescheiden fehlt auch den eigentlichen Zielgruppen der Verordnung, den Bauherrn und Abbruchunternehmen, die notwendige Sensibilisierung für abfallwirtschaftliche Themen bei der Abbruchplanung und -ausführung. Als zweite wichtige Erkenntnis kann angeführt werden, dass zentrale Bestimmungen der Verordnung, wie verwertungsorientierter Rückbau und Trennpflicht sehr offen geregelt sind und die Nichtbeachtung dieser Bestimmungen durch den Normunterworfenen im Verwaltungsstrafverfahren nur schwer zu ahnden ist.

1 EINLEITUNG

Am 29. Juni 2015 wurde die Recycling-Baustoffverordnung kundgemacht. Damit sind im Hinblick auf die Durchführung von Gebäudeabbrüchen bzw. auf die Herstellung von Recycling-Baustoffen aus mineralischen Abbruchmaterialien mit 1. Jänner 2016 völlig neue Regelungen in Kraft getreten. Erstmals ist es möglich, für Recycling-Baustoffe bestimmter Qualitäten, ein vorzeitiges Abfallende zu erreichen. Die neue Verordnung enthält detaillierte Bestimmungen zu Gewinnung, Aufbereitung und Einsatz von mineralischen Abbruchabfällen, beginnend bei der Abbruchplanung bis hin zum Einbau der Recycling-Baustoff-Produkte. Eckpunkte der Verordnung sind die verpflichtende Schad- und Störstoff-Erkundung vor dem Abbruch, die Verpflichtung zur Erstellung eines Rückbaukonzeptes sowie die Anforderungen an die Qualitätssicherung bei der Aufbereitung der mineralischen Baurestmassen. Darüber hinaus greift die neue Verordnung indirekt ins Baurecht der jeweiligen Landesgesetze ein.

Ein weiteres Regelungsfeld der Verordnung betrifft die Herstellung und den Einsatz von LD-Schlacke-Baustoffen, welches bereits mit dem Tag der Verordnungskundmachung wirksam wurde. Die Regelungen zum Einsatz von Stahlwerksschlacken haben bereits im Vorfeld der Kundmachung der Recycling-Baustoffverordnung zu kontroversen Diskussionen geführt, insbesondere im Bundesland Steiermark, das von der Stahlindustrie besonders geprägt ist. Durch die Ausklammerung der Elektroofenschlacken aus der Verordnung ist die Verwertung dieses bedeutsamen Abfallstromes beinahe zum Erliegen gekommen.

Im Zuge von Behördenverfahren, ist es u.a. Aufgabe der Abteilung 14, die Einhaltung der Verordnungsvorgaben durch die Normunterworfenen bestmöglich zu kontrollieren. In der Verordnung nicht klar formulierte Kontrollmechanismen zeigen bereits im ersten Halbjahr 2016 Probleme im praktischen Vollzug.

Um die Branche bei der Umsetzung der neuen Bestimmungen optimal zu unterstützen wurden von der Abteilung 14 rechtzeitig Maßnahmen, wie z.B. die Adaptierung des steirischen Baurestmassenleitfadens (www.baurestmassen.steiermark.at), gesetzt. Weiters werden in gemeinsamen Bemühungen mit der Abteilung 13 – Referat Bau- und Raumordnung – die steirischen Gemeinden für die Berücksichtigung der Verordnungsinhalte, im Zusammenhang mit der Erstellung von Abbruchbescheiden, sensibilisiert.

2 ADAPTIERUNG DES STEIRISCHEN BAURESTMASSENLEITFADENS

Im Jahr 2012 wurde der steirische Baurestmassenleitfaden, ein Gemeinschaftsprojekt der Abteilung 14 – Referat Abfallwirtschaft und Nachhaltigkeit –, der Landesinnung Bau, der Ziviltechnikerkammer, der Fachgruppe Entsorgungs- und Ressourcenmanagement und des Zollamtes Graz, im Rahmen einer Informationsveranstaltung im Europasaal der Wirtschaftskammer Steiermark, in Graz, der Öffentlichkeit erstmals präsentiert. Dieser Online-Leitfaden stellt Informationen rund um das Thema „Richtiger Umgang mit Bau- und Abbruchabfällen“ in einfacher und verständlicher Sprache, insbesondere für die Zielgruppen Bauherr, Baubehörde, Planer, Bau- und Abbruchunternehmen, sowie Recycler und Deponiebetreiber zur Verfügung. Nach der Kundmachung der Recycling-Baustoffverordnung im Juni 2015 wurde der Leitfaden rechtzeitig vor dem Inkrafttreten der Verordnung am 1.1.2016 aktualisiert und der Branche am 11. November 2015 im Europasaal der Wirtschaftskammer Steiermark vorgestellt.

Bereits bei der Einarbeitung der Inhalte der Recycling-Baustoffverordnung in den Leitfaden im Jahr 2015 wurde klar, dass bestimmte Fragen zur ordnungsgemäßen Umsetzung der neuen Vorgaben im Zuge von Bau- und Abbruchtätigkeiten nur unklar beantwortet werden können. So zeichnete sich beispielsweise schnell ab, dass die Rolle der Baubehörden im Zusammenspiel mit den Abfallbehörden undefiniert bleibt. Dies führte dazu, dass sich Baubehörden von der neuen Verordnung nicht angesprochen fühlten und eine Berücksichtigung der Verordnungsinhalte im Zuge der Erstellung von Abbruchbescheiden abgelehnt wurde. Nach intensiven Bemühungen, gemeinsam mit der Abteilung 13 – Referat Bau- und Raumordnung – konnte die diesbezügliche Betroffenheit der Baubehörden geweckt werden und finden sich mittlerweile in vielen Abbruchbescheiden zumindest Hinweise auf relevante Bestimmungen der Recycling-Baustoffverordnung. Den Baubehörden werden in diesem Zusammenhang Auflagenvorschläge und Erläuterungen im Steirischen Baurestmassenleitfaden angeboten.

3 VOLLZUGSERFAHRUNGEN IM ERSTEN HALBJAHR 2016

Im Vollzug der Recycling-Baustoffverordnung ist die Abteilung 14 – Referat Abfallwirtschaft und Nachhaltigkeit – vor allem gutachterlich im Rahmen des Sachverständigendienstes für die Behörden im Einsatz. Eine weitere Rolle im Vollzug kommt der Abteilung 14 im Bereich der Öffentlichkeitsarbeit zu. Häufigste Auslöser für Baustellenüberprüfungen durch die Abteilung 14 sind Anzeigen, welche meist von Nachbarn des Bautätigen oder vom Mitbewerb bei der Behörde (Bezirksverwaltungsbehörde, Landeshauptmann) eingebracht werden. Routinemäßige Kontrollen nach Bezirken sind derzeit nicht vorgesehen und aufgrund der angespannten Personalsituation auch gar nicht möglich.

3.1 Erfahrungen auf den Baustellen

Die Erfahrungen aus Baustellenkontrollen und telefonischer Beratungstätigkeit können in Bezug auf die Abbruchunternehmen wie folgt kategorisiert werden.

- Abbruchunternehmen sind über neue Bestimmungen absolut uninformiert, arbeiten so wie bisher,
- Abbruchunternehmen versuchen formelle Vorgaben der Verordnung einzuhalten, Abbruchpraxis spiegelt allerdings die dokumentierten Vorgaben nicht wieder,
- Abbruchunternehmen bemühen sich verordnungskonform zu handeln, verlieren dadurch oftmals Aufträge an Unternehmen der ersten beiden Kategorien.

Einleitend ist anzuführen, dass ein Großteil der im ersten Halbjahr 2016 durchgeführten Abbrüche bereits im Jahr 2015 baubehördlich genehmigt wurde und daher die Recycling-Baustoffverordnung aufgrund der Übergangsbestimmungen nur bedingt anzuwenden war. So entfiel für diese Abbrüche beispielsweise die verpflichtende Schad- und Störstofferkundung sowie die Erstellung eines Rückbaukonzeptes.

Die häufigsten Beanstandungen im Zuge der Kontrollen betraf die mangelnde Einhaltung der Vor-Ort-Trennverpflichtung für die anfallenden Abbruchfraktionen. Eine relativ hohe Sensibilität in der Bauwirtschaft besteht lediglich für die Trennung von gefährlichen Abfällen (z.B. Asbestzement). Die mangelhafte Trennung der sonstigen Abbruchmaterialien vor Ort wird seitens der Abbruchunternehmen damit gerechtfertigt, dass die Trennung in nachgeschalteten mobilen oder stationären Anlagen erfolgt und der Anreiz hochreine Recycling-Baustoffe zu produzieren gering sei, da auch beste Qualitäten an Recycling-Baustoffen nur schwer am Markt unterzubringen seien, der Aufwand diese Qualitäten zu erreichen, jedoch ungleich höher sei.

Aus Sicht der Abteilung 14 hat sich diesbezüglich gezeigt, dass es auf Basis der bestehenden Regelungen im § 6 der Recycling-Baustoffverordnung (Trennpflicht) sehr schwierig ist, eine fachlich als unzureichend beurteilte Baurestmassentrennung in einen rechtlichen Straftatbestand zu münzen.

Abb. 1: Unkontrollierter Abbruch im August 2016.

3.1.1 Verwirrung um Anforderungen an rückbaukundige Person

Gem. Begriffsbestimmungen der Recycling-Baustoffverordnung ist eine „rückbaukundige Per-son“ eine natürliche Person, die eine bautechnische oder chemische Ausbildung besitzt und Kenntnisse über Abbrucharbeiten, Abfall- und Bauchemie und Abfallrecht (insbesondere das AWG 2002, die Abfallverzeichnisverordnung, BGBl.II Nr.570/2003, die Deponieverordnung 2008 (DVO 2008), BGBl.II Nr.39/2008, und diese Verordnung) aufweist (BMLFUW 2015). In den Erläuterungen zur Recycling-Baustoffverordnung wurde ursprünglich diesbezüglich der Besuch einer mindestens 2-tägigen Schulung, welche mit einer Prüfung abzuschließen ist, gefordert.

Nachdem sämtliche Kurse zu Jahresbeginn ausgebucht waren und viele, jahrzehntelang in der Branche tätige Personen ihren Unmut über eine verpflichtende zusätzliche Ausbildung äußerten, wurden in den Erläuterungen vom Februar 2016 die Anforderungen an die rückbaukundige Person weit zurückgenommen, und bestehen nunmehr bei Vorliegen entsprechender Kenntnisse keinerlei Verpflichtungen für einen Kursbesuch oder eine Prüfung.

Abfallwirtschaftliche Kontrollen haben gezeigt, dass die Erstellung der vorbereitenden Abbruchdokumente (Rückbaukonzept, Schad- und Störstofferkundung) nunmehr an Personen innerhalb der Bau- bzw. Abbruchfirmen übertragen werden, welche über keinerlei abfallwirtschaftliche Ausbildung verfügen und viele der erstellten Dokumente mit der Abbruchpraxis in keiner Weise übereinstimmen (vgl. Kategorie 2 der Abbruchunternehmen).

3.2 Erfahrungen im Bereich der Gemeinden

Im Dezember 2015 wurden die steirischen Gemeinden durch ein Schreiben der Abteilung 13 – Referat Bau- und Raumordnung – dazu aufgefordert, die baubehördlich relevanten Inhalte der Recycling-Baustoffverordnung bei der Erstellung der Abbruchbescheide zu berücksichtigen und ab Jänner 2016 alle ausgestellten Abbruchbescheide in Kopie an die Abteilung 14 – Referat Abfallwirtschaft und Nachhaltigkeit – zu übermitteln. Dieser Aufforderung ist die Mehrzahl der steirischen Gemeinden entweder nur bedingt nachgekommen, oder es ist durch die vorzeitige Ausstellung von Abbruchgenehmigungen im Jahr 2015 zu einem signifikanten Rückgang der Abbruchgenehmigungen im Jahr 2016 gekommen, sind doch bisher lediglich ein Dutzend an Bescheiden in der Abteilung 14 eingetroffen.

Ein Vergleich dieser Abbruchbescheide zeigt klar, wie unterschiedlich sich die jeweiligen Baubehörden mit den neuen Anforderungen der Recycling-Baustoffverordnung auseinandersetzen. In einigen Bescheiden wurden beispielsweise die Auflagenvorschläge des Steirischen Baurestmassenleitfadens sehr gut angenommen und finden sich in den Bescheiden diverse Hinweise auf abfallwirtschaftliche Belange im Zusammenhang mit dem Abbruch. Andere Baubehörden ignorieren die neuen Bestimmungen konsequent bzw. zitieren beispielsweise nach wie vor die alte Baurestmassentrennverordnung, welche bereits mit Beginn des Jahres 2016 außer Kraft getreten ist.

4 SCHLUSSFOLGERUNGEN UND AUSBLICK

Die bisher durchgeführten Baustellenkontrollen und Beratungsgespräche haben gezeigt, dass eine flächendeckende Umsetzung des verwertungsorientierten Rückbaues trotz umfassender Bestimmungen in der Recycling-Baustoffverordnung nicht gewährleistet ist. Durch das Fehlen entsprechend klarer Kontrollmechanismen in der Verordnung, tun sich auch die zuständigen Landesdienststellen schwer, Verstöße gegen Rückbau- und Trennverpflichtungen zu ahnden. Dadurch gehen Sekundärrohstoffe für hochwertige Recycling-Produkte verloren und werden weiterhin minderwertige Qualitäten an Recycling-Baustoffen in großem Ausmaß produziert. Auch die in Aussicht gestellte Novelle der Recycling-Baustoffverordnung lässt diesbezüglich keine Verbesserung erwarten.

Aus Sicht der Abteilung 14 wären im Zuge einer zukünftigen Novellierung der Verordnung, die Baubehörden klar als Verpflichtete zu benennen und ein dem Bautempo angepasstes Kontrollregime in die Verordnung zu integrieren.

LITERATUR

Bundesminister für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft (BMLFUW) (2015) *Recycling-Baustoffverordnung*. BGBl. 181/2015.

Verwendung von Tunnelausbruchmaterial – Die neue Richtlinie der Österreichischen Bautechnik Vereinigung

R. Galler
Montanuniversität Leoben, Lehrstuhl für Subsurface Engineering – Geotechnik und Untertagebau, Leoben, Österreich

KURZFASSUNG: Das Bauwesen ist im globalen Kontext einer der wichtigsten Sektoren hinsichtlich ökonomischer, ökologischer und soziokultureller Auswirkungen. So hat das Bauwesen sowohl in den meisten Volkswirtschaften als auch global einen wesentlichen Anteil am Bruttoinlandsprodukt, hat einen Anteil von rund 40 % des globalen Energiebedarfs und einen Anteil am Abfallaufkommen von über 50 %. (UNEP SBCI 2009) Tunnelausbruchmaterial und dessen möglichst hochwertige und vollständige Verwertung stellt daher einen wichtigen Beitrag zur Gestaltung eines zukunftsfähigen Wirtschaftssystems durch Steigerung von Effizienz und Effektivität dar. Am 16. Oktober 2015 konnte nach optimaler Zusammenarbeit aller Beteiligten eines von der FGG geförderten Forschungsprojektes zur Ressourceneffizienz im Tunnelbau und unter intensiver Mitarbeit des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft von der Österreichischen Bautechnik Vereinigung die neue Richtlinie „Verwendung von Tunnelausbruch“ vorgestellt und herausgegeben werden. Diese Richtlinie stellt einen ersten Schritt in Richtung ROHSTOFF statt ABFALL im Fachbereich des Untertagebaus dar; weitere Schritte in Richtung einer Verordnung sollen folgen.

1 EINLEITUNG

Der uneingeschränkte Zugang zu Sand-, Kies- und Lagerstätten für Industrieminerale wird durch vielseitige Oberflächennutzung und restriktiver werdende Umweltauflagen zukünftig erschwert möglich sein.

Das insbesondere bei Tunnelprojekten anfallende Ausbruchmaterial stellt mengenmäßig einen erheblichen Abfallstrom dar. Gleichzeitig ist festzustellen, dass sich im unmittelbaren Nahbereich der Tunnelprojekte oftmals Betriebe ansiedeln, die mineralische Rohstoffe produzieren, welche, lithologisch betrachtet, mit dem Ausbruchmaterial im Tunnelvortrieb übereinstimmen. Es zeigt sich, dass die unterschiedliche Handhabung von Ausbruchmaterial aus dem Tunnelbau und dem Produkt aus dem Mineralrohstoffbetrieb vielfach nicht durch technische Parameter sondern vielmehr durch die unterschiedliche rechtliche Einstufung begründet ist. Kernziel der Zukunft muss eine möglichst hochwertige Verwertung von Ausbruchmaterial aus dem Tunnelbau sein, mit welcher die Abfallvermeidung, die mit der Abfallrahmenrichtlinie 2008/98/EG 2010 an Gewicht gewonnen hat, entsprechend verbessert wird. Durch die Verwendung von Ausbruchsmaterial für die Betonproduktion vor Ort werden Fahrbewegungen für An- und Abtransport von Materialien gespart, was in weiterer Folge zu entsprechender CO_2-Einsparung, Schonung der Rohstoffreserven und zu einer Reduktion der Deponieflächen führt. Ökonomisch betrachtet, gilt es nachzuweisen, dass das Ausbruchmaterial dem Bedarf an mineralischen Rohstoffen gerecht wird und die Wirtschaftlichkeit der Aufbereitung gegeben ist. Zur Erreichung höherer Verwertungsquoten von Ausbruchmaterial wird ferner eine digitale Aufbereitung vorhandener Daten und die Zugänglichmachung ausgewählter Informationen für einen breiten Interessentenkreis von hoher Priorität sein. Dadurch wird eine Wertschöpfungskette initialisiert, die weit über die Baubranche hinausgeht und ein Upcycling ermöglicht.

2 UNTERSUCHUNGSPHASEN, DEREN ZIELE UND UMFANG

2.1 Vorstudie

In dieser Phase sind aus Sicht der Ressourceneffizienz geologische Karten, der geochemische Atlas, Ergebnisse von Untergrunderkundungen, vorhandene Gutachten im Projektgebiet sowie Aufschlüsse aus Geländebegehungen zu sichten.

2.2 Voruntersuchungen

Aus ressourcenschonender Sicht ist eine Grobbeurteilung möglicher zweckmäßiger stofflicher Verwertungen durchzuführen und als Längenschnitt darzustellen. Dabei sind auch etwaige anthropogene und geogene Belastungen zu berücksichtigen.

2.3 Hauptuntersuchungen

Grundlage für die Hauptuntersuchung ist eine ausgewählte Tunneltrasse, welche im Zuge der fortschreitenden Tunnelplanung zunehmend konkretisiert werden. In der Regel wird die Hauptuntersuchung in zwei Untersuchungsphasen gegliedert.

Aus der Phase A der Hauptuntersuchung soll ein geologisches Modell inklusive der Angaben zur grundsätzlichen Verwertbarkeit des Ausbruchmaterials hervorgehen. Eine mögliche Verwertung auch außerhalb des Baustellenbereiches sollte dabei beachtet werden. Dabei muss auch der Einfluss des geplanten Vortriebsverfahrens abgeschätzt werden. Die Ergebnisse hinsichtlich Verwertung sollten in einem Bericht mit grafischen Unterlagen zusammenfassend aufbereitet dargestellt werden. Hierzu dienen beispielsweise Längenschnitte mit Verwendungsklassen (siehe Abb. 1).

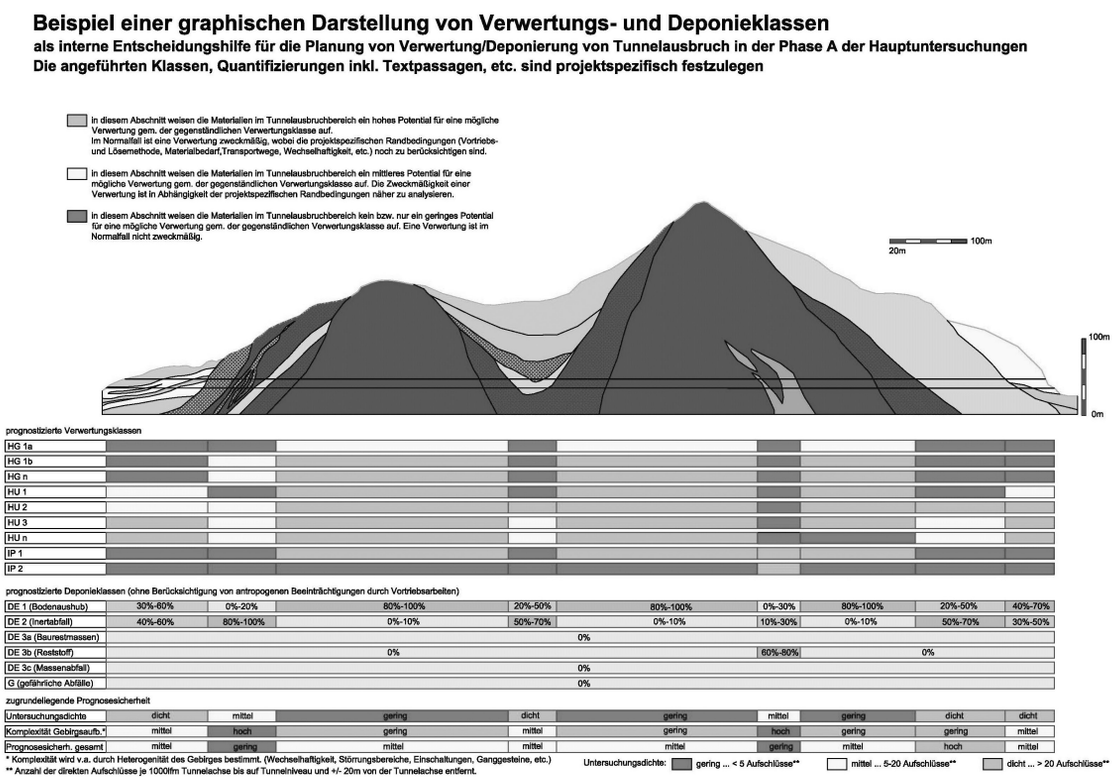


Abb. 1: Beispiel eines Längenschnitts mit Verwendungsklassen (Phase A) (ÖBV-Richtlinie 2015).

In der Phase B erfolgt eine Aktualisierung aller für die Ausschreibung relevanten Daten aus dem Blickwinkel der angedachten Verwertungen. Ferner ist eine Fortschreibung und Detaillierung des Längenschnittes der Verwertungs- und Deponieklassen inklusive Massen- und Prozentangaben als Grundlage zur Erstellung der Ausschreibungsunterlagen durchzuführen. Zu berücksichtigen

ist, dass die geochemischen Eigenschaften des Ausbruchsmaterials durch die Vortriebsarbeiten beeinflusst werden können.

2.3.1 Stoffeintrag beim NATM-Vortrieb (Resch 2012)

Durch Eluatversuche am Ausbruchmaterial konnte festgestellt werden, dass durch den Sprengvortrieb lösliche Anteile an Nitrat (NO3-), Nitrit (NO2-), und Ammonium (NH4+) in das Ausbruchmaterial eingetragen werden. Dabei ergaben sich typischerweise folgende Messergebnisse:

- Nitrat (NO3-):6,0 bis 15,0 g-N/Tonne Ausbruch,
- Nitrit (NO2-):1,0 bis 2,4 g-N/Tonne Ausbruch,
- Ammonium (NH4+):0,2 bis 3,3 g-N/Tonne Ausbruch.

2.3.2 Stoffeintrag beim maschinellen Vortrieb (Resch 2012)

Im Maschinenbereich kann es zum Eintrag von Ölen, Fetten und Treibstoffen in das Ausbruchmaterial kommen. Beim maschinellen Vortrieb im Lockergestein können Veränderungen der Eigenschaften des Ausbruchmaterials durch Zugabe von Konditionierungsmitteln bedingt werden.

3 VERWENDUNGSMÖGLICHKEITEN UND ANFORDERUNGEN AN AUSBRUCHMATERIAL ALS MINERALISCHER ROHSTOFF – EXEMPLARISCH (ÖBV-RICHTLINIE 2015), (RESCH 2012)

3.1 Gesteinskörnungen für Betonproduktion

Während karbonatische Lithologien bei entsprechender Qualität wenig Unterschiede in der Verwendung im Vergleich zu gängigen Steinbruchmaterialien aufweisen, erfordern kristalline Lithologien wegen des hohen Schichtsilikatgehaltes und der daraus meist bedingten starken Schieferung entsprechende Konzepte für die Materialaufbereitung und Betontechnik. Aus einem Forschungsvorhaben der österreichischen FFG haben sich Gesteinskörnungen mit nicht quellfähigen Schichtsilikatgehalten bis 35 Massen-% als geeignet erwiesen, wobei die Massen-% Bestimmung unter Zugrundelegung des Formtrenntisches durchgeführt wurde. In Abhängigkeit von der Art der vorkommenden Schichtsilikate können auch davon abweichende Grenzwerte versuchstechnisch festgelegt werden. Empfohlen wird in der Phase der Hauptuntersuchung Großversuche mit einer Probemenge von ca. 30 Tonnen zur Materialaufbereitung durchzuführen.

3.2 Gesteinskörnungen für hydraulisch gebundene Ringspaltverfüllung

Bei Schildvortrieben wird meist der gesamte Ringspalt mit Zementmörtel verpresst. In Abhängigkeit vom Bauverfahren, der Logistik und der Pumpweite sowie den Aufgaben, die von der Ringspaltverfüllung übernommen werden sollen, ergeben sich die Anforderungen an das zum Einsatz kommende Tunnelausbruchmaterial.

3.3 Gesteinskörnungen für Tragschichten

Die Verwertung von Ausbruchmaterial als ungebundene Tragschicht stellt Anforderungen an das Gesteinskorn selbst sowie an dessen Verdichtbarkeit. Die Gesteinskörnung muss frostbeständig sein, eine ausreichende Verdichtbarkeit aufweisen, im verdichteten Zustand frostsicher sein sowie der mechanischen Beanspruchung beim Einbau und durch den Verkehr standhalten. Bei Gesteinskörnungen für ungebundene sowie hydraulisch gebundene Gemische für den Ingenieur- und Straßenbau sollten beispielsweise im Vorfeld die Korngrößenverteilung, die Kornform, der Widerstand gegen Zertrümmerung und der Widerstand gegen Frost-Taubeanspruchung untersucht werden.

3.4 Gesteinskörnungen für Schüttmaterialien und Untergrundverfüllungen

Tunnelausbruchmaterial, dass als Untergrundverfüllung verwertet werden soll, muss auf Basis einer grundlegenden Charakterisierung gemäß Deponieverordnung 2008 die Qualitätsklasse A2 einhalten. Eine Untergrundverfüllung mit Tunnelausbruchmaterial der Qualitätsklasse BA ist nur in Bereichen vergleichbarer geogener Belastungssituation nach Abstimmung mit dem für den Einbau verantwortlichen Bauherrn sowie mit der für den Einbau örtlich zuständigen Abfallbehörde zulässig. Eine direkte Verwertung in und unmittelbar über dem Grundwasser ist ausschließlich mit Material der Qualitätsklasse A2-G zulässig.

3.5 Tunnelausbruchmaterial für industrielle Produktion

Industrieminerale bilden die Grundlage für eine Vielzahl von Wirtschaftszweigen wie zum Beispiel der Bau- und Werkstoff-, Bindemittel-, Eisen- und Stahl-, Feuerfest-, Glas- sowie der Gießerei- und Hüttenindustrie. Zu den wichtigsten in Österreich produzierten Industrieminералen zählen Kalkstein, Magnesit, Dolomit, Gips und Anhydrit, Talk und Leukophyllit, Kaolin, Quarzsand und Ölschiefer. Im Sinne der Ressourceneffizienz kann es nicht das Ziel einer Tunnelbaustelle sein, eine für bestimmte Industrieminerale spezialisierte Aufbereitungsanlage für das Projekt angepasst zu erstellen. Vielmehr soll die Aufbereitung des anfallenden Ausbruchmaterials bei dafür spezialisierten Aufbereitungs- und Industriebetrieben erfolgen.

3.6 Aufbau von Sekundärlagerstätten und Deponierung

Kann das Tunnelausbruchmaterial nicht verwertet werden, muss es deponiert werden.

4 WEBBASIERTE DATENBANK FÜR MINERALISCHE ROHSTOFFE UND TIEFBAUPROJEKTE (ERBEN ET AL. 2015)

Zur Erzielung höherer Verwertungsquoten ist die Zugänglichmachung ausgewählter Informationen für einen breiten Interessentenkreis, der über die Baubranche hinausgeht, erforderlich. Eine möglichst große Reichweite bietet dazu ein webbasiertes Datenbanksystem. Angedacht ist, dass jede Interessensgruppe für konkrete Projekte relevante Informationen über einen Online-Zugang erhält. Diese Datenbank soll in der Erkundungsphase vom Auftraggeber gespeist werden und in späteren Projektphasen in Abhängigkeit vom Bauvertrag entweder weiterhin vom Bauherrn oder vom Auftragnehmer auf neuestem Stand gehalten werden. Ein Teil der Informationen wird erst beim Bau selbst zugänglich, zumal eine geologische Erkundung im Vorfeld niemals die tatsächlichen Verhältnisse im Gebirge vollständig abbilden kann, ganz getreu der jahrhundertealten Weisheit „Vor der Hacke ist es duster“. Die Speisung der Datenbank soll während des Vortriebes selbstständig durch den ständigen Informationsfluss von der Materialanalyseeinheit erfolgen, die die Datenbank hinsichtlich tatsächlicher chemischer, mineralogischer Zusammensetzung, Korngrößenverteilung und Massenstrom aktualisiert.

5 PROTOTYPEN ZUR ECHTZEITANALYSE VON TUNNELAUSBRUCHMATERIAL

Derzeit erfolgt eine Ortsbrustaufnahme und eine grobe Materialansprache am stillgesetzten Förderband nach jedem Hub durch einen Geologen. Demgegenüber können Echtzeitanalysen über moderne Materialanalyseverfahren erfolgen, wie sie in Teilen der Mineralrohstoffindustrie bereits Stand der Technik sind. Die Herausforderung besteht in der Adaption dieser Technologien an die rauen Umgebungsbedingungen des Tunnelbaus und im Speziellen den Einsatz in unmittelbarer Nähe zur Ortsbrust, damit sie auch unter Tage zuverlässig einsatzfähig sind und die Ergebnisse in einer Qualität und Geschwindigkeit zur Verfügung stehen, sodass rasche Entscheidungen hinsichtlich der Verwertbarkeit getroffen werden können. Im Zuge des europäischen Forschungsprojektes DRAGON wurde hierfür ein Prototyp für TBM-Vortriebe entworfen (siehe Abb. 2).

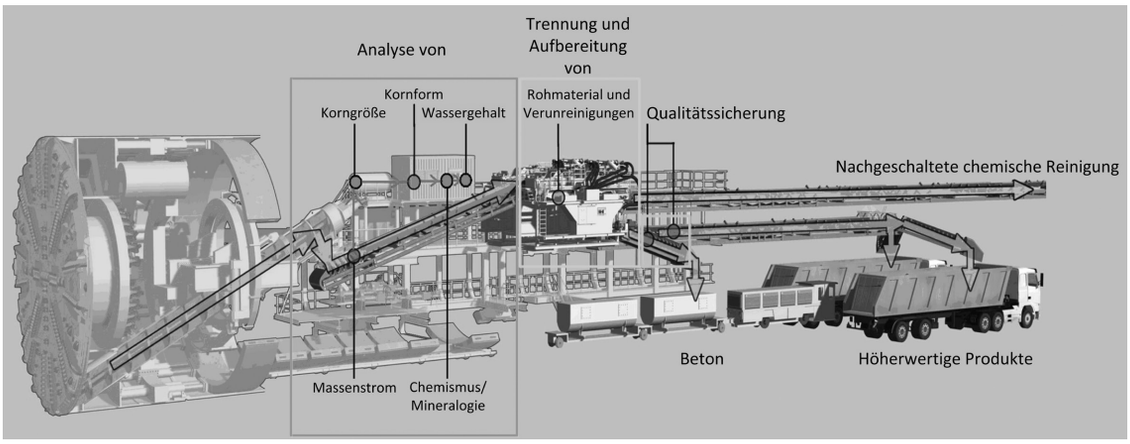


Abb. 2: Entwurf eines Prototyps zur Echtzeitanalyse von Tunnelausbruchmaterial für TBM-Vortriebe (DRAGON).

Im laufenden Forschungsprojekt konnten in der Folge mehrere Prototypen entwickelt, hergestellt und die Online-Analysetechniken erfolgreich getestet werden. Dazu gehören unter anderem die automatisierte Messung der Korngrößenverteilung und der Kornform, des Wassergehaltes und der chemischen und mineralogischen Analyse, die Verknüpfung der Echtzeitmessergebnisse mit einem Datenbanksystem sowie eine Sortiereinheit, um die Funktionstüchtigkeit der Echtzeitmesstechniken zu überprüfen (siehe Abb. 3).

Für die Bestimmung der chemischen Zusammensetzung einer Probe, kann neben der nasschemischen Analyse auch die Laserinduzierte Plasma Spektroskopie (LIPS), die Röntgentransmissionsanalyse (RTA), die Röntgenfluoreszenzanalyse (RFA) und die Prompte-Gamma-Neutronen-Aktivierungs-Analyse (PGNAA) zum Einsatz kommen. Die Mineralogie lässt sich online unter anderem mit Hilfe der Röntgendiffraktometrie (RDA), der UV/VIS-Spektroskopie, der Infrarot-Spektroskopie (IR) und der Laserinduzierten Fluoreszenz (LIF) bestimmen. Der Wassergehalt wird mittels Mikrowellentransmissionsmessung ermittelt, die eine verbreitete und gängige Möglichkeit zur Feuchtemessung in industriellen Prozessen darstellt. Die Kenntnis der Korngrößenverteilung und der Kornform des Tunnelausbruchmaterials ist für die Materialcharakterisierung und dessen Aufbereitbarkeit entscheidend. Für diese Messungen werden optische Systeme eingesetzt, die eine dreidimensionale Vermessung des Ausbruchmaterials ermöglichen. Sämtliche Technologien sind, sofern der Abtransport des Ausbruchmaterials über Förderbänder erfolgt, auch für NATM Vortriebe geeignet.

Abb. 3: Foto des Prototypen bei Herrenknecht AG zur Echtzeitmessung der Korngrößenverteilung, des Wassergehaltes und der chemischen Analyse von Tunnelausbruchmaterial mit angeschlossener Datenbank und Sortiereinheit (Erben et al. 2015), (DRAGON).

6 DANKSAGUNG

Die hier vorgestellten Forschungsergebnisse wurden von der Europäischen Union im Rahmen des 7. Rahmenprogramms unter der Vertragsnummer 308389, Projekt DRAGON, gefördert. Ausdrücklicher Dank gilt ferner allen Forschungspartnern des Projektes DRAGON (www.dragon.eu), namentlich HERRENKNECHT AG, Indutech instruments GmbH, B+G Be-tontechnologie + Materialbewirtschaftung AG, Jacques Burdin Ingenieur Conseil, Thinkstep und PORR Bau GmbH.

LITERATUR

DRAGON – Development of resource-efficient tunnelling technologies, EU-Forschungsprojekt, Grant Agreement Nr. 308389.

Erben, H., Galler, R. & Grechenig, T. (2015) MineralBay – das Portal für mineralische Rohstoffe und Projekte aus dem Untertagebau, Geomechanics and Tunneling 8, 321-332.

FFG-Abschlussbericht (2010) Recycling von Tunnelausbruchmaterial, Wien.

ÖBV-Richtlinie (2015) Verwendung von Tunnelausbruch, Gründruck Juli 2015.

Resch D. (2012) Verwendung von Tunnelausbruchmaterial – Entscheidungsgrundlagen; Dissertation an der Montanuniversität Leoben, unveröffentlicht.

UNEP (2009) UNEP SBCI Sustainable Buildings & Climate Initiative Buildings and climate change – Summary for Decision Maker.

EEffG – Die Unternehmens- und Lieferantenverpflichtung aus Sicht eines Abfallwirtschaftsbetriebs

C. Rudlstorfer
Energie AG Oberösterreich Business Services GmbH – Abteilung Recht und Versicherung, Linz, Österreich

R. Piller
Energie AG Oberösterreich Umwelt Service GmbH – Leitung Qualität, Sicherheit, Umweltmanagement, Hörsching, Österreich

KURZFASSUNG: Die EU-Energieeffizienzrichtlinie wurde durch das EEffG (Energieeffizienzgesetz, BGBl. I Nr. 72/2014) in nationales Recht umgesetzt. Die Auslegung des Gesetzes wurde heftig diskutiert und ist nach wie vor in einigen Punkten umstritten. Für die Entsorgungswirtschaft ist neben der Unternehmensverpflichtung aufgrund der Einstufung von Abfall als Energieträger auch die Lieferantenverpflichtung maßgeblich. Die Unternehmensverpflichtung zielt auf die Größe des Unternehmens ab und verpflichtet wahlweise zur Durchführung eines externen Energieaudits alle vier Jahre oder zur Durchführung eines Zertifizierungsaudits eines Energiemanagementsystems alle drei Jahre extern und jährlich intern. Unmittelbare Maßnahmenverpflichtungen existieren nicht. Unter die Lieferantenverpflichtung fällt „ein Energielieferant, der eine bestimmte Menge eines Energieträgers in Österreich an einen anderen Endenergieverbraucher zu Endverbrauchszwecken entgeltlich abgibt". 0,6 % des Vorjahres-Gesamtenergieabsatzes sind anhand von Energieeffizienzmaßnahmen entweder selbständig oder durch Zukauf einzusparen. Mindestens 40 % der Maßnahmen müssen aus dem Haushaltsbereich stammen. Vor allem die internen Aufwände im Zusammenhang mit der Einführung des EEffG waren bzw. sind außerordentlich hoch.

1 EINLEITUNG

Eine Anwendbarkeit des EEffG auf die Entsorgungswirtschaft ist nicht auf den ersten Blick ersichtlich. Doch bereits durch die Erwähnung des Begriffs „Abfall" in der Energieeffizienz-Richtlinie 2012/27/EU des Europäischen Parlaments und des Rates hat sich die Implementierung des Abfalls als Energieträger im EEffG „angekündigt" und wurde schließlich in weiterer Folge seitens des nationalen Gesetzgebers umgesetzt. Auf eine weitergehende Darlegung der Grundlagen und Hintergründe des Gesetzes wird im Folgenden nicht eingegangen, einzelne Kritikpunkte seitens der Wirtschaft werden jedoch aufgezeigt.

Entsorgungsunternehmen können also durch das am 11. August 2014 im Bundesgesetzblatt kundgemachte und hinsichtlich ihrer Verpflichtungen am 01. Jänner 2015 in Kraft getretene Bundes-Energieeffizienzgesetz in zweierlei Hinsicht „betroffen" sein:

- zum einen durch die lediglich von der Unternehmensgröße abhängige (und damit völlig branchenunabhängige) Unternehmensverpflichtung gem. § 9 EEffG;
- und zum anderen durch die branchenspezifische Lieferung des im Sinne des EEffG definierten Energieträgers Abfall an einen Endenergieverbraucher gem. § 10 EEffG.

2 UNTERNEHMENSVERPFLICHTUNG GEMÄSS § 9 EEFFG

Große Unternehmen sind per Definition Unternehmen mit mehr als 250 Mitarbeiter und/oder einem Jahresumsatz > EUR 50 Mio. Diese großen Unternehmen haben nun folgende Wahlmöglichkeiten:

- Durchführung eines externen Energieaudits auf Basis Anhang 3, alle 4 Jahre;
- Durchführung eines Zertifizierungsaudits eines Energiemanagementsystems gemäß ISO 50001 bzw. Umweltmanagementsystems gemäß ISO 14001 oder EMAS, alle 3 Jahre extern (Matrix) und jährlich intern.

Aus der Unternehmensverpflichtung ergeben sich grundsätzlich keine unmittelbaren Maßnah-menverpflichtungen.

Das Energieaudit hat die Bereiche Gebäude, Prozesse und Transport zu umfassen, sofern es sich um wesentliche Energieverbrauchsbereiche handelt (Relevanzprüfung; mind. 10 % vom Gesamtenergieverbrauch). Führt man ein Energieaudit durch, ist nach dem Gesetz eine Meldung bezüglich der nachweislichen Durchführung bis 30.11.2015 erforderlich.

3 LIEFERANTENVERPFLICHTUNG GEMÄSS § 10 EEFFG

Unter die Lieferantenverpflichtung fällt gemäß §10 EEffG „ein Energielieferant, der eine bestimmte Menge eines Energieträgers in Österreich an einen anderen Endenergieverbraucher zu Endverbrauchszwecken entgeltlich abgibt“. Diese Definition enthält eine Vielzahl unbestimmter Gesetzesbegriffe und führt in der Praxis der Entsorgungswirtschaft zu einer Vielzahl von potentiellen Anwendungsmöglichkeiten. In der Abfallwirtschaftspraxis relevante Anwendungsbeispiele werden weiter unten aufgezeigt.

Die aus der Lieferantenverpflichtung resultierenden Energieeffizienzmaßnahmen sind in der Höhe von 0,6 % des Vorjahres-Energieabsatzes (ab 25 GWh) zu realisieren. Diese Energieeffizienzmaßnahmen können selbstständig oder in Kooperation getätigt werden. Optional sind bei Nichterreichung der Ziele Ausgleichszahlungen in der Höhe von 20 Cent pro kWh festgeschrieben. Mindestens 40 % der Maßnahmen müssen aus dem Haushaltsbereich stammen.

Die Meldepflichten betreffend der gesetzten Maßnahmen sind der Monitoringstelle jeweils bis zum 14. Februar des Folgejahres, erstmalig am 14.02.2016, zu übermitteln.

4 HERAUSFORDERUNGEN

Seitens der Wirtschaft hagelte es heftige Kritik gegen die Erlassung des EEffG. Auf einige Kritikpunkte wird im Folgenden kurz eingegangen.

Bereits bei den Rahmenbedingungen des Gesetzes herrschte von Anfang an viel Diskussionsbedarf. Nach der zuerst unklaren Definition der Unternehmensverpflichtung sowie der Problematiken bezüglich der finanziellen Geschäftssummen ergaben vor allem auch zeitliche und technische Probleme bei der Anmeldung in den zuständigen Stellen; und der bereits vor jeglicher Handlung notwendige Bürokratieaufwand, die vielen Interpretationsmöglichkeiten und der große Zeitaufwand verursachten heftige Kritik (Stichwort „Monitoringstelle ist keine Behörde“; Probleme bei der Ausschreibung der Monitoringstelle; Ministerium übernimmt Aufgaben der Monitoringstelle und damit viele Anfragen).

Leider spielen bei der österreichischen Umsetzung der Energieeffizienzrichtlinie jene Managementsysteme, die von vielen Betrieben bereits vor jeglicher Verpflichtung eingeführt wurden, eine eher untergeordnete Rolle. Im Vergleich zu Österreich lässt sich in Deutschland die Unternehmensverpflichtung gem. EEffG mit einem implementierten Managementsystem, wie etwa ISO 50001 oder EMAS, erfüllen, und auch die Umsetzung kann mit der Verpflichtung zur

Einführung einer ISO 50001 oder EMAS um ein Jahr verschoben werden.

Die Festlegung der Systemgrenzen für Konzerne war ebenfalls lange nicht eindeutig definiert, insbesondere der Meldeverpflichtung von Tochterunternehmen und der Gesamtverantwortung.

Überdies war die Nachweisführung der Qualifikation für Energieauditoren sehr aufwändig und bürokratisch, und der Nutzen für Betriebe, die qualifizierte Mitarbeiter beschäftigen, war sehr gering, denn die Qualifikationen waren nahezu jenen der externen Energieauditkriterien gleichzusetzen.

Wirtschaftlich ergaben sich für viele Unternehmen unerwartete Mehraufwände, da die Ausgleichszahlungen für Maßnahmen bereits im ersten Quartal 2015 von den Energielieferanten an die Kunden mit dem Hinweis auf „gesetzliche Neuerungen" mit einem einheitlichen Betrag von 0,12 ct/kWh verrechnet wurden. Trotz Rechtsgutachten der WKÖ wurde diese Maßnahme nicht gestoppt und es bleibt weiterhin schwierig, die bereits gezahlte Abgabe zurück zu fordern.

Auch die Abwicklung der Maßnahmenverpflichtung verzögerte sich erheblich. Beginnend mit den Schlussfolgerungen des Europäischen Rates vom 8./9. März 2007 über die Energieeffizienz-Richtlinie 2012/27/EU bis hin zu der am letzten Drücker erschienen Energieeffizienz-Richtlinienverordnung (EEff-RL-VO) vom 30.11.2015, BGBl. II Nr. 394/2015, war es ein weiter Weg. In der EEff-RL-VO enthaltene Maßnahmenkatalog enthält viele bekannte Einsparungen bei privaten Haushalten und für Bürobetriebe (KMU), der Handlungsspielraum und die Reichweite der Auswirkungen großer Unternehmen wurde durch den (noch begrenzten) Maß-nahmenkatalog aber nicht ausgenützt.

Große Unternehmen können sich aber immerhin an individuellen Maßnahmen orientieren, welche von einem internen Energieauditor mit Qualifikation gemäß § 17 EEffG begutachtet werden sollten. Die Kosten trägt der einreichende Betrieb, womit die Wirtschaftlichkeit von Energieeffizienzmaßnahmen deutlich sinkt. Das Gutachten des internen Energieauditors darf innerhalb von sechs Monaten nach Einreichung von der Monitoringstelle geprüft werden. Da die Möglichkeiten und der Stand der Technik es bereits zulassen, sind die individuellen Maßnahmen vielzählig und bewirken potentiell eine Datenflut.

Mittlerweile wurde die Richtlinien-Verordnung überarbeitet und neu erlassen. Überschüssige Maßnahmen können auf Handelsplattformen veräußert werden, der „Marktpreis" pro kWh liegt zum derzeitigen Zeitpunkt (August 2016) bei 5 ct, Ausgleichszahlungen bei 20 ct. Das Ministerium ließ jedoch bereits verlautbaren, dass Ausgleichszahlungen per Verordnung erhöht werden können, sofern nicht zwei Drittel der verpflichteten Einsparung bis Ende Jahres getätigt wurden. Der Handel ist bereits eine neue Branche geworden, viele Plattformen bieten unterschiedliche Konditionen in Konkurrenz zueinander.

5 UMSETZUNG DES EEFFG BEI DER ENERGIE AG OBERÖSTERREICH UMWELT SERVICE GMBH

Im Folgenden wird darauf eingegangen, wie die oben genannten gesetzlichen Voraussetzungen in der Praxis bei der Energie AG Oberösterreich Umwelt Service GmbH umgesetzt wurden.

5.1 Klärung Systemgrenze und Festlegung der Umsetzung der Unternehmensverpflichtung

Die Energie AG Oberösterreich Umwelt Service GmbH ist eine 100 %ige Tochtergesellschaft der Energie AG Oberösterreich und deckt operativ das gesamte Segment der Entsorgung ab.

Als Systemgrenze für die Unternehmensverpflichtung wurde der Gesamtkonzern (Energie AG Oberösterreich) festgelegt. Bedingt durch die Mitarbeiterstärke bzw. durch den Konzernumsatz ist die Unternehmensverpflichtung gemäß EEffG § 9 zutreffend.

Weiters wurde zur Erfüllung der Unternehmensverpflichtung per Vorstandsbeschluss ein externes Energieaudit auf Basis Anhang 3 des EEffG (Durchführung alle 4 Jahre) festgelegt. Mit der Durchführung des Energieaudits wurde ein qualifizierter und bei der Monitoringstelle gelisteter Energieauditor beauftragt.

5.2 Relevanzprüfung des Energieeinsatzes

Die Relevanzprüfung des Energieeinsatzes im Gesamtkonzern ergab folgendes Ergebnis:

Es ist mit einem Anteil von 92 % ausschließlich der Bereich Prozesse relevant. Sowohl der Transport mit einem Anteil von 4,2 % als auch die Gebäude mit einem Anteil von 3,8 % liegen unter der Relevanzgröße von 10 %.

5.3 Ergebnis Energieaudit

Die Relevanzbetrachtung der wesentlichen Energieverbraucher im Bereich Prozesse ergab bei konzernweiter Betrachtung, dass bei der Energie AG Oberösterreich Umwelt Service GmbH ausschließlich die MVA Wels mit einem Anteil von 32,6 % einen wesentlichen Beitrag darstellt. Dies bedeutet, dass sämtliche übrige Standorte aufgrund des Relevanzkriteriums von der externen Auditierung ausgenommen sind.

Für die beiden im Endbericht des Audits festgehaltenen Maßnahmen zur Verbesserung der Energieeffizienz besteht von Gesetzes wegen keine Verpflichtung zur Umsetzung. Der Vollständigkeit halber sei angemerkt, dass diese Maßnahmen seitens des Unternehmens bereits im Vorfeld des Audits erkannt und auch bereits umgesetzt wurden.

6 ERHEBUNG DES UMFANGS DER LIEFERANTENVERPFLICHTUNG GEMÄSS § 10 EEFFG / FALLBEISPIELE

Unter anderem folgende Themen bzw. Fallbeispiele mussten aufgrund des vorhandenen Interpretationsspielraumes mit der Monitoringstelle abgeklärt werden:

6.1 Altholz

Als erstes Fallbeispiel betrachtet wird ein Entsorgungsunternehmen, welches eine Spanplattenfabrik mit Altholz beliefert. Die hierbei angenommene stoffliche Verwertung schließt den Verbrauch des Energieträgers „Altholz“ zur Energiegewinnung aus, jedoch ist die Voraussetzung dafür, dass es zur 100 %igen Umsetzung der stofflichen Verwertung kommt und nicht gewisse Anteile für Beheizung, Fernwärme etc. eingesetzt werden. Außerdem ist eine akkurate und korrekte Übermittlung der Daten des Spanplattenproduzenten an das Entsorgungsunternehmen als Energielieferant von hoher Relevanz.

In der Praxis ist die Energie AG Oberösterreich Umwelt Service GmbH mit den Spanplattenproduzenten übereingekommen, dass keine Abstufung zwischen stofflicher und energetischer Verwertung vorgenommen wird. Ob diese Rechtsansicht vor der Monitoringstelle Bestand hat, ist nach bisherigem Stand noch offen.

6.2 Ersatzbrennstoff (EBS)-Material

In einem zweiten Fallbeispiel liefert ein Entsorgungsunternehmen EBS-Material an ein Zementwerk und erhält dafür eine Vergütung von 10 €. Sämtliche Tatbestandsmerkmale der Lieferantenverpflichtung scheinen erfüllt, jedoch wirft der Begriff der „Entgeltlichkeit“ Fragen auf: Muss das Entsorgungsunternehmen für den (selbst durchzuführenden) Transport 10 € oder mehr aufbringen, erfolgt die EBS-Lieferung im Gesamtzusammenhang betrachtet nicht mehr entgeltlich.

Zu beachten ist hier, dass sich die Entgelte für EBS unterjährig verändern können, es gilt aber ein Durchrechnungszeitraum von 1 Jahr. Je nach Einzelfallprüfung, ob man mit der EBS-Lieferung abzüglich sämtlicher Kosten (Transport, Analyseaufwand, etc.) einen Erlös erzielt, fällt man in die Lieferantenverpflichtung oder nicht.

6.3 Stromerzeugung Müllverbrennungsanlage (MVA)

Im dritten Fallbeispiel erzeugt ein Betreiber einer MVA Strom und Fernwärme und gibt diese an einen Energieversorger bzw. an einen Gewerbebetrieb ab. Diese Fallkonstellation ist differenziert zu betrachten.

- Aus der Sicht des Entsorgungsunternehmens, das Abfall an den Betreiber der Müllverbrennungsanlage anliefert: Hierbei entfällt die Lieferantenverpflichtung, da Erzeuger von Strom oder Wärme nicht als Endenergieverbraucher, sondern als Energieumwandler gelten und somit der sie beliefernde Lieferant diesbezüglich nicht von der Lieferantenverpflichtung betroffen ist.
- Aus der Sicht des Anlagenbetreibers: Bei der Lieferung an den Energieversorger entkommt dieser ebenfalls der Lieferantenverpflichtung, da der Energieversorger nicht Endenergieverbraucher ist, sondern den Strom bzw. die Wärme an Kunden oder andere Energieversorger „weitergibt".

Bei der Lieferung des Anlagenbetreibers an ein Gewerbeunternehmen muss man genau betrachten, was der Gewerbetrieb mit der Energie macht. Verwendet er sie zu Eigenverbrauchszwecken, so fällt der Anlagenbetreiber in die Lieferantenverpflichtung. Stellt er mit Hilfe dieser Energie z.B. Holzpellets her, gilt er aus Sicht des Anlagenbetreibers als Energieumwandler und die Lieferantenverpflichtung wird auf das Gewerbeunternehmen übertragen, der die Holzpellets schlussendlich (wahrscheinlich) an die Endverbraucher liefert.

7 ERMITTLUNG ENERGIEEFFIZIENZMASSNAHMEN

Nach Abklärung sämtlicher offener Fragen mit der Monitoringstelle wurde der Gesamtenergieträgerabsatz der Energie AG Oberösterreich Umwelt Service GmbH im Sinne des EEffG ermittelt und fristgerecht an die Monitoringstelle übermittelt (14.02.15). Berechnet man 0,6 % des Gesamtenergieträgerabsatzes, so erhält man die Einsparungsverpflichtung, welche durch Energieeffizienzmaßnahmen umzusetzen ist. Auch diese Effizienzmaßnahmen wurden wiederum fristgerecht an die Monitoringstelle übermittelt (14.02.16). Die größte Herausforderung dabei war die Erfüllung der 40 %igen Haushaltsquote. Da ein Abfallwirtschaftsbetrieb in der Regel keine Energieeinsparung beim Haushalt durchführen kann, weil er diesen ja nicht beliefert, sondern maximal eine Dienstleistung für ihn erbringt, müssen diese Maßnahmen anderweitig „besorgt", sprich zugekauft, werden.

8 AUFWAND / KOSTEN EEFFG

Der betriebsinterne Aufwand im Zusammenhang mit der Einführung des EEffG war exorbitant hoch; von der Analyse der Anforderungen über zahlreiche externe (Monitoringstelle) und interne Abstimmungen bis hin zur Durchführung des Energieaudits und der Evaluierung der Energieeffizienzmaßnahmen betrug der Aufwand in der Energie AG Oberösterreich Umwelt Service GmbH ca. 500 Stunden.

9 ZUSAMMENFASSUNG

Die Einführung des Energieeffizienzgesetzes stellte die Wirtschaft vor große rechtliche, finanzielle und organisatorische Herausforderungen. Die primären gesetzlichen Vorgaben waren unklar definiert und relevante Details mussten in Kooperation mit dem Ministerium nachträglich herausgearbeitet werden.

Die Unternehmensverpflichtung wirkt sich massiv auf große Unternehmen aus und erfordert einen beträchtlichen zusätzlichen Aufwand, der bei Anrechnung von bestehenden Umweltmanagementsystemen wie ISO14001 oder EMAS nach dem Vorbild Deutschlands vermeidbar gewesen wäre.

Die Lieferantenverpflichtung trifft alle Energielieferanten, wobei Abfall als Energieträger zählt. Dies führt in der Praxis zu einigen Auslegungsschwierigkeiten. Die Verpflichtung zur Setzung von Energieeffizienzmaßnahmen im Haushaltsbereich im Ausmaß von 40 % ist insbesondere dann kritisch zu hinterfragen, wenn das Entsorgungsunternehmen über keine Haushaltskunden verfügt.

LITERATUR

Energieeffizienzgesetz, BGBl. I Nr. 72/2014.
Energieeffizienz-Richtlinie 2012/27/EU des Europäischen Parlaments und des Rates.
Energieeffizienz-Richtlinienverordnung vom 30.11.2015, BGBl. II Nr. 394/2015.
Schlussfolgerungen des Europäischen Rates vom 8./9. März 2007.

Das neue Kreislaufwirtschaft-Paket: Geniestreich oder heiße Luft?

A. Bartl
Technische Universität Wien, Institut für Verfahrenstechnik, Umwelttechnik und Technische Biowissenschaften, Wien, Österreich

KURZFASSUNG: Die Europäische Kommission hat im Dezember 2015 ein sog. Kreislaufwirtschaftspaket vorgestellt. Das Paket schlägt die Änderung einiger Richtlinien im Bereich Abfallwirtschaft vor, wodurch die Wettbewerbsfähigkeit der Wirtschaft verbessert, Arbeitsplätze geschaffen und die Umwelt geschützt werden sollen. Der Vorschlag sieht unter anderem die Erhöhung der Quoten für Recycling von Siedlungs- und Verpackungsabfällen, eine einheitliche Definition der Berechnungsmethoden für Recycling, Maßnahmen zur Abfallvermeidung und Beschränkungen bei der Verbringung von Abfällen vor. Das Paket berücksichtigt die Notwendigkeit den gesamten Produktlebenszyklus, vom Design bis zum Altprodukt, zu betrachten. Die Hauptintension des Pakets ist unumstritten positiv zu sehen. Unser lineares Wirtschaftssystem verbraucht zu viele Ressourcen und produziert zu viele Abfälle. Zur Weiterentwicklung in Richtung einer Kreislaufwirtschaft gibt es keine Alternativen. Einige Punkte sind jedoch unklar oder sollten noch überarbeitet werden.

1 EINLEITUNG

Die Europäische Kommission hat am 2. Juli 2014 einen Vorschlag zur Änderung einiger Richtlinien im Bereich Abfallwirtschaft vorgelegt. Mit diesem sog. Kreislaufwirtschaftspaket beabsichtigte die Kommission 580.000 neue Jobs zu schaffen, Europa wettbewerbsfähiger zu machen und die Nachfrage nach teuren und knappen Ressourcen zu verringern (Europäische Kommission 2014). Der Vorschlag wurde im Dezember 2014 von der neuen EU Kommission zurückgezogen. Ein neues Kreislaufwirtschaftspaket wurde schließlich am 2. Dezember 2015 vorgestellt. Allein durch Abfallvermeidung, Ökodesign, Wiederverwendung und ähnliche Maßnahmen verspricht sich die Kommission jährliche Nettoeinsparungen von 600 Mrd. Euro bzw. 8 % des Jahresumsatzes der Unternehmen in der EU. Gleichzeitig sollen dadurch die Treibhausgasemissionen um 2-4 % reduziert werden (Europäische Kommission 2015a). Die versprochenen Auswirkungen des Kreislaufwirtschaftspakets sind enorm und es stellt sich die Frage, ob die gesteckten Ziele wirklich erreicht werden können. Welche Auswirkungen wird das Paket auf die Europäische Abfallwirtschaft und die gesamte Europäische Wirtschaft ausüben? Welche Vorschläge sind zu begrüßen und welche sollten noch verbessert werden?

2 KERNPUNKTE DES KREISLAUFWIRTSCHAFTSPAKETS

2.1 Änderungsvorschläge

Das Kreislaufwirtschaftspaket besteht aus einer Mitteilung der Europäische Kommission (2015b) und Änderungsvorschlägen einiger Richtlinien. Es sind dies die Richtlinie 2008/98/EG über Abfälle und zur Aufhebung bestimmter Richtlinien (Europäische Kommission 2015c, 2015d), die Richtlinie 94/62/EG über Verpackungen und Verpackungsabfälle (Europäische Kommission 2015e, 2015f), die Richtlinie 1999/31/EG über Abfalldeponien (Europäische Kommission 2015g) sowie die Richtlinien 2000/53/EG über Altfahrzeuge, 2006/66/EG über Batterien und Akkumulatoren sowie Altbatterien und Altakkumulatoren und 2012/19/EU über Elektro- und Elektronik-Altgeräte (Europäische Kommission 2015h).

2.2 Wichtigste Änderungen

Die Vorschläge zur Änderung einiger Richtlinien, wie in Kapitel 2.1 ausgeführt, beinhalten mehr als 100 Seiten. Es kann hier nicht auf die Details eingegangen werden, die relevantesten Änderungen sind jedoch:

- Festsetzung einer Recyclingquote für Hausmüll von mindestens 65 % bis 2030,
- Festsetzung einer Recyclingquote für Verpackungsabfälle von mindestens 75 % bis 2030,
- Begrenzung der Deponierung auf maximal 10 % des gesamten Abfallaufkommens,
- Vereinheitlichte Berechnungsmethoden zur Berechnung von Recyclingraten,
- Vermeidung von Abfällen durch Förderung der Reparierbarkeit von Produkten und Vorgehen gegen geplante Obsoleszenz und
- Exportierter Abfall muss unter Bedingungen behandelt werden, die den Anforderungen der einschlägigen Umweltrechtsvorschriften der EU genügen.

3 DISKUSSION DER VORSCHLÄGE

3.1 Recyclingquoten für Siedlungsabfälle

Eine der einschneidendsten Änderungen durch das Kreiskaufwirtschaftspaket betrifft die Einführung einer neuen Recyclingquote für Siedlungsabfälle. Durch Änderung des Artikels 11 der Richtlinie 2008/98/EG wird mit 2030 eine Recyclingquote von 65 % festgesetzt, wobei bereits 2025 mindestens 60 % erreicht werden müssen (Europäische Kommission 2015c). Einigen Ländern wird eine verzögerte Umsetzung der Ziele gewährt. Zusätzlich wird durch eine Änderung des Artikels 5 der Richtlinie 1999/31/EG die deponierte Menge an Siedlungsabfällen bis 2030 auf 10 % begrenzt (Europäische Kommission 2015g). Die Änderung bringt noch eine wichtige Klarstellung. Derzeit ist es nicht eindeutig geregelt, wie die Recyclingquoten berechnet werden müssen. Durch Einfügung des Artikel 11a (Europäische Kommission 2015c) wird eine Vereinheitlichung bei der Berechnung erreicht. Alle bisherigen Vergleiche sind zum Teil wenig aussagekräftig, da einzelne Mitgliedsstaaten unterschiedliche Berechnungsmethoden anwenden. Klare Berechnungsregeln und eine gleichzeitige Kontrolle, ob diese in der gesamten EU einheitlich angewandt werden, stellen eine Grundvoraussetzung bei der Einführung von Quoten dar. Abb. 1 vergleicht, wie 2013 Siedlungsabfälle in Europa behandelt wurden. Dabei zeigt sich, dass die Länder sehr unterschiedlich entwickelt sind.

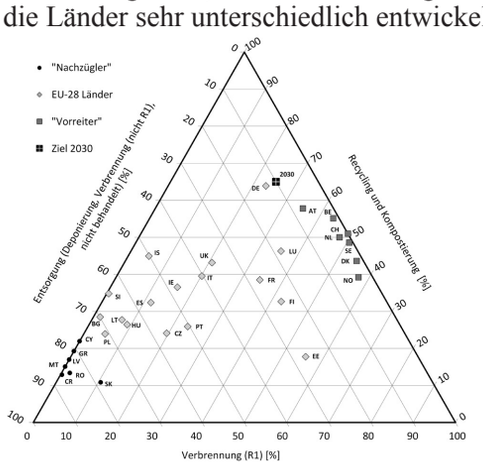


Abb. 1: Behandlung von Siedlungsabfällen in Europa für 2013 (Eurostat 2016a); Ziel gemäß Kreislaufwirtschaftspaket für 2030 (Europäische Kommission 2015c); Erstellung des Dreieckdiagramms mit „Triplot“ (Graham und Midgley 2000); Codes der Länder gemäß ISO 3166-1 (2006).

Zum einen gibt es eine Gruppe von Ländern, in denen mehr als 78 % der Siedlungsabfälle entsorgt werden. Diese Gruppe wird als „Nachzügler“ bezeichnet und befindet sich nahe der linken unteren Ecke. Im Gegensatz dazu ist eine Gruppe von Ländern an der rechten Seite des Diagramms angesiedelt. Diese Länder werden als „Vorreiter“ bezeichnet und entsorgen weniger als 10 % der Siedlungsabfälle. Es stellt sich die Frage, ob es Sinn macht, die Recyclingquote auf 65 % anzuheben ohne zuvor die Abfallwirtschaft in den „Nachzügler“ Ländern zu verbessern. Obwohl in den „Vorreiter“ Ländern über 35 Mio. Tonnen Siedlungsabfälle anfallen (das ent-

spricht 546 kg/Capita EW), werden nicht einmal 1 Mio. Tonnen (das entspricht 13 kg/Capita EW bzw. 2,4 %) entsorgt.

In den „Nachzügler“ Ländern sind mehr als 15 Mio. Tonnen Siedlungsabfälle (das entspricht 352 kg/Capita EW) zu verzeichnen, wobei knapp 13 Mio. Tonnen (das entspricht 290 kg/Capita bzw. 82,5 %) einer Entsorgung zugeführt werden.

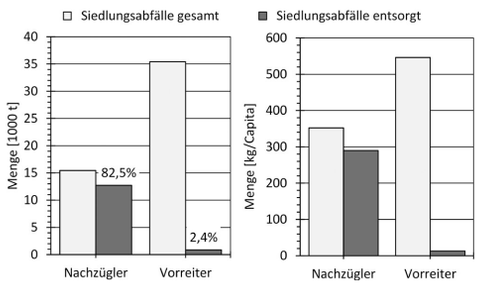


Abb. 2: Siedlungsabfälle (gesamt und entsorgt) für die „Nachzügler“ (CY, SK, GR, LV, CR, MT, RO) und „Vorreiter“ (CH, SE, DK, BE, NO, NL, AT) in 2013 (Eurostat 2016a); Codes der Länder gemäß ISO 3166-1 (2006).

Das Know-how, Abfälle teilweise zu rezyklieren und teilweise thermisch zu verwerten, ist vorhanden und hat sich in den „Vorreiter“-Ländern bereits bewährt. Durch entsprechende Investitionen in den „Nachzügler“-Ländern könnte relativ preisgünstig und mittels bewährter Technologien eine große Menge von Abfall von der Entsorgung in Richtung Recycling und thermischer Verwertung umgelenkt werden. Die dabei erzielbaren Reduktionen an Ressourcenbedarf, Energieverbrauch und Treibhausgasemissionen wären beachtlich. Im Gegensatz dazu ist eine Erhöhung der Recyclingquote in den „Vorreiter“-Ländern nur auf Kosten der thermischen Verwertung möglich. Dazu wäre es notwendig, thermische Verwertungsanlagen zulegen und neue Recyclingtechnologien zu entwickeln. Selbst wenn durch die weitere Erhöhung der Recyclingquote dem Umweltschutz gedient wäre, so wird die Ungleichheit im Bereich der Abfallwirtschaft zu Wettbewerbsverzerrungen in Europa führen. Recycling weist in der Abfallhierarchie eine höhere Priorität als thermische Verwertung auf, es muss hinterfragt werden, inwieweit Recyclingquoten Sinn machen. Die Abfallrahmenrichtlinie (Europäische Kommission 2008) definiert zwar eine Effizienzformel (R1-Energieeffizienzformel), die erfüllt werden muss, damit eine Verbrennung als Verwertung angesehen werden kann. Jedoch fehlt für das Recycling ein derartiges Kriterium und auch das Kreislaufwirtschaftspaket unternimmt keinen Anlauf, um Recycling hinsichtlich Effizienz zu bewerten. Recyclingverfahren können sich hinsichtlich Energieverbrauch sowie Quantität und Qualität des Rezyklats deutlich unterscheiden. Ohne klar definierte Mindeststandards macht eine reine Erfüllung von Recyclingquoten nur bedingt Sinn. Da Recyclingprozesse deutlich komplexer sind als eine Verbrennung, stellt die Berechnung einer Recyclingeffizienz oder einer Recyclingqualität kein leichtes Unterfangen dar. Im Sinne einer Vergleichbarkeit verschiedenen Verfahren wäre es aber an der Zeit, dieses Thema anzugehen.

3.2 Recyclingquote für Verpackungsabfälle

Auch im Bereich von Verpackungsabfällen bringt das Kreislaufwirtschaftspaket deutliche Erhöhungen der Recyclingquoten gegenüber den derzeitigen Vorgaben, wie in Tabelle 1 gezeigt (Europäische Kommission 2015e).

Tab. 1: Vergleich der derzeit gültigen Mindestquoten für Recycling von Verpackungsabfällen (seit 2009, Europäische Kommission 1994) mit den Quoten für 2030 gemäß dem Kreislaufwirtschaftspaket (Europäische Kommission 2015e).

	aktuell	2030
Verpackung	55	75
Kunststoffe	22,5	55*)
Holz	15	75
Metalle	50	85
Glas	60	85
Papier	60	85

*) bereits ab 2025.

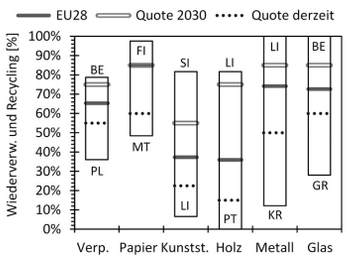


Abb. 3: Bereich, in dem die Quote für Vorbereitung zur Wiederverwendung und Recycling für verschiedene Verpackungsabfälle im Jahr 2013 lag; Länder, die den niedrigsten bzw. höchsten Wert aufweisen, sind gemäß ISO 3166-1 (2006) ersichtlich; Durchschnittswert für EU28 (Eurostat 2016b); keine Werte für Island und Rumänien verfügbar; Quote gemäß Kreislaufwirtschaftspaket für 2030 (Europäische Kommission 2015e); derzeit gültige Quoten (Europäische Kommission 1994).

Es gilt jedoch analog zu Siedlungsabfällen, dass eine Definition der Effizienz von Recyclingverfahren erforderlich wäre. Auch im Bereich Verpackungsabfälle sind die Europäischen Länder äußerst unterschiedlich entwickelt, wie in Abb. 3 ersichtlich. Der Unterschied zwischen der niedrigsten und der höchsten Quote beträgt zumindest 43 % (Verpackungsabfälle: Bereich 36-79 %) und macht bei Metallverpackungen sogar 88 % aus (Bereich 12-100 %). Es wäre angebracht Maßnahmen zu setzen, damit die derzeitigen Quoten EU-weit erfüllen werden. Im EU28 Schnitt werden zwar die Quoten für alle Verpackungsarten erfüllt, jedoch hinken manche Länder weit hinterher. Eine Anhebung der viel zu niedrigen Recyclingquoten kann mit bereits etablierten, und in anderen Ländern praktizierten, Maßnahmen erfolgen. Dies würde helfen, Wettbewerbsunterschiede auszugleichen, bevor eine weitere Steigerung der Quoten zwingend vorgeschrieben wird. Ein weiterer Nachteil der derzeit gültigen Richtlinien besteht, analog zu Siedlungsabfällen, in der Unsicherheit, wie Quoten bestimmt werden. Durch Einfügung von Artikel 6a werden für Verpackungsabfälle die gleichen Berechnungsgrundlagen wie für Siedlungsabfälle festgesetzt (Europäische Kommission 2015e). Im Bereich Verpackungsmaterialien existiert großes Potential Ressourcen und Energie zu sparen. Vielfach erfolgt bereits jetzt eine getrennte Sammlung, wodurch ein Recycling deutlich vereinfacht wird. Es muss jedoch angezweifelt werden, ob eine Erhöhung der Quoten, wie dies im Kreislaufwirtschaftspaket vorgesehen ist, zu dem gewünschten Ziel führt. Der Vorschlag der Kommission setzt auch keinerlei Maßnahmen, die großen Unterschiede zwischen den EU Staaten zu verringern. Leider finden sich auch keine Angaben über die nötige Effizienz der Recyclingverfahren hinsichtlich Energieverbrauch, Materialverluste und Qualität der Rezyklate. Als positiv ist die Vereinheitlichung der Berechnungsmethoden zu sehen.

3.3 Abfallvermeidung

Das Konzept der Abfallvermeidung unterscheidet sich deutlich von anderen Maßnahmen im Bereich der Abfallwirtschaft. Es geht nicht darum, Abfälle entsprechend zu behandeln, wie etwa durch Recycling, sondern Produktzyklen so zu gestalten, dass erst gar keine Abfälle entstehen. Das Konzept scheint einfach und genial zu sein, ist aber nicht so einfach umzusetzen. Wie in der Abfallrahmenrichtlinie 2008/98/EG (Europäische Kommission 2008) erläutert, kann die Abfallmenge unter anderem durch Wiederverwendung von Erzeugnissen oder die Verlängerung ihrer Lebensdauer reduziert werden. Die Herstellung von langlebigen Produkten liegt aber nicht in der Verantwortung der Abfallwirtschaft. Ein Beispiel für Abfallvermeidung stellt die Verwendung von einheitlichen Ladegeräten für Mobiltelefone dar. Das Europäische Parlament schätzt, dass durch eine Harmonisierung der Ladegeräte 51.000 Tonnen Elektromüll pro Jahr vermieden werden können (Europäisches Parlament 2014). Schon 2009 hat die Europäische Kommission einen Anlauf zu einer Standardisierung unternommen (Europäische Kommission 2009a), jedoch sind bis jetzt immer noch nicht alle Ladesysteme vereinheitlicht. Es bleibt abzuwarten, ob die Richtlinie 2014/53/EU (Europäische Kommission 2014b), die bis spätestens 12. Juni 2016 umgesetzt werden musste, Erfolg hat. Im Anhang 1 der Richtlinie 2009/125/EG (Europäische Kommission 2009b) werden Ökodesign-Parameter für Produkte definiert. Es wird gefordert, dass in allen Phasen des Produktzyklus die Möglichkeiten der Wiederverwendung, des Recyclings und der Verwertung von Material und/oder Energie abzuschätzen sind. Produkte sind nach der Wiederverwendbarkeit und Rezyklierbarkeit zu beurteilen. Langlebigere Produkte sind jedoch in diame-

tralem Interesse der Hersteller und ohne klare, quantifizierbare Kriterien, können die Ziele nicht erreicht werden, wie das Beispiel der oben erwähnten Ladegeräte zeigt.

3.4 Abfallexport

Das Kreislaufwirtschaftspaket schlägt auch Änderungen der Richtlinie 2008/98/EG (Einfügen von Artikel 11a, Europäische Kommission 2015c) und 94/62/EG (Änderung Artikel 6, Europäische Kommission 2015e) vor, um sicher zu stellen, dass die Behandlung von Siedlungsabfällen bzw. Verpackungsabfällen außerhalb der Union unter Bedingungen erfolgt, die den Anforderungen der einschlägigen Umweltrechtsvorschriften der EU genügen. Die Klarstellung ist zu begrüßen, auch wenn es nicht geregelt ist, wie die Abfallbehandlung in Drittstaaten überprüft werden soll. Es ist anzumerken, dass Abfallexporte vielfach illegal erfolgen. Die Europäische Kommission geht davon aus, dass etwa 25 % der Abfallverbringungen aus der EU in Entwicklungsländer in Afrika und Asien unter Verstoß gegen internationale Vorschriften erfolgen (Europäische Kommission 2013). Illegale Abfallverbringungen umgehen natürlich alle Vorgaben hinsichtlich der Behandlung in den Empfängerländern. Für diese Exporte gehen die oben erwähnten Änderungen ins Leere. Auch wenn die direkte, teilweise illegale, Verbringung von Abfällen in Länder außerhalb der EU bereits als Problem erkannt wurde, so muss auch der „indirekte" Export von Abfällen berücksichtigt werden. Eine mögliche Entkoppelung des Bruttoinlandsprodukt von der Abfallmenge, muss vor dem Licht betrachtet werden, dass rund 80 % aller Klimaanlagen, 70 % aller Mobiltelefone und 60 % aller Schuhe in China produziert werden (The Economist 2015). Bienge at al. (2010) haben gezeigt, dass bei einem Mobiltelefon, das lediglich ein Eigengewicht von 80 g aufweist, über den gesamten Lebenszyklus (Rohstoffgewinnung, Verarbeitung, Nutzung, Entsorgung) mehr als 44 kg Abfälle generiert werden. Alleine für Rohstoffgewinnung und Verarbeitung müssen 35 kg Abfälle berücksichtigt werden, die etwa in China anfallen und nicht in der Europäischen Statistik aufscheinen. Die Umweltauswirkungen dieser Abfallströme sind beachtlich, werden jedoch durch das Kreislaufwirtschaftspaket nicht thematisiert.

4 SCHLUSSFOLGERUNG UND ZUSAMMENFASSUNG

Wie gezeigt, enthält das Kreislaufwirtschaft-Paket zahlreiche Änderungen, die die Europäische Abfallwirtschaft massiv verändern werden. Das Kreislaufwirtschaft-Paket geht zwar weit über die Abfallwirtschaft hinaus, ist jedoch stark auf Recyclingraten fokussiert. Es ist äußerst positiv, dass der Vorschlag der EU Kommission vereinheitlicht, wie die Zielvorgaben berechnet werden müssen. Ohne jedoch die Effizienz und Qualität von Recyclingprozessen zu definieren, bedeutet eine Erhöhung der Recyclingrate nicht zwangsläufig eine Verminderung des Energieverbrauchs oder der negativen Umwelteinflüsse. Analog zu der R1-Energieeffizienzformel wäre eine Einführung von Mindeststandards hinsichtlich Effizienz und Qualität im Bereich Recycling wünschenswert. Einige Länder erfüllen die derzeitigen Vorgaben nicht. Eine weitere Verschärfung der Recyclingquoten, sowohl bei Siedlungs- als auch bei Verpackungsabfällen, würde jedoch die Wettbewerbsungleichheit innerhalb Europas noch erhöhen. In einem ersten Schritt müssen bestehende Richtlinien in allen EU Ländern erfüllt werden. Das Kreislaufwirtschaft-Paket stellt Abfallvermeidung als wichtiges Element in den Vordergrund. Abfallvermeidung ist jedoch keine Aufgabe, die alleine von der Abfallwirtschaft angegangen werden kann. Es müssen Hersteller, Importeure und Händler miteinbezogen werden. Um die gesetzten Ziele wie Langlebigkeit von Produkten, deren leichte Rezyklierbarkeit oder einfache Reparierbarkeit zu erreichen braucht es eindeutige und quantifizierbare Kriterien. Es besteht jedoch auch die Gefahr, dass eine Überregulierung zu bürokratischen und wenig praktikablen Lösungen führt. Die Verbringung von Abfällen in Länder außerhalb der Union wurde von der Kommission als ernstes Problem erkannt und es ist daher erfreulich, dass das Kreislaufwirtschaftspaket dieses Thema angeht. Auf der einen Seite ist die Festschreibung, dass aus der Union exportierte Abfälle auch in Drittstaaten unter gleichen Bedingungen behandelt werden müssen, zu begrüßen. Auf der anderen Seite ist unklar, wie die Recycling- und andere Abfallanlagen außerhalb der EU kontrolliert werden können. Im Bereich Abfallexport sollten jedoch nicht nur Abfälle berücksichtigt werden, die aus der EU exportiert werden. Es ist zu beachten, dass mit jedem importierten Produkt auch ein „ökologische Rucksack" in die EU eingeführt wird. Die Abfallmenge, die im Zuge der Produktion generiert wurde, kann wesentlich größer sein, als die Masse

des Produkts selbst. Zusätzlich werden in vielen Ländern die Abfälle unter Bedingungen behandelt, die nicht EU Standards entsprechen. Eine Entkoppelung der Abfallmenge vom Wirtschaftswachstum muss in Hinblick auf diesen „ökologische Rucksack“ betrachtet werden. Es wäre wünschenswert, dass bestehende Schwächen, wie etwa die fehlende Forderung nach effizienten Recyclingprozessen, behoben werden. Gleichzeitig dürfen jedoch strikte Ziele auf Druck der Industrie nicht verwässert werden.

LITERATUR

Bienge, K., Kennedy, K., Kristof, K. & von Geibler, J. (2010) S*pezifische Politikansätze zur Ressourceneffizienzsteigerung von IuK-Produkten,* Wuppertal Institut für Klima, Umwelt, Energie GmbH, Wuppertal/DE.

DIN (2006) *Codes für die Namen von Ländern und deren Untereinheiten - Teil 1*: Codes für Ländernamen, Deutsches Institut für Normung, DIN ISO EN 3116-1.

Europäische Kommission (2015a) D*as Paket zur Kreislaufwirtschaft: Fragen und Antworten Europäische Kommission* – Factsheet, http://europa.eu/rapid/press-release_MEMO-15-6204_de.htm, aufgerufen am 5.7.2016.

Europäische Kommission (2015b) Mitteilung der Kommission an des Europäische Parlament, den Rat, den Europäischen Wirtschafts- und Sozialausschuss und den Ausschuss der Regionen; *Den Kreislauf schließen – Ein Aktionsplan der EU für die Kreislaufwirtschaft.* COM(2015) 614 final, Brüssel/BE.

Europäische Kommission (2015c) Vorschlag für eine Richtlinie des Europäischen Parlaments und des Rates zur Änderung der *Richtlinie 2008/98/EG über Abfälle.* COM(2015) 595 final, Brüssel/BE.

Europäische Kommission (2015d) Anhang des Vorschlags für eine Richtlinie des Europäischen Parlaments und des Rates zur Änderung der *Richtlinie 2008/98/EG über Abfälle.* COM(2015) 595 final ANNEX, Brüssel/BE.

Europäische Kommission (2015e) Vorschlag für eine Richtlinie des Europäischen Parlaments und des Rates zur Änderung der *Richtlinie 94/62/EG über Verpackungen und Verpackungsabfälle.* COM(2015) 596 final, Brüssel/BE.

Europäische Kommission (2015f) Anhang des Vorschlags für eine Richtlinie des Europäischen Parlaments und des Rates zur Änderung der *Richtlinie 94/62/EG über Verpackungen und Verpackungsabfälle.* COM(2015) 596 final ANNEX 1, Brüssel/BE.

Europäische Kommission (2015g) Vorschlag für eine Richtlinie des Europäischen Parlaments und des Rates zur Änderung der *Richtlinie 1999/31/EG über Abfalldeponien.* COM(2015) 594 final, Brüssel/BE.

Europäische Kommission (2015h) Vorschlag für eine Richtlinie des Europäischen Parlaments und des Rates zur Änderung der *Richtlinie 2000/53/EG über Altfahrzeuge,* der *Richtlinie 2006/66/EG über Batterien und Akkumulatoren sowie Altbatterien und Altakkumulatoren* sowie der *Richtlinie 2012/19/EU über Elektro- und Elektronik-Altgeräte.* COM(2015) 593 final, Brüssel/BE.

Europäische Kommission (2014a) *Umweltschutz: Höhere Recyclingziele sollen Impulse für Übergang zur Kreislaufwirtschaft mit neuen Arbeitsplätzen und nachhaltigem Wachstum geben.* Pressemitteilung, http://europa.eu/rapid/press-release_IP-14-763_de.htm, aufgerufen am 5.7.2016.

Europäische Kommission (2014b) *Richtlinie 2014/53/EU* der Europäischen Parlaments und des Rates vom 16. April 2014 über die Harmonisierung der Rechtsvorschriften der Mitgliedstaaten über die Bereitstellung von Funkanlagen auf dem Markt und zur Aufhebung der Richtlinie 1999/5/EG, Straßburg.

Europäische Kommission (2013) Umweltpolitik: Kommission geht gegen illegale Abfallverbringungen vor, Pressemitteilung Europäische Kommission, http://europa.eu/rapid/press-release_IP-13-679_de.htm, aufgerufen am 11.7.2016.

Europäische Kommission (2009a) Standardisation mandate to CEN, CENELEC and ETSI on a common Charging Capability for Mobile Telephones. http://www.etsi.org/images/files/ECMandates/m455%20EN.pdf, aufgerufen am 8.7.2016.

Europäische Kommission (2009b) *Richtlinie 2009/125/EG* des Europäischen Parlaments und des Rates vom 21. Oktober 2009 zur Schaffung eines Rahmens für die Festlegung von Anforderungen an die umweltgerechte Gestaltung energieverbrauchsrelevanter Produkte, Straßburg/FR.

Europäische Kommission (2008) *Richtlinie 2008/98/EG* des Europäischen Parlaments und des Rates vom 19. November 2008 über Abfälle und zur Aufhebung bestimmter Richtlinien, Straßburg/FR.

Europäische Kommission (1994) *Richtlinie 94/62/EG* des Rates und des Europäischen Parlaments vom 20. Dezember 1994 über Verpackungen und Verpackungsabfälle, Brüssel.

Europäisches Parlament (2014) *Parlament fordert einheitliches Handy-Ladegerät.* http://www.europarl.europa.eu/news/de/news-room/20140307IPR38122/Parlament-fordert-einheitliches-Handy-Ladeger%C3%A4t, abgerufen am 8.7.2016.

Eurostat (2016a) *Aufkommen und Behandlung von Siedlungsabfällen,* Stand: 23. Mai 2016, http://appsso.eurostat.ec.europa.eu/nui/submitViewTableAction.do, abgerufen am 5.7.2016.

Eurostat (2016b) *Verpackungsabfälle*, Stand 15. Juni 2016, http://appsso.eurostat.ec.europa.eu/nui/submitViewTableAction.do, abgerufen am 5.7.2016.

Graham, D.J. & Midgley, N.G. (2000) Graphical representation of particle shape using triangular diagrams: an Excel spreadsheet method. *Earth Surface Processes and Landform* 25, 1473–1477.

The Economist online (2015) *Made in China?* http://www.economist.com/news/leaders/21646204-asias-dominance-manufacturing-will-endure-will-make-development-harder-others-made, abgerufen am 11 Juli 2016.

Kreislaufgeschäftsmodelle machen Design for Recycling profitabel

R. Fasko
Rytec AG, Münsingen, Schweiz

L. Karrer
sanu durabilitas, Biel-Bienne, Schweiz

KURZFASSUNG: Für viele Produktegruppen konnte gezeigt werden, dass der Rohstoffkreislauf auch bei modernen, industriellen Produkten geschlossen werden kann. Diese Produktionsform hat sich in der Breite jedoch noch nicht durchgesetzt. Ein zentraler hinderlicher Faktor ist das lineare Verkaufsmodell: Der Hersteller gibt das Eigentum am Produkt ab. Investiert er in Kreislaufdesign, kreiert er einen Mehrwert, von dem er selbst nicht profitiert. Für die kreislauffähige Produkte ("Hardware") ist das lineare Geschäftsmodell die falsche "Software"!

Der Schlüssel liegt bei Miet- und Dienstleistungsgeschäftsmodellen, bei denen der Hersteller den Besitz am Produkt und den Ressourcen nicht abgibt. In diesen Modellen können Kreislaufeigenschaften der Produkte direkt in zusätzlichen Ertrag umgemünzt werden. Investitionen in Kreislaufdesign lohnen für den Hersteller und werden Teil der ökonomischen Optimierung. Eine ökonomisch-ökonomische Win-Win-Situation entsteht. Wird also die Verbreitung von Miet- und Dienstleistungsmodellen gefördert, wird dies den Einsatz von Kreislaufdesign und die Entwicklung der Kreislaufwirtschaft als Ganzes stimulieren.

1 EINLEITUNG

Vor gut 25 Jahren wurde unter dem Begriff "Cradle to Cradle" die Vision von Produkten lanciert, welche am Ende ihres Lebens nicht Abfall werden. Seither wurde viel geforscht und entwickelt und es sind tausende von kreislauffähigen Produkten auf den Markt gebracht worden. Für viele Produktegruppen konnte gezeigt werden, dass der Rohstoffkreislauf auch bei modernen, industriellen Produkten geschlossen werden kann. Doch leider hat sich diese Produktionsform in der Breite noch nicht durchgesetzt. Was braucht es für den ökonomischen Erfolg von Kreislaufdesign?

Ein zentraler hinderlicher Faktor ist das lineare Verkaufsgeschäftsmodell.

Für die kreislauffähige "Hardware" ist das lineare Geschäftsmodell die falsche "Software". Doch wie sieht die richtige "Software" aus? Wie müssen passende Geschäftsmodelle beschaffen sein?

Um das Thema der "Kreislaufgeschäftsmodelle" besser zu verstehen, beauftragte die Schweizer Stiftung für Nachhaltige Entwicklung "sanu durabilitas" die Rytec mit der Studie "Geschäftsmodelle zur Förderung einer Kreislaufwirtschaft". Anhand von Fallbeispielen wurde aufgezeigt, mittels welchen Geschäftsmodellen Unternehmen von Kreislaufdesign und der Kreislaufwirtschaft profitieren können. Zudem wurden Hindernisse und Fördermöglichkeiten für solche Geschäftsmodelle aufgezeigt.

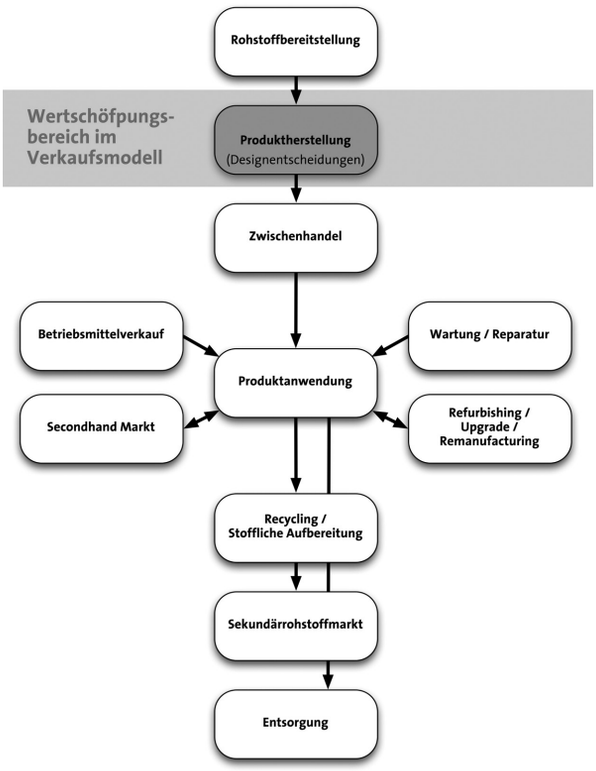


Abb. 1: Wertschöpfungskette in Verkaufsmodell.

2 DIE ROLLE DER GESCHÄFTSMODELLE

Im heute verbreiteten Verkaufsmodell gibt der Hersteller das Eigentum am Produkt an den Kunden ab. Investiert der Hersteller nun in Kreislaufdesign, kreiert er einen Mehrwert, von dem er selbst nicht direkt profitieren kann. Dieser fällt erst später in der Wertschöpfungskette an. Setzt der Hersteller z.B. kreislauffähige Materialien ein, profitiert davon der Recycler und über die einfache Reparierbarkeit eines Produktes freut sich der Besitzer und Servicetechniker – der Hersteller profitiert fast nie direkt (Fig. 1). Alleine über das ökologische Gewissen lassen sich Investitionen in Kreislaufdesign und die Entwicklung eines kreislauffähigen Produkts jedoch nur selten rechtfertigten. Es braucht einen starken ökonomischen Anreiz.

Neben dem linearen Verkaufsmodell bestehen aber auch andere Geschäftsmodelle, welche es dem Unternehmen erlauben, weitere Teile der Wertschöpfungskette und damit den Mehrwert des Kreislaufdesigns zu internalisieren.

2.1 Miet- und Leasingmodell

Das niederländische Unternehmen Desso setzt bei seinen Teppichen auf kreislauffähige Materialien, welche vollständig für die Produktion des nächsten Teppichs eingesetzt werden können. Die Teppiche werden vermietet und danach recycelt. Desso gibt also das Eigentum am Teppich nicht ab und verfügt damit über ein Rohstofflager beim Kunden. Der Mehrwert im eingesetzten Material sowie die Kostenersparnis durch die einfache Zerlegbarkeit kommen direkt dem Unternehmen zugute (Fig. 2). Desso ist ausserdem unabhängiger von volatilen Rohstoffpreisen und profitiert von planbareren Materialkosten.

2.2 Dienstleistungsmodell

Philips bietet “Licht als Dienstleistung” an. Der Kunde wählt die benötigte Helligkeit am Arbeitsplatz. Die Leuchte, ihre Anordnung, die Montage, Wartung sowie die anfallenden Stromkosten werden von Philips übernommen. Durch eine optimale Beleuchtungsplanung, der Wahl eines

effizienten Leuchtmittels und dem Einbau von Präsenzsensoren kann Philips den Stromverbrauch bis zu 70 % reduzieren. Diese Optimierung kommt direkt Philips zugute (Fig. 3). Das Angebot lässt sich im Vollkostenvergleich sogar günstiger anbieten, als wenn der Kunde Leuchten kaufen und selber betreiben würde.

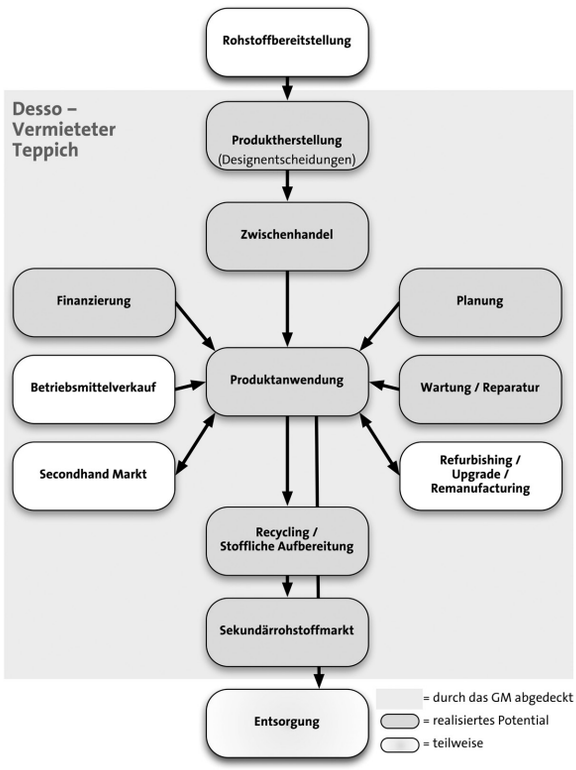


Abb. 2: Wertschöpfungskette im Miet- und Leasingmodell von Desso.

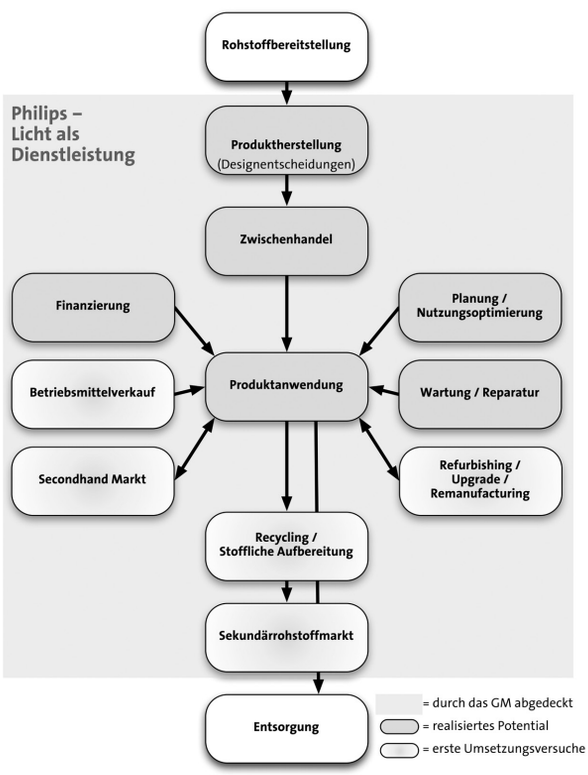


Abb. 3: Wertschöpfungskette im Dienstleistungsmodell von Philips.

2.3 Verkaufsmodell

Auch im Verkaufsmodell gibt es Möglichkeiten den Mehrwert des Kreislaufdesigns zu integrieren. So belegt der Baumaschinenhersteller Caterpillar Kernkomponenten wie z.B. Motorenblöcke seiner Maschinen mit einem Pfand. Die zurückgewonnenen Teile werden aufgefrischt und als So-gut-wie-neu-Ersatzteile zu 40-60 % des Preises neuer Ersatzteile verkauft (Fig. 4). Mit aufgefrischten Komponenten erzielt Caterpillar eine höhere Marge als mit der Produktion von Neuteilen!

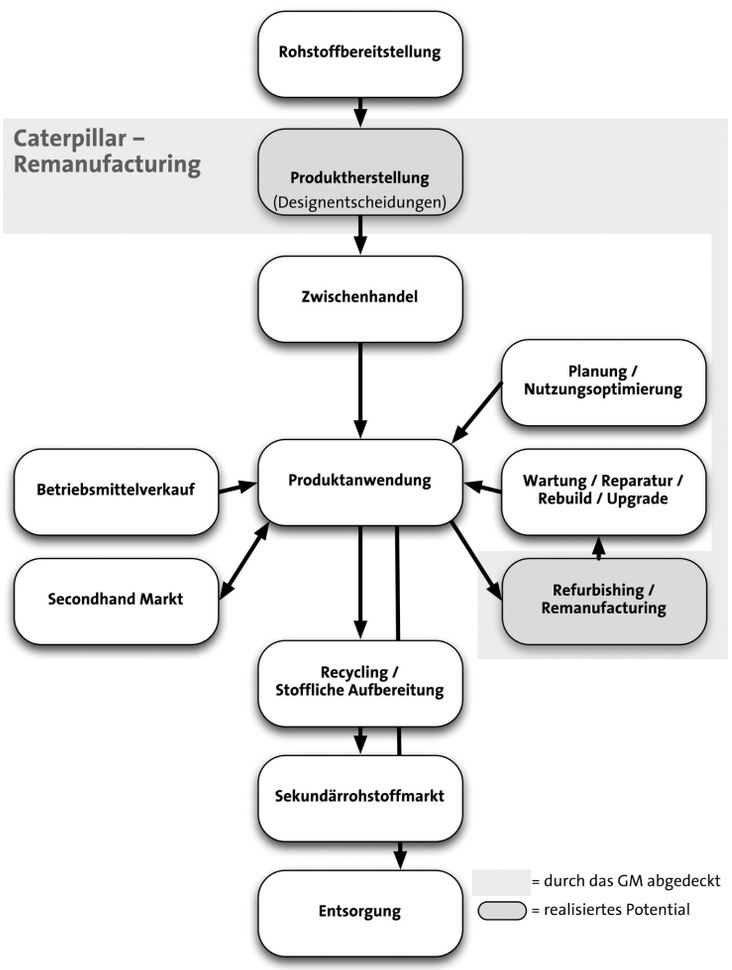


Abb. 4: Wertschöpfungskette im Verkaufsmodell von Caterpillar.

2.4 Wertschöpfungskette integrieren

Diese Beispiele zeigen, dass die Umstellung der Geschäftsmodelle den Unternehmen eine vertikale Integration entlang der Wertschöpfungskette erlaubt. Dadurch können brachliegende Restwerte in den Produkten für die Hersteller aktiviert werden und (Kreislauf-) Produkteeigenschaften können direkt in zusätzlichen Ertrag umgemünzt werden.

2.5 Die Rolle von Intermediären

Auch nicht produzierende Unternehmen können über Miet- und Dienstleistungsgeschäftsmodelle direkt von Kreislaufdesign profitieren und so die Entstehung der Kreislaufwirtschaft fördern. Mobility als Anbieter von Carsharing kann das Design der Autos im Gegensatz zu BMW nicht direkt beeinflussen. Jedoch wird Mobility auf Grund seines Dienstleistungsmodelles bei der Beschaffung seiner Fahrzeuge auf Kreislaufeigenschaften wie Langlebigkeit, geringe Wartungskosten, Energieeffizienz und hohe Materialrestwerte bzw. tiefe Entsorgungskosten achten (Fig. 5). So kreieren die Anbieter von Miet- und Dienstleistungsmodellen (Intermediäre) Nachfrage

für Kreislaufdesign und stimulieren so die Kreislaufwirtschaft. So kann auch in Ländern mit wenigen produzierenden Unternehmen die Kreislaufwirtschaft über Miet- und Dienstleistungsmodelle gefördert werden.

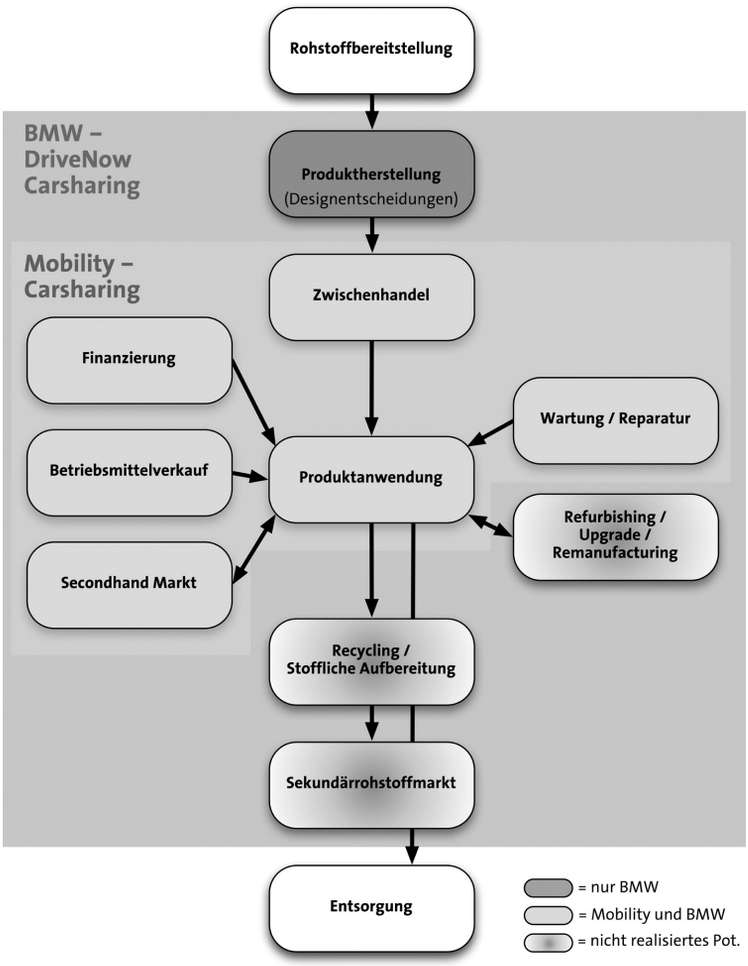


Abb. 5: Wertschöpfungskette im Dienstleistungsmodell von BMW und Mobility Carsharing.

3 RESULTATE

3.1 Geschäftsmodelle machen Kreislaufwirtschaft zum Selbstläufer

Wird die Verbreitung von Kreislaufgeschäftsmodellen gefördert, stimuliert dies den Einsatz von Kreislaufdesign und die Entwicklung der Kreislaufwirtschaft als Ganzes. Dies einfach darum, weil Miet- und Dienstleistungsmodelle den wirtschaftlichen Erfolg mit Kreislaufdesign verknüpfen. Wer ein Produkt vermietet, ist zwingend an seiner Langlebigkeit oder Reparierbarkeit interessiert. Aus der unternehmerischen Logik heraus wird in Kreislaufdesign investiert und neue ressourceneffizientere Produkte kommen auf den Markt. Wird Kreislaufdesign alleine, ohne Anpassungen der Geschäftsmodelle angewendet, so wird das Produkt oft kein ökonomischer Erfolg werden.

3.2 Kompetenzzentren, öffentliche Beschaffung und verbesserte Rechtssicherheit

Ein guter Ansatz, um Kreislaufgeschäftsmodelle zu fördern, besteht neben der Einrichtung von Kompetenz- und Forschungszentren darin, in der öffentlichen Beschaffung solche Angebote explizit nachzufragen oder sogar zu bevorzugen. Zudem muss der rechtliche Rahmen für die Haftung und den Besitz (Konkursfall) in Miet- und Leasingmodellen optimiert und mehr Rechtssicherheit geschaffen werden.

3.3 Kreislaufwirtschaft als Wettbewerbschance

Die Ellen MacArthur Foundation und McKinsey haben aufgezeigt, dass durch die Umsetzung der Prinzipien der Kreislaufwirtschaft die Ressourceneffizienz gesteigert und die Materialkosten der Produktion in der EU um 10-25 % gesenkt werden können (bis zu 600 Mio. $/a = 3 % des EU BIP)(McArthur Foundation 2013) und so ein substantieller Wettbewerbsvorteil erzielt werden kann.

Speziell für Wissens- und Technologiestandorte besteht eine gute Chance, bei der globalen Innovationswelle zur Kreislaufwirtschaft mit dabei zu sein und sich Marktanteile zu sichern. Jedoch muss das Thema verstärkt als Wachstumschance wahrgenommen werden und Unternehmen müssen den Mut haben, über das klassische Verkaufsmodell hinaus zu experimentieren. Die Phase der Vorreiter geht langsam vorbei und das Window of Opportunity wird nicht ewig offen bleiben.

4 GRUNDLAGENBERICHT

www.sanudurabilitas.ch/de/publikationen/durabilitasdoc_de (inkl. Protokoll Expertenworkshop).
www.rytec.com/rytec/publikationen (nur Grundalgenbericht).

LITERATUR

McArthur Foundation & McKinsey and Company (2013) E*conomic and business rationale for an accelerated transition.* Cowes, Isle of Wight, United Kingdom.

Wie wichtig ist Recycling in der Knowledge & Innovation Community (KIC) EIT RawMaterials?

A. Maier
Montanuniversität Leoben, Lehrstuhl für Bergbaukunde, Bergtechnik und Bergwirtschaft, Leoben, Österreich

KURZFASSUNG: Für Europa ergeben sich maßgebliche Herausforderungen für eine nachhaltige und resiliente Versorgung mit mineralischen Rohstoffen. Dabei werden spezielle Rohstoffstrategien in Richtung Circular Economy verfolgt. Die Aktivitäten des European Institute of Innovation and Technology, Budapest und der Knowledge and Innovation Community EIT RawMaterials sind Teil der Aktivitäten.

1 EINLEITUNG

Im aktualisierten Vergleich (Maier et al. 2014) zu den Weltmächten USA, China und Russland ist die Europäische Union betreffend die Versorgung mit existenziell wichtigen mineralischen Rohstoffen deutlich ins Hintertreffen geraten. China, USA und Russland produzieren etwa 47,36 % der Welthandels-Mineralrohstoffe, die EU jedoch lediglich 4,9 %, es geht um eine Zehnerpotenz. Im Grunde ergibt sich insgesamt das Bild einer hohen Konzentration der globalen Produktion wie folgt: 63 mineralische Rohstoffe werden in den World Mining Data (Reichl et al. 2016) beobachtet und dabei Konzentrationen in der Rohstoffproduktion erkannt:

- 50 mineralische Rohstoffe: > 50 % der Weltproduktion stammen nur aus 3 Ländern,
- 26 mineralische Rohstoffe: > 75 % der Weltproduktion stammen nur aus 3 Ländern,
- 40 mineralische Rohstoffe: hohe Marktkonzentration (Herfindahl-Hirschmann Index > 2000,
- 29 mineralische Rohstoffe: China ist führend,
- 19 mineralische Rohstoffe: keine Produktion in EU und
- 20 Rohstoffe sind als CRM – Critical Raw Materials (EC 2014) definiert.

Daraus resultieren im Nachfragewettbewerb strategische Risiken nicht nur für die Versorgung Europas, sondern auch für die zukünftige industrielle Entwicklung der Europäischen Union, die sich ohnedies in einer kritischen Phase einer Re-Industrialisierung befindet, die ökonomisch unabdingbar ist:

- Ein modernes Leben ist ohne Rohstoffe nicht möglich. Der für die Gesellschaft und jeden Einzelnen sich ergebende Nutzen aus Produkten und Leistungen hat Rohstoffe als Vorbedingung sine qua non.
- Selbst wenn die uneingeschränkte Verfügbarkeit von Rohstoffen in der europäischen Gesellschaft als gegebene Selbstverständlichkeit vorausgesetzt wird, tatsächlich braucht eine materialistisch orientierte Welt unabdingbar Materie.
- Rohstoffe zählen zu den wesentlichen Herausforderungen der europäischen Gesellschaft, daher gibt es eine KIC (Knowledge & Innovation Community) EIT RawMaterials zu diesem Thema. Derzeit ist EIT Raw Materials einer von 5 KIC des EIT – European Institute of Innovation and Technology, Budapest, welches eine Körperschaft der Europäischen Union ist.

Was sind das für Risiken, die sich aus der Konzentration der Weltproduktion ergeben, was ist die mögliche Schadenschwere, wie groß ist die Wahrscheinlichkeit, dass Störungen auftreten? Welche Maßnahmen sind notwendig, um der Sachlage gerecht zu werden? Was passiert, wenn der Handel durch Strategien ersetzt wird? Welche strukturellen Herausforderungen bestehen unabhängig vom Preisniveau der Rohstoffe? Welche Herausforderungen ergeben sich aus einem hohen Preisniveau, welche sich aus einem niederen?

1.1 Entwicklung einer europäischen Rohstoffstrategie

Wie (Schönbauer et al. 2014) gezeigt wurde, hat die Europäische Union durch maßgebliche Aktivitäten der Raw Materials Supply Group, GD Unternehmen bzw. GD Grow, Europäischer Kommission und der European Innovation Partnership on Raw Materials mit ihrem Strategic Implementation Plan Schritte zu einer Strategieentwicklung gesetzt, eine Rohstoffstrategie hat sich kristallisiert:

- Sicherstellung gleicher Wettbewerbsbedingungen beim Zugang zu Rohstoffen in Drittländern,
- Förderung einer nachhaltigen Versorgung mit Rohstoffen aus europäischen Quellen und
- Steigerung der Ressourceneffizienz und Förderung des Recyclings.

Eine der strategischen Maßnahmen war die Einrichtung einer Knowledge & Innovation Community für Rohstoffe, die in einem aufwendigen und fachlich herausfordernden Wettbewerb an das Antragskonsortium Raw MatTERS vergeben wurde, welches nunmehr als KIC EIT RawMaterials am 1. Jänner 2016 seinen operativen Betrieb aufgenommen hat. Die Montanuniversität Leoben ist Core Partner in diesem siegreichen Konsortium.

2 EIT KNOWLEDGE & INNOVATION COMMUNITIES

Das EIT - European Institute of Innovation and Technology, Budapest arbeitet grundsätzlich mit sogenannten KIC´s - Knowledge & Innovation Communities, die thematisch fokussiert sind. Derzeit sind der Climate KIC, der KIC InnoEnergy, EIT Digital, EIT Health und EIT RawMaterials aktiv. Für die KIC´s EIT Manufacturing und EIT Food sind 2016 Calls for Proposals offen, für Urban Mobility für 2018 angekündigt.

Knowledge & Innovation Communities - KIC´s sind allgemein:

- thematische Innovationspartnerschaften,
- mit einer Langzeitperspektive (7 Jahre + 7 Jahre Verlängerung),
- die sich dem Prinzip Excellence verschreiben und einen hohen Grad von Integration aufweisen,
- Innovative Produkte und Dienstleistungen sowie neue Geschäftsfelder sollen mit einem Focus auf Unternehmerkultur und Ausbildung geschaffen werden,
- Wesentliche Themen der europäischen Gesellschaft werden angesprochen und
- Vereinfacht gesehen ist es das Ziel, mehr Wirtschaftswachstum und Beschäftigung zu erzeugen.

Grundsätzlich erzeugt ein KIC:

- Strategischen Nutzen: Anschluss an ein europaweites Forschungsnetzwerk im Bereich Rohstoffe / Materialien, Einfluss auf F&E Programme, Zugang zu Absolventinnen und Absolventen,
- Inhaltlichen Nutzen: Forschung und Entwicklung im eigenen Interessensgebiet und
- Finanziellen Nutzen: EIT ist mehr als ein exzellentes und industrieorientiertes Förderinstrument. Zur besseren Chance auf Projektförderung aus EU-Mitteln oder nationalen Mitteln durch eine EIT Kennzeichnung kommt noch eine EIT Finanzierung.

3 EIT RAWMATERIALS

EIT RawMaterials ist eine entlang des Triangels „Forschung – Industrie – Ausbildung“ gut austarierte Gemeinschaft mit derzeit (Stand 1.1.2016) 101 Partnern. Die Partner sind organisatorisch in einem gemeinnützigen, eingetragenen Verein nach deutschem Recht dem EIT RawMaterials e.V. mit Sitz in Berlin verbunden. Nach seinen Satzungen gilt Folgendes:

„Zweck des Vereins ist die Förderung von Wissenschaft und Forschung, der Volks- und Berufsbildung, der internationalen Gesinnung und des Völkerverständigungsgedankens sowie des Umweltschutzes durch einen sorgsamen und nachhaltigen Umgang mit Rohstoffen.“

„Der Satzungszweck wird insbesondere verwirklicht durch:

- Innovation und Innovationsförderung insbesondere mit der Maßgabe von:
  - Sicherung der Rohstoffversorgung,
  - Entwicklung von Lösungsansätzen,
  - Schließung von Materialengpässen.
- die Durchführung und Finanzierung wissenschaftlicher Forschungs- und Entwicklungsvorhaben,
- die Durchführung von wissenschaftlichen Lehrveranstaltungen und Bildungsmaßnahmen,
- Vergabe von Stipendien,
- Organisation des nationalen und internationalen Wissenschaftsaustauschs und der Zusammenarbeit in Forschung und Innovation,
- Veröffentlichungen über die erzielten Forschungsergebnisse zur allgemeinen Nutzung,
- die Durchführung von allgemein zugänglichen Ausbildungsaufgaben sowie
- die Durchführung von Maßnahmen zur Sicherstellung eines umweltschutzgerechten Umgangs mit Rohstoffen in ganz Europa.“

Der EIT RawMaterials e.V. betreibt mit 100 % der Anteile die EIT RawMaterials GmbH, die ebenfalls ihren Sitz in Berlin hat und ihrerseits die Muttergesellschaft der Co-Location Centers (CLC´s) ist, welche auch als GmbH´s eingerichtet sind. Grundsätzlich hat kein CLC eine Eigentümerschaft für bestimmte Themen, kraft ihrer fachlichen Interessen und damit verbundenen, fachlichen Kompetenzen kristallisieren sich jedoch Schwerpunkte.

Co-Location Center befinden sich in

- Luleo, Schweden (Nordic CLC – Schwerpunkt Exzellenz bei primären Ressourcen),
- Espoo, Finnland (Baltic Sea – Schwerpunk Exzellenz für Rohstoffwirtschaft und Ausbildung),
- Metz, Frankreich (Central CLC – Schwerpunkte Innovation und Business-Creation on Raw Materials),
- Rom, Italien (Southern CLC: Umfasst die gesamte Wertschöpfungskette der Rohstoffe),
- Leuven, Belgien (Western CLC– Schwerpunkt Circular Economy und Recycling) und
- Wroclav, Polen (Eastern CLC: Hinsichtlich der Anzahl von Partnern, der finanziellen Beiträge und der geographischen Reichweite ist das Eastern CLC das größte CLC des KIC EIT Raw Materials. Ein Schwerpunkt ist die Verfolgung einer Strategie für Ost- und Südosteuropa, wo ein besonderes Engagement der Montanuniversität gegeben ist.).

Summa summarum ergibt sich das Bild, das KIC EIT Raw Materials organisatorisch hervorragend für die kommende Aufgabenerfüllung in den folgenden Förderungsperioden aufgestellt ist.

3.1 Zweck von EIT RawMaterials – Bedeutung des Recyclings

EIT RawMaterials bezweckt das Schließen der Kluft zwischen exzellenten Forschungsergebnisse und der Marktreife bzw. das Überbrücken des „Valley of Death" entlang der gesamten Wertschöpfungskette. Umfasst sind Exploration, Gewinnung, Aufbereitung, Metallurgie, Recycling und Substitution. Im Wesentlichen werden die Ziele einer Sicherstellung der Rohstoffversorgung für Europa, das Anbieten neuer Lösungen, das Schließen der Rohstoff- und Stoffkreisläufe verfolgt. Dazu wird mit Bezug auf die wechselseitigen Anforderungen, also dem Bedarf des Rohstoffsektors nach Produkten und Dienstleistungen aus den anvisierten Marktsektoren einerseits und Bedarf der dieser Sektoren nach Rohstoffen und Stoffen anderseits auf folgende Märkte fokussiert:

- Mobilität,
- Maschinen & Ausrüstung,
- IKT und
- Energieversorgung.

Anderseits werden aber auch die Themen:

- Exploration & Ressourcen Bewertung,
- Bergbau im herausfordernden Umfeld,
- Ressourcen-Effizienz bei Aufbereitung und Metallurgie,
- Recycling & Materialfluss optimieren,
- Substitution von kritischen Rohstoffen & toxischen Materialien in Produkten und
- Design für Produkte & Dienstleistungen für die Kreislaufwirtschaft

verfolgt, woraus sich rasch eine komplexe Matrix mit einer Vielzahl von interessanten Aktivitäten ergibt. Innerhalb dieser Matrix ergibt sich mit dem Leitgedanken einer Circular Economy zwischen einer Optimierung der Materialflüsse, einem umfassendem Recycling und einem recyclingfähigen Design von Produkten ein reiches Betätigungsfeld.

Auf europäischer Ebene hat das Circular Economy Package der Europäischen Union die Bedeutung von Recycling als Teil einer Gesamtstrategie stark unterstrichen:

- Dass bei einem Wachstum der durch die Gesellschaft in Nutzung stehenden Menge von Rohstoffen ein Schließen der Kreisläufe durch Recycling eine kühne Zielsetzung ist, liegt auf der Hand. Die Massenströme jedoch, die einem Recycling zugeführt werden können, sollten nicht verlorengehen, sondern optimiert genutzt werden und
- Auch ist klar, dass ein wirkungsvolles Recycling durch stofflich zunehmend komplexere Produkte nicht unterstützt wird.

3.2 Arbeitsweise von EIT RawMaterials

Innerhalb des KIC EIT RawMaterials erfolgt die Vergabe von Fördermitteln in enger Abstimmung mit der EIT - European Institute of Innovation and Technology, dem ein jährlicher Business Plan zur Genehmigung vorgelegt wird. Dieser jährliche, durchaus Impact orientierte, komplexe und differenzierte Business Plan ist dann die Basis für den Fluss der Fördermittel vom EIT - European Institute of Innovation and Technology, Budapest zum KIC EIT RawMaterials, Berlin. Für das Jahr 2016, welches das erste operative Jahr von EIT RawMaterials ist und jedenfalls als Hochfahrphase bezeichnet werden darf, werden etwa 22 Mio. EUR an KAVA (KIC addded value activities) Mitteln fließen, insgesamt geht es um mehr als 400 Mio. EUR.

Für die Erstellung des Business Plans wird innerhalb des KIC EIT RawMaterials mit Ausschreibungen nach derzeit 15 verschiedenen Förderkategorien, sogenannten KAVA-Kategorien im objektiven Wettbewerb vorgegangen. Es werden innerhalb des KIC EIT RawMaterials nach differenzierten Regelungen (z.B. mindestens 3 KIC Partner, mindestens 2 Co-Location Centers, mindestens 2 Länder, mindestens 2 Seiten des Triangels „Forschung – Industrie – Ausbildung") Antragskonsortien gebildet, die KAVA (KIC addded value activities) Proposals einreichen, die dann mit bis zu 100 % vom EIT mit finanziellen Mitteln beflügelt werden.

Basis der Einreichungen von KAVA Proposals sind sogenannte KCA´s – KIC complementary activities. KCA´s sind Aktivitäten, die von den KIC Partnern ohne Förderungen durch das EIT durchgeführt werden und anders finanziert sind. Diese Finanzierungen können aus eigenen Mitteln oder anderen Förderungsmitteln (etwa Horizon 2020, Strukturfördermittel, Industrieaufträge, …) erfolgen. Für unterschiedliche KAVA Aktivitäten sind unterschiedliche KAVA/KCA – Verhältnisse notwendig, so wurde zuletzt für Education-KAVA´s ein KAVA / KCA Verhältnis von 50 %/50 % vorgesehen, für Up-Scaling KAVA´s, die z.B. für den Bau von Pilotanlagen eingesetzt werden, ein KAVA / KCA Verhältnis von 20 %/80 %.

3.3 Montanuniversität Leoben im EIT RawMaterials

Das erfolgreiche Engagement der Montanuniversität begründete sich nicht nur darin, dass die europäischen Raw Materials und Innovations-Initiativen im Core-Competence-Bereich der Montanuniversität liegen und daher eine Teilnahme als wesentlich angesehen wurde, sondern auch darin, dass ein sinnvoller eigener Beitrag erbracht werden soll, der substanziell für die „Lösung großer gesellschaftlicher Herausforderungen“ ist. Durch Innovationen entlang der industriellen Aktivitäten im Value-Cycle Mining, Metals, Materials, Manufacturing, Recycling wird das Triangel „Wissenschaft – Industrie – Lehre“ rund um das Thema „Rohstoffe“ positiv beitragen. Die Montanuniversität ist als spezialisierte Universität in der Lage und hoch motiviert, einen positiven Beitrag für das Gelingen des Rohstoffsektors und damit zum Gelingen unserer Gesellschaft insgesamt zu leisten. Mit der Zuerkennung des KIC wurde die Bedeutung der Montanuniversität im Bereich Roh- und Werkstoffe weiter unterstrichen. Sie ist aber auch eine Verpflichtung und gleichzeitig Ansporn, dieses Vertrauen zur Weiterentwicklung unserer Gesellschaft sorgsam einzusetzen.

Schon innerhalb des beantragenden KIC Raw MatTERS Konsortium hat die Montanuniversität Leoben mit maßgeblicher Unterstützung des BMWFW und des Landes Steiermark eine Rohstoff-Strategie für Ost- und Südosteuropa (ESEE Region) entwickelt.

Die ESEE Region verfügt über wichtige kritische Rohstoffe, darunter die oft genannten „Seltenen Erden“ sowie Metalle der Platingruppe, aber auch Antimon, Borate, Chrom, Gallium, Germanium, Indium und Magnesit. Potenziale werden sowohl bei der Neuerschließung von Lagerstätten als auch bei der Aufbereitung sekundärer Rohstoffe, etwa alter Halden sowie Schlacken gesehen. Eine Realisierung der Potenziale wird die ökonomische Entwicklung der Region voranbringen und damit einen Beitrag zu deren sozialer sowie auch politischer Weiterentwicklung leisten. Diese ESEE Strategie ist zu einem Anknüpfungspunkt für das EIT - European Institute of Innovation and Technology und für das KIC EIT RawMaterials geworden und wird mit einem speziellen Instrument, dem EIT RIS – EIT Regional Innovation Scheme eine nicht unerhebliche Würdigung erfahren, die sich auch finanziell niederschlägt. Im Zentrum der Abwicklung des EIT RIS steht innerhalb des EIT RawMaterials mit einer „Sonderposition“ die Montanuniversität Leoben als Entwickler dieser Strategie und wohl auch als kraftvoller, strategischer Partner, der selbst mit einer maßgeblichen und entscheidenden Dotierung durch den Bundesminister für Wissenschaft, Forschung und Wirtschaft auf allen Linien des BMWFW, also Wissenschaft, Forschung und Wirtschaft (Innovation) ausgestattet und damit befähigt ist, den nötigen Impact zu erzeugen.

4 AUSBLICK

Eine Stärkung des Rohstoffsektors in Europa und speziell in der Europäischen Union im Sinne der Vision der Knowledge & Innovation Community EIT RawMaterials „Develop raw materials into a major strength for Europe“ wird umfassende Innovationen nicht nur technologischer Natur erfordern, sondern auch gesellschaftliche und wirtschaftspolitische Innovationen. Die ESEE Strategie für Ost- und Südosteuropa wird einen Beitrag dazu leisten können: Mit Ausbildung und Innovationen zu mehr Wirtschaftswachstum und mehr Beschäftigung!

LITERATUR

EC (2008 & 2011) Mitteilung der Kommission an das Europäische Parlament und den Rat. *Die Rohstoffinitiative — Sicherung der Versorgung Europas mit den für Wachstum und Beschäftigung notwendigen Gütern,* http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUri-Serv.do?uri=COM:2008:0699:FIN:DE:PDF und MITTEILUNG DER KOMMISSION AN DAS EUROPÄISCHE PARLAMENT,DEN RAT, DEN EUROPÄISCHEN WIRTSCHAFTS- UND SOZIALAUSSCHUSS UND DEN AUSSCHUSS DER REGIONEN GRUNDSTOFFMÄRKTE UND ROHSTOFFE: HERAUSFORDERUNGEN UND LÖSUNGSANSÄTZE, http://eur-lex.europa.eu/LexUri-Serv/LexUriServ.do?uri=COM:2011:0025:FIN:DE:PDF.

Maier, A., Moser, P., Eichlseder, W., Mühlburger, M., Brugger, K., Antrekowitsch, H. & Hoscher, M. (2014) Aktuelle Aktivitäten zu den europäischen Rohstoff-Initiativen, *Berg- und Hüttenmännische Monatshefte – BHM* (2014) Vol. 159 (4) S. 143 – 148; © Springer-Verlag Wien, DOI 10.1007/s00501-014-0245-1.

Reichl, C., Schatz, M. & Zsak, G.(2015) World Mining Data Welt-Bergbau-Daten, *Minerals Production/ Rohstoffproduktion,* H. 30, Wien: Bundesministerium für Wissenschaft, Forschung und Wirtschaft, www.bmwfw.gv.at.

Schönbauer, C., Holnsteiner, R. & Reichl, C. (2014) Die Versorgung mit mineralischen Rohstoffen – Entwicklungen auf internationaler und nationaler Ebene, *BHM Berg- und Hüttenmännische Monatshefte,* Vol. 159 (2014), H. 10, S. 399–405, DOI 10.1007/s00501-014-0317-2; © Springer-Verlag Wien 2014.

Re-Use, Reduce, Refuse - Konfus? Zur Systematisierung von Abfallvermeidung und Wiederverwendung

U. Gelbmann
Universität Graz, Institut für Systemwissenschaften, Innovations- und Nachhaltigkeitsforschung, Graz, Österreich

KURZFASSUNG: Seit Inkrafttreten der Abfallrahmenrichtlinie 2008 kommt der Wiederverwendung von Abfällen („Re-Use“) große Bedeutung zu. Im Zuge der Ausdehnung von Bemühungen Re-Use zu stärken ist eine Vielzahl Re-Use bezogener Begrifflichkeiten entstanden, die einerseits mit den gesetzlichen Vorgaben, anderseits mit seit jeher geübten Varianten der Abfallvermeidung (Pfandsysteme, Second-Hand) in Einklang gebracht werden müssen. Im Beitrag werden daher die Abgrenzungen von Abfallvermeidung außerhalb des Abfallregimes und Vorbereitung zur Wiederverwendung ebenso diskutiert wie die neuen Begrifflichkeiten im Zusammenhang mit Re-Use, für die auch Systematisierungen vorgeschlagen werden. Denn bisher werden Aktivitäten des Re-Use zwar von vielen AkteurInnen mit sehr viel Engagement und Begeisterung, aber insgesamt doch noch wenig koordiniert angegangen. Eine systematische Erfassung und Strukturierung möglicher Aktivitäten kann zur Bündelung der Kräfte der Akteure/-innen in Form kooperativer und koordinierter Re-Use Aktivitäten beitragen.

1 EINLEITUNG

Ressourcen- und Ökoeffizienz sind in der Nachhaltigkeitsdebatte zu wichtigen Schlagwörtern geworden, was sich in EU- ebenso wie OECD Publikationen spiegelt. Bereits 2008 schlägt die OECD die Stärkung von 3R (Reduce, Re-Use, Recycle) Strategien in Bezug auf Abfälle vor, in denen „Reduktion“ und „Re-Use“ vor dem Recycling positioniert werden. Auch die EU Abfallhierarchie (2008) räumt der Vermeidung und Vorbereitung zur Wiederverwendung Priorität vor anderen abfallwirtschaftlichen Optionen ein. Seither finden, weitgehend ohne Beteiligung der großen abfallwirtschaftlichen Player, Bemühungen statt, die Bedeutung von Vermeidung- und Wiederverwendung (im Folgenden „Re-Use“) zu stärken. Dabei wird eine Vielzahl von Aktivitäten gesetzt, die mit einer ebensolchen Vielzahl von Namen belegt werden, sodass es zu einer großen Verwirrung um Begrifflichkeiten kommt. Dieser Beitrag unternimmt die Beschreibung und Strukturierung dieser Aktivitäten. Im Zentrum stehen folgende Fragestellungen:

- Welche Aktivitäten werden grundsätzlich zur Abfallvermeidung und Vorbereitung zur Wiederverwendung gezählt? Worin bestehen sie und wie unterscheiden sie sich?
- Wie lassen sich diese Aktivitäten in die EU Abfallhierarchie einordnen?
- Mithilfe welcher Charakteristika lassen sich diese Aktivitäten systematisch analysieren?
- Wie kann durch Re-Use-Aktivitäten ein Beitrag zur Nachhaltigkeit geleistet werden?

Ziel ist es, durch eine Systematisierung zur besseren Implementierung und Integration von Aktivitäten der Abfallvermeidung und der Vorbereitung zur Wiederverwendung beizutragen. Dadurch kann die wirtschaftliche Umsetzung ebenso gefördert werden wie die wissenschaftliche Aufarbeitung.

Die Methode ist in erster Linie deskriptiv und basiert auf einer qualitativen Analyse mehrerer Projekte und Aktivitäten, die in Österreich bereits umsetzt werden und wurden. Zusätzlich werden die Ergebnisse einer extensiven Sekundärrecherche in wissenschaftlichen und auch praxisnahen Publikationen in die Analyse einbezogen.

2 LEGISTISCHE ANSATZPUNKTE

In der Europäischen Gesetzgebung bekommt der Begriff „Re-Use“ mit Veröffentlichung der der Abfallrahmenrichtlinie (EU 2008, Art. 3 No. 13) größere Verbreitung. Hier umfasst Re-Use „jedes Verfahren, bei dem Erzeugnisse oder Bestandteile, die keine Abfälle sind, wieder für denselben Zweck verwendet werden, für den sie ursprünglich bestimmt waren.“ (sinngemäß § 2 Abs. 5. Zif. 4 AWG). Damit ist Re-Use eigentlich Teil der Abfallvermeidung („Reduce“) und spielt sich zunächst prinzipiell außerhalb des Abfallregimes ab (EU 2008, Art. 3 No. 12 und § 2 Abs. 5. Zif. 3 AWG). Außerdem ist Re-Use sehr eng auf die reine Verwendung für denselben Zweck ausgelegt. Die Verwendung einer extravagant geformten Weinflasche als Wasserkaraffe wäre demnach eigentlich juristisch eine Form der Verwertung.

Zudem macht der Begriff „Bestandteile“ die Definition unscharf, da auch hier eigentlich nur der Einsatz für denselben Zweck angesprochen ist. Dazu kommt, dass eine Reihe von Aktivitäten, wie sie gemäß EU Richtlinie und österreichischem AWG eigentlich dem Re-Use zuzuzählen sind, sind aber im abfallwirtschaftlichen Sinne nicht als Re-Use betrachtet werden. Das gilt für Mehrweg-Systeme (z.B. Pfandflaschen) oder auch die Reparatur von Gegenständen für deren Besitzer (z.B. kaputter Rasenmäher wird für seinen Besitzer repariert). Während sich letzteres noch argumentieren lässt, weil ja keine Entledigungsabsicht vorliegt, existiert eine solche für Pfandgebinde sehr wohl – dennoch werden diese nicht zu Abfällen. Eine Entledigungsabsicht besteht jedenfalls, wenn Gegenstände in Sammelsysteme einbracht werden (z.B. Altglas). Damit unterliegen die Dinge dann dem Abfallregime und können definitionsgemäß nicht mehr dem Re-Use zugeführt werden, da Re-Use außerhalb des Abfallregimes stattfindet. Schließlich wird nicht auf Abfälle, sondern auf „Produkte und deren Bestandteile, die keine Abfälle sind“ (AWG 2002) abgestellt.

Daher haben die EU bzw. der Gesetzgeber die „Vorbereitung zur Wiederverwendung“ eingeführt. Sie umfasst „jedes Verwertungsverfahren der Prüfung, Reinigung oder Reparatur, bei dem Erzeugnisse oder Bestandteile von Erzeugnissen, die zu Abfällen geworden sind, so vorbereitet werden, dass sie ohne weitere Vorbehandlung wiederverwendet werden können“ (EU 2008, Art. 3 Nr. 16, wortgleich § 2 Abs. 5. Zif. 6 AWG). Damit kann für entsprechend behandelte Objekte ein Abfallende erklärt werden. Re-Use kann daher auch betrieben werden, wenn bereits ein Abfall entstanden ist. In der überarbeiten Version des Kreislaufwirtschafts Aktionsplanes schlägt die Europäische Kommission eine verstärkte Hinwendung zu Reparatur und Wiederverwendung vor, wodurch man sich auch soziale bzw. arbeitsmarktbezogene Effekte erhofft (EK 2015). Die ebenfalls vorgeschlagene Neufassung der Abfallrichtlinie enthält sogar explizit die „Schaffung von Systemen zur Förderung der Wiederverwendung insbesondere von Elektro- und Elektronikgeräten, Textilien und Möbeln“ (EC 2015, Art. 9, Nr. 1).

Schwieriger wird die Sache, wenn an den Abfällen andere Handlungen als die genannten der Reinigung, Reparatur etc. vorgenommen werden und/oder die Abfälle für Einsatzzwecke verwendet werden, die von den ursprünglichen Einsatzzwecken abweichen. Laut Definition im EU bzw. österreichischen Recht handelt es sich dabei um Recycling. Anderseits aber ist Recycling im abfallwirtschaftlichen Kontext eher mit großtechnischen Prozessen konnotiert, bei denen die Abfälle in ihrer Substanz aufgehen (also aufgeschmolzen, pelletiert, gehäckselt etc. werden), wohingegen die Weiterverwendung von Teilen durch Umdekorieren, Schneidern, neuartiges Verbinden etc. zumindest implizit eher dem Re-Use zugeordnet wird. Viele der hier neu entstandenen Begriffe lassen sich unter die Legaldefinition überhaupt nicht einordnen. In der rechtlichen Definition besteht hier also ein gewisses Vakuum.

3 INTERNATIONALER ZUGANG ZU RE-USE

Ein Vakuum besteht auch im internationalen Diskurs, wenn auch aus anderem Grund: So sehen die meisten der auf 3R bezogenen Publikationen (G8 2008), (OECD 2008 und 2011), (Memon 2010), (Sakai et al. 2011) 3R in einem größeren Zusammenhang und stellen auf Ressourceneffizienz und Ressourcenproduktivität ab (Gelbmann & Hammerl 2015), wie dies ja auch die europäische „Roadmap towards a Resource-Efficent Europe macht (EC 2011). Auch wenn diese Zugänge zu 3R lebenszyklusorientiert sind, werden sie meist pauschal diskutiert und der Übergang von Re-Use zu Recycling ist oft verschwommen oder nicht explizit definiert (Yoshida et al. 2007), (Gelbmann & Hammerl 2015).

Eine Ausnahme macht hier der Beitrag von Pariatamby & Fauziah (2014), die eine „waste hierarchy“ erkennen, die an die europäische angelehnt ist, allerdings mit kleinen Unterschieden: So werden hier Prevention („Vermeidung“) und Reduction/Minimization (Reduktion/Minimierung) als zwei verschiedene Stufen geführt und Re-Use (das laut EU Definition Teil der Abfallvermeidung ist) als dritte Stufe genannt. In der weiteren Ausführung werden diese Stufen jedoch nicht konsequent unterschieden. Eine andere Erweiterung des 3R Ansatzes nehmen Badureen et al. (2009) vor, die zusätzlich zu den 3R die „R‘s“ Recover, Re-Design und Remanufacture definieren. Diesen bzw. ähnlichen Begriffen wird im Folgenden weiter nachgegangen.

4 KLASSIFIKATIONSANSÄTZE VON ABFALLVERMEIDUNG UND RE-USE

Bereits in den 1980er Jahren hat man in der deutschsprachigen Umwelt(management)literatur versucht, zwischen WIEDER- und WEITER-Verwendung zu differenzieren: Während man bei Wiederverwendung vom erneuten „Einsatz desselben, nicht oder nur geringfügig aufbereiteten … (Abfalles) für den ursprünglichen Zweck (etwa im Falle von Pfandflaschen)“ spricht, ist Weiterverwendung die „Nutzung des in der Form unveränderten Produktes für einen anderen Zweck (z.B. Verpackungsfolien als Abdeckplanen)“ (Gelbmann 2001). Dieser Zugang hat sich allerdings in den abfallrechtlichen Definitionen nicht durchgesetzt (vgl. Punkt 2).

Jedenfalls ist der Begriff der Wiederverwendung gemäß AWG in mehrfacher Hinsicht unscharf, da er einzelne (Wieder-)Verwendungen ausschließt: So gibt es, wie bereits oben erwähnt, eine Reihe von Produkten und Anwendungen, die nie unter dem Begriff „Abfall“ subsumiert worden sind und auch entsprechend dem AWG nicht werden. Zudem ist der Unterschied zwischen Produkten, die per se für die permanente Verwendung durch denselben/dieselbe Verwender/in erzeugt werden (z.B. Ledertaschen) zu expliziten „Wiederverwendungen“ (z.B. wiederverwendbaren Einkaufstaschen aus Kunststoff) rechtlich schwer zu definieren. Denn den Menschen eine wertschätzende Grundhaltung zu Dingen nahezubringen ist mehr eine Aufgabe der Erziehung und Bildung als von Gesetzen.

Schließlich kann Re-Use innerhalb oder außerhalb des Abfallregimes vonstattengehen: Schon seit jeher werden Dinge, die nicht neu sind und nicht mehr länger selbst gebraucht werden (Solomon et al. 2006), auf Flohmärkten, in Second Hand Shops oder neuerdings über Internetplattformen direkt von privat zu privat oder gewerblich verkauft oder verschenkt (Marzella 2015). Insbesondere der private Internethandel (z.B. willhaben.at oder ebay) hat in den letzten Jahren einen großen Aufschwung erfahren und physische Märkte ersetzt, da er geringe Transaktionskosten aufweist. Die AkteurInnen auf diesen Märkten sind dann nicht mehr nur KonsumentInnen, sondern sogenannte Prosumers, die kaufen und verkaufen (Behrendt et al. 2011).

Diese Second-Hand Aktivitäten sind eine unmittelbare Maßnahme der Abfallvermeidung außerhalb des Abfallregimes. Es wird keine Entledigungsabsicht unterstellt, auch wenn die Dinge einer Reinigung oder geringfügigen Reparatur bedürfen (BMLFUW 2011). Werden dieselben Dinge aber in kommunale Abfallwirtschaftszentren (oder teilweise auch zu Re-Use Unternehmen) gebracht, so wird meist eine Entledigungsabsicht angenommen, und diese Dinge werden als Abfälle behandelt (AWG 2002). Jede weitere daran vorgenommene Handlung wird daher zu einer „Vorbereitung zur Wiederverwendung“ und damit zur abfallwirtschaftlichen Handlung. Der wesentliche Unterschied zwischen einem direkt wiederverwendeten Gegenstand und einem, der zuerst „entsorgt“ und erst später wiederverwendet wird, liegt also bei der Person, die die Wiederverwendung einleitet, und wo sie den Gegenstand hinbringt: in einen Second-Hand-Laden oder ein Abfallwirtschaftszentrum.

Unabhängig von diesen juristischen Fragen hat sich in der Praxis der Gebrauch mehrerer Begrifflichkeiten durchgesetzt, die sich meist auf Haushaltsabfälle beziehen und nur selten auch auf industrielle Abfälle abstellen (wie etwa Schraven et al. 2011, hinsichtlich des Automotive Sektor).

- Re-Use im engeren Sinne (i.e.S.) stellt auf eine ähnliche Verwendung wie bisher ab, entweder durch denselben/dieselbe Verwender/in (etwa bei Mehrweg-Einkaufstaschen) oder eine(n) neue(n) Verwender/in wie etwa bei Second Hand Kleidung.
- Die Reparatur von kaputten Gegenständen kann erfolgen, um letztere an einen neuen Nutzer/eine neue Nutzerin zu verkaufen (wie etwa bei Küchengeräten). Daneben gibt es Selbstreparatur und Reparatur durch gewerbliche Fachleute, und es entstehen in letzter Zeit neue Varianten, z.B. Repair Cafés, wo die Menschen beim Reparieren durch Fachleute unterstützt

werden (Heckl 2013).

- Refurbishing („Restaurieren“) von Gegenständen für einen neuen Nutzer/eine neue Nutzerin (z.B. bei Antiquitäten bzw. alten Möbeln) bringt das Produkt in einen neuwertigen Zustand. Im Gegensatz zum Remanufacturing muss Refurbishing nicht von Fachleuten durchgeführt werden und hat daher geringeren Garantieumfang. Typischerweise restauriert werden Möbel bzw. Antiquitäten (Casper & Charter 2007).
- Remanufacturing ist ein industrieller/gewerblicher Prozess, bei dem durch Zerlegenvon Abfallprodukten, Reinigen, Aufarbeiten, Einbringen von Ersatzteilen neuwertige Produkte geschaffen werden, z.B. bei Computern (Ijomah 2008), (Östlin et al. 2009). Diese Produkte haben dieselben Gewährleistungs-/Garantieansprüche wie neue Produkte.
- Re-Assembling bedeutet, dass Teile (verschiedener) Produkte wiederverwendet werden, um entweder ähnliche (z.B. ein Fahrrad aus Teilen verschiedener alter Fahrräder) oder ein neues Produkt (z.B. eine Tischlampe aus alten Autoteilen) herzustellen.
- Re-Design oder auch Upcycling geht über bloßes Re-Assembling hinaus. Darunter versteht man die Produktion von (teilweise sehr extravaganten) Produkten aus Abfällen (z.B. Modeschmuck aus Kaffeekapseln). Hier werden tatsächlich vollkommen neue Produkte geschaffen – mit dem Mehrwert, dass sie (oder zumindest Komponenten) aus Abfällen gewonnen werden.

Im Re-Design verschwimmt der Übergang von Re-Use zu Recycling als Nutzung vor allem des Materialinhaltes von Abfällen. Denn es ist nicht per se ersichtlich, ob die Verwendung einer Weinflasche als Vase oder einer LKW-Plane als Ausgangsmaterial für Taschen bereits als Recycling zu sehen ist. Während die Flasche vermutlich als Re-Use angesehen werden kann, ist das für die Planen-Taschen eher nicht anzunehmen. Hier verlangen vor allem kleine sozial-ökonomische Unternehmen Lockerungen der abfallwirtschaftlichen Gesetzgebung. Denn von der Konzeption her ist Re-Design eher als Teil des Re-Use als des Recycling zu sehen und daher außerhalb des Abfallregimes anzusiedeln. Daher bietet es sich an, einen pragmatischen Zugang zu wählen und unabhängig von der Legaldefinition alle hier dargestellten Arten von Wiederverwendung als Re-Use zu bezeichnen.

Eine pragmatische Definition kann auch in der Aufzählung der gehandelten Güter bestehen. Während sich die vorgeschlagene Fassung der Abfallrichtlinie (EC 2015) vor allem auf Elektro- und Elektronikgeräte (z.B. Lampen, Küchengeräte, TV- und Computerequipment), Textilien und Möbel bezieht (vgl. oben), zeigen Berichte aus der Praxis (Gelbmann & Hammerl 2015), dass auch Küchen- und Speiseutensilien, Spielzeug, Bücher, CDs und Schallplatten zunehmend gehandelt werden. Auf elektronischen Märkten ist zudem ein reger Handel mit so genannten „digitalen Gütern“, also immateriellen, elektronisch verfügbaren Gütern (Musiani & Peserico 2014) zu beobachten, der in Bezug auf physische Abfälle keine weitere Rolle spielt.

Eine Variante, auf Re-Use bezogene Begriffe nicht nur aufzulisten, sondern auch zu hierarchisieren, greift auf die Theorie der Nachhaltigen (Sustainable) Produkt-Service-Systeme (SPSS) zurück, wonach Kundenbedürfnisse mittels einer Kombination von Produkten und Dienstleistungen (Services) erfüllt werden sollen (Goedkoop et al. 1999), (Tukker 2004). Re-Use ist insofern ein SPSS, als es die Lebensdauer von Produkten und Materialkreisläufen verlängern und so die Öko-Effizienz erhöhen sowie die Abfallmenge verringern will. Re-Use setzt aber auch einen neuen (umgekehrten) Produkt Lebenszyklus in Gang (Gelbmann & Hammerl 2015). Denn typische Re-Use Angebote umfassen eine Vielzahl von Produkt- und vor allem Servicekomponenten, deren Verhältnis aber nicht bei allen Re-Use Aktivitäten gleich ist. Re-Use i.e.S. und Reparatur bestehen v.a. aus Serviceleistungen. Der Anteil von Produktkomponenten nimmt aber über Refurbishing, Remanufacturing und Re-Assembling kontinuierlich zu, denn es werden Ersatz- oder Zusatzteile verbaut und vor allem entsteht in zunehmendem Maße ein neues Produkt. Re-Design schließlich greift auf Abfälle nur mehr als Rohstoffe zu und entwickelt neue Produkte. Daher stehen hier stehen die Produkteigenschaften massiv im Vordergrund.

Diese Systematik ist diametral entgegensetzt zu konventionelle Produkt-Service-Systemen, die umso eher Produktkomponenten enthalten, je näher sie an klassischen Leistungen angesiedelt sind, und deren Servicekomponenten mit dem Grad der verknüpften Innovation zunehmen – so kann eine neues Auto gekauft werden (klassisches Produkt), geleast mit Option zum Kauf (Produkte und Service) oder bei innovativen Carsharingagenturen gemietet werden (nur mehr Servicekomponenten werden genutzt) (Gelbmann & Hammerl 2015) (vgl. Abb. 1). Wie bei

vielen auf Abfallwirtschaft bezogenen Leistungen stehen also auch hier die Abläufe diametral entgegengesetzt zu „klassischen“ Produkten-/Services. Zudem geht auch die Intention der stattfindenden Aktionen von Stufe zu Stufe immer mehr weg von der Idee jemanden zu „entsorgen, indem man ihm eine Last abnimmt, hin zur Bereitstellung eines neuen Produktes.

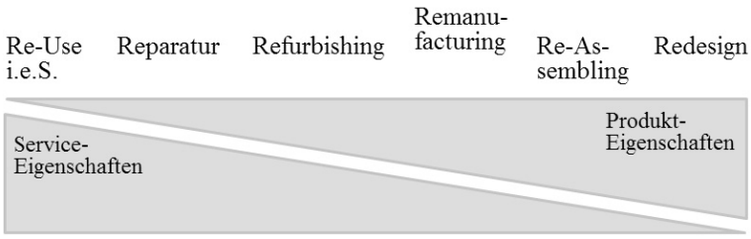


Abb. 1: Produkt-Service-Charakteristika von Re-Use Aktivitäten.

Mithilfe dieser SPSS- Klassifikation gelingt eine systematischere Darstellung von Re-Use Aktivitäten. Da die SPSS-Literatur in Anknüpfung an die Zusammensetzung von Produkt- und Servicekomponenten eine Reihe von Möglichkeiten der Geschäftsmodellentwicklung anknüpft, kann diese Systematik Unternehmen auch bei der Erstellung neuer Geschäftsmodelle unterstützen, die ihnen helfen, neue Quellen der Wertschöpfung und der Wettbewerbsfähigkeit erschließen (Tukker 2004).

5 SCHLUSSFOLGERUNG

Re-Use hat, ähnlich wie Recycling, Vor- und Nachteile. Letztere umfassen vor allem den finanziellen und zeitlichen Aufwand für die Vorbereitung zur Wiederverwendung. Auch können Re-Use Produkte qualitativ schlechter als solche aus Primärstoffen sein, die sie selbst oder ihre Komponenten bereits einem vorhergehenden Verschleiß unterliegen (Pariatamby & Fauziah 2014). Dazu kommt, dass Re-Use für Massenabfälle wenig Potenzial zu bieten und vor allem im Bereich Siedlungsabfälle relevant scheint.

Hier liegt, neben ökonomischen und Vorteilen im Bereich Ressourceneffizienz und Umweltschutz, aber auch ein großer Vorteil von Re-Use: Denn dadurch, dass die Re-Use-Aktivitäten zumindest emotionales Engagement (z.B. bewussten Kauf von Re-Use Ware), oft aber auch aktives Handeln der Konsument/-innen (z.B. Aufsuchen von Repair Cafés) erfordern, wirken sie ungleich stärker bewusstseinsbildend als Recycling, das aus Konsument/-innen-Sicht beim Trennen der Abfälle endet.

Zudem sind Re-Use Angebote auch aus sozialer Sicht vorteilhaft, da sie einerseits günstige, aber dennoch gebrauchstaugliche Produkte für Menschen mit geringem Einkommen bereitstellen. Anderseits werden Re-Use Aktivitäten oft von Sozialökonomischen Betrieben erbracht und haben so den Zusatznutzen, dass Menschen mit Benachteiligungen hier in den Arbeitsmarkt integriert werden können (Gelbmann & Hammerl 2015). Eine systematische Erfassung und Strukturierung möglicher Aktivitäten kann zur Bündelung der Kräfte der Akteure/-innen in Form kooperativer und koordinierter Re-Use Aktivitäten beitragen.

LITERATUR

AWG (2002) *Bundesgesetz über eine nachhaltige Abfallwirtschaft.* BGBl. Nr. 102/2002 i.d.F. BGBl. Nr 163/2015.

Badurdeen, F., Iyengar, D., Goldsby, T.J., Metta, H., Gupta, S. & Jawahir, I.S. (2009) Extending total lifecycle thinking to sustainable supply chain design. *International Journal of Product Lifecycle Management* 4 (1-3), 49-67.

Behrendt, S., Blättel-Mink, B. & Clausen, J. (Eds.) (2011) *Wiederverkaufskultur im Internet. Chancen für nachhaltigen Konsum am Beispiel von eBay*. Berlin Heidelberg: Springer-Verlag.

BMLFUW Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft (2011) *Österreichischer Bundesabfallwirtschaftsplan,* Band 1. Wien.

Casper, G. & Charter, M. (2007) *Remanufacturing and Product Design - Designing for the 7th Generation*. Farnham: The Centre for Sustainable Design - University College for Creative Arts.

EC European Commission (2015) *Proposal for a directive of the European parliament and the council amending Directive 2008/98/EC on waste COM/2015/0595 final* - 2015/0275 (COD).

EC European Commission (2011) Communication from the Commission to the European Parliament, the Council, the European Economic and Social Committee and the Committee of the Regions: *Roadmap to a Resource Efficient Europe.* EC, Brussels.

EK Europäische Kommission (2015) Mitteilung der Kommission an das Europäische Parlament, den Rat den europäischen Wirtschafts- und Sozialausschuss und den Ausschuss der Regionen. *Der Kreislauf schließen – Ein Aktionsplan der EU für die Kreislaufwirtschaft.* COM(2015) 614 final Brüssel: EK.

EK Europäische Kommission (2011) Mitteilung der Kommission an das europäische Parlament, den Rat, den europäischen Wirtschafts- und Sozialausschuss und den Ausschuss der Regionen. *Fahrplan für ein ressourcenschonendes Europa* /* KOM/2011/0571. Brüssel: EK.

EU Europäische Union (2008) *Richtlinie 2008/98/EG* des Europäischen Parlaments und der Rates vom 19. November 2008 über Abfälle und zur Aufhebung bestimmter Richtlinien (Abfallrahmenrichtlinie), EC, Brussels.

G8 - Environment Ministers of the G8 (2008) *Kobe 3R Action Plan.* G8 Environment Ministers Meeting 2008, Kobe. Verfügbar online http://www.env.go.jp/en/focus/attach/080610-a5.pdf , letzter Zugriff 24/07/2016.

Gelbmann, U. (2001) Externe Abfallbewältigung im Business-to-Business-Bereich. *Entwicklung eines marketingorientierten Ansatzes und Instrumentariums*. Wiesbaden: Gabler.

Gelbmann, U. & Hammerl, B. (2015) Integrative re-use systems as innovative business models for devising sustainable product-service-systems, *Journal of Cleaner Production* 97, 50-60.

Goedkoop, M.J., van Halen, C.J.G., Riele, H.R.M. & Rommens, P.J.M. (1999) Product Service Systems. Ecological and Economic Basics, *Report for the Dutch Ministries of Environment and Economic Affairs.* Amersfoort.

Heeg, F.-J. (1984) Recycling-Management. Eine Gesamtaufgabe von der Produktentwicklung bis zur Produktverwertung. *Management Zeitschrift io.* 53 (11), 506-510.

Ijomah, W.L. (2008) A tool to improve training and operational effectiveness in remanufacturing. *International Journal of Computer Integrated Manufacturing*, 21 (6), 676-701.

Krikke, H.R. (2011) Impact of closed-loop network configurations on carbon foot-prints: *A case study in copiers. Resources, Conservation and Recycling* 55, 1196– 1205.

Marzella, F. (2015) The second-hand market: the practice of reusing goods in cultures dominated by the new. *Italian Sociological Review* 5 (1): 105–122.

Memon, M.A. (2010) Integrated solid waste management based on the 3R approach. *Journal of Material Cycles and Waste Management* 12 (1), 30-40.

Musiani, F. & Peserico, E. (2014) *A second-hand market for digital goods?* First Monday 19 (11). Verfügbar online http://firstmonday.org/ojs/index.php/fm/article/view/5493/4156, letzter Zugriff 24/07/2016.

OECD (2011) Resource Productivity in the G8 and the OECD. *A Report in the Framework of the Kobe 3R Action Plan*. Paris: OECD.

OECD (2008) Recommendation of the Council on Resource Productivity. *Document of the Meeting of the Environment Policy Committee at Ministerial Level*. Paris 28/29 April 2008.

Östlin, J., Sundin, E. & Björkman, M. (2009) Product life-cycle implications for remanufacturing strategies. *Journal of Cleaner Production* 17 (11), 999-1009.

Pariatamby, A. & Fauziah S.H. (2014) Sustainable 3R Practices in the Asia and Pacific regions: The challenges and issues. In: Pariatamby, A. & Tanaka, M.: *Municipal Solid Waste Management in Asia and the Pacific Islands: Challenges and Strategic Solutions.* Luxemburg, Berlin, Heidelberg: Springer Science and Business Media. 15-40.

Sakai, S., Yoshida, H., Hirai, Y. & Asari, M. (2011) International comparative study of 3R and waste management policy developments. J*ournal of Material Cycles and Waste Management* 13 (2), 86-102.

Schraven M., Heyer S. & Rütthard N. (2011) Remanufacturing and Reuse of Production Equipment at an Automotive OEM. In: Seliger, G. (Hrsg.): *Sustainable Manufacturing - Shaping Global Value Creation.* Springer: Berlin Heidelberg, 125–130.

Österreichische Expertise für eine deutschlandweite Re-Use Dachmarke

M. Meissner
pulswerk GmbH, Wien, Österreich

N. von Gries
Wuppertal Institut für Klima, Umwelt, Energie gGmbH, Wuppertal, Deutschland

KURZFASSUNG: Das Projekt „Wiederverwendungs- und Reparaturzentren in Deutschland“ verfolgt das Ziel, eine deutschlandweite Re-Use-Dachmarke zu entwickeln. Eine Umfrage im Jahr 2015 unter sozialwirtschaftlichen Einrichtungen und öffentlich rechtlichen Entsorgungsunternehmen zum Ist-Stand ihres Gebrauchtwarenhandels bildete eine Säule des Projektes. Die Angaben von 15 Organisationen (Einzugsgebiet 17 Mio. EW) wurden für eine In-Output (I-O)-Darstellung zusammengefasst: Im Jahr 2014 wurden von ca. 17 Mio. EW demnach gesamt 11.844 Tonnen (0,70 kg/EW*a) der Wiederverwendung zugeführt. Dies entspricht ca. 52 % der gesammelten Inputmenge. Die Mengenangaben stellen keine konsistente I-O-Analyse dar, denn für die Organisationen war die Masse bislang von geringer Bedeutung. Das im Einzugsgebiet abgeschätzte Re-Use-Potential aus ausgewählten Abfallströmen liegt bei gesamt 25.300 Tonnen (1,5 kg/EW*a).
Die Ergebnisse wurden den VertreterInnen in vier regionalen Netzwerk-Workshops präsentiert, um die Relevanz dieser Zahlen zu verdeutlichen. Der Erfahrungsaustausch, sowohl untereinander, als auch anhand internationaler Beispiele wurde von den TeilnehmerInnen als sehr wertvoll für die weitere Entwicklung angesehen.

1 EINLEITUNG

Das In Kraft treten der EU-Abfallrahmenrichtlinie 2008 und die Aufnahme der Vorbereitung zur Wiederverwendung (WV) dienten in Österreich als Startschuss um nach und nach in einer ganzen Reihe von Bundesländern über eine Umsetzung in Kooperation mit im Gebrauchtwarenhandel aktiven, sozialen Einrichtungen nachzudenken. In verschiedenen Machbarkeitsstudien und Analysen wurden sowohl abfallwirtschaftliche als auch sozialwirtschaftliche Ist-Zustände erhoben und Möglichkeiten und Potentiale ausgelotet (Meissner et al. 2010), (Meissner et al. 2012b), (Meissner et al. 2013a), (Meissner et al. 2013b), (Meissner et al. 2013c), (Pladerer et al. 2008). Beide Seiten finden in derartigen Kooperationen Teilziele verwirklicht, um ihre Kernaufträge zu erfüllen. Eine wichtige Erkenntnis war, dass es den teilnehmenden Einrichtungen wichtig war, zügig von der Planung in operative Umsetzungen zu gelangen. Dementsprechend wurden eine Reihe von Pilotaktionen und Pilotsammlungen geplant und ausgewertet (Hauer 2014), (Meissner 2012), (Meissner 2013), (Meissner 2014a), (Meissner 2014b), (Meissner 2014c), (Meissner & Neitsch 2015a), (Meissner & Pladerer 2014a), (Meissner & Pladerer 2014b), (Meissner et al. 2012b), (Meissner et al. 2014d), (Obersteiner et al. 2014). Die zeitlichen Überschneidungen erlaubten es, die Ergebnisse und Erfahrungen untereinander auszutauschen und so voneinander zu lernen. Die Fortführungen und verstärkten Vernetzungen wie bspw. in Oberösterreich zeigen, dass die ursprünglich geschätzten Potentiale mittelfristig erreichbar scheinen (Anschober 2015).

So wie sich die österreichischen Einrichtungen am Beginn an den Erfahrungen in anderen Ländern orientierten, so findet nun ein Wissenstransfer in Richtung Deutschland statt: Die vom Deutschen Umweltbundesamt finanzierte Initiative WiRD (Wiederverwendungs- und Reparaturzentren in Deutschland) will sozialwirtschaftliche Betriebe, die als WVs- und Reparaturzentren in der Vorbereitung zur WV aktiv sind, bundesweit identifizieren und sie mit öffentlich rechtlichen Entsorgungsträgern vernetzen.

Um eine gemeinsame Dachmarke zu entwickeln wurde, analog zum Vorgehen bei österreichischen Machbarkeitsstudien eine Umfrage zum Istzustand der handelnden Einrichtungen

durchgeführt. Die Zusammenschau der Kompetenzen bildet den Ausgangspunkt für die gemeinsame Entwicklung, wobei die regional vorhandenen Strukturen erhalten und gestärkt werden sollen.

Durch (über-)regionale Kooperation in der Vorbereitung zur WV tragen die beteiligten Einrichtungen zur Ressourcenschonung, und damit zu den Zielsetzungen des deutschen Kreislaufwirtschaftsgesetzes und des Abfallvermeidungsprogrammes des Bundes und der Länder, bei. Bis Ende 2017 werden vom Projektteam ein bundesweiter Verbund sozialwirtschaftlicher WVs- und Reparaturzentren aufgebaut, um unter nachvollziehbaren Bedingungen akkordierte Standards zu setzen. Diese optimieren die Innen (Zertifizierung-) und Außenverhältnisse (Dachmarkenstruktur) für eine breite WV.

2 METHODIK UND DURCHFÜHRUNG

Die drei Phasen des Projektes gliedern sich in die Installation eines Dachmarkenrahmens, der Erarbeitung und Erprobung von Business Plänen und der Operationalisierungsphase, in der die gewonnenen Ergebnisse und Erkenntnisse konkret umgesetzt werden. Im ersten Schritt wird das unvollständige und kaum systematische Wissen über Umfang und Vielfalt von Aktivitäten im Bereich Umwelt und Klimaschutz durch WV der engagierten Einrichtungen gesammelt und verfügbar gemacht.

Aus den Referenzregionen Flandern und Österreich (Burgenland, OÖ, Salzburg, Steiermark, Tirol, Vorarlberg und Wien) werden praxisnahe Verfahren und Vorgehensweisen vorgestellt um bei der Erarbeitung der eigenen Richtlinien von den Erfahrungen der dort handelnden Partner zu lernen.

Nach einer breiten Einladung am Projekt mitzuarbeiten, kristallisierten sich ca. 30 aktive Betriebe heraus, die im Oktober 2015 an jeweils einem der vier regionalen Netzwerk-Treffen teilnahmen. Als eine Diskussionsgrundlage wurden den TeilnehmerInnen die anonymisierten Ergebnisse einer schriftlichen Umfrage zur Ist-Standserhebung präsentiert. Abgefragt wurden die Bereiche: Allgemeine Betriebsangaben, Sammlung, Vorbereitung zur WV, Verkauf, Vorbereitung zum Recycling, Entsorgung und weitere Bemerkungen. Die eingelangten Angaben wurden auf Plausibilität geprüft und ggf. nachrecherchiert.

Da, für viele Betriebe, wie auch in Österreich, die Aufzeichnung von Mengen bislang nicht relevant erschien, wurden Angaben wie „Stück“ oder auch „Bananenschachtel“ mit angenommenen Durchschnittsgewichten (insbesondere anhand EWWR 2013) umgerechnet. Nachgefragt wurden spezifisch unterschiedliche Produktgruppen bzw. Abfallfraktionen. Nicht näher beschriebene Mengen werden auch so ausgewiesen.

Mit Hilfe von deutschlandweiten Abfallaufkommen ausgewählter Abfallfraktionen und anhand der Erfahrungen und verschiedenster Sammelversuche wurde ein Re-Use Potential für das Einzugsgebiet der 15 Betriebe abgeschätzt.

3 ERGEBNISSE

Die in den 15 Betrieben umgesetzten Mengen in ihrem Einzugsgebiet von 17 Mio. EW werden im der aggregierten Abb. 1, in Form einer Input-Output-Darstellung aufgelistet. Auffällig ist, dass nicht alle Betriebe für „Sammlung“, „regionale Wiederverwendung“ bzw. „andere Verwertung“ Angaben liefern konnten. Während alle 15 Betriebe Angaben zu den Verkaufsmengen meldeten, lieferten nur 13 Betriebe Angeben zur Herkunft („Sammlung“) und nur 12 Betriebe bzgl. der „anderen Verwertung“ von Gegenständen. Weiters fällt auf, dass die I-O-Bilanz nicht ausgeglichen ist.

Am detailliertesten beschrieben wurde die „regionale Wiederverwendung“. Alle 15 Betriebe zusammen setzten im Jahr 2014 rund 11.844 Tonnen in der „regionalen Wiederverwendung“ ein (Verkauf, oder Weitergabe im Rahmen von sozialen Aktivitäten wie Wohnungslosenunterstützung). Mit 3.788 t/a (32 %) stellen „Möbel“ den größten Teilstrom. Weitere 2.073 t/a (18 %) waren „Einrichtungsgegenstände“, 1.897 t/a (16 %) Elektrogeräte, 1.161 t/a (10 %) „Elektro- und Elektronikgeräte“, sowie 636 t/a (5 %) „Schuhe, Bücher, Spielwaren, Musikalien“. Teilmengen mit je < 2 % waren „Fahrräder“, „Gartengeräte, Werkzeuge, Gartenmöbel“, „Sport- und Freizeit-

geräte“, Produktkreation (Trash/Re-Design)“ und „sonstige Produktgruppen“. 1.890 Tonnen (16 %) ohne näherer Beschreibung wurden rückgemeldet. Dieser Mengenstrom wurde unter der Rubrik „Verkauf, nicht näher beschrieben“ berücksichtigt. Umgerechnet auf das Einzugsgebiet heißt das, dass von den 15 Betrieben gesamt rund 0,70 kg/EW*a für die Wiederverwendung zur Verfügung gestellt wurden.

Inputseitig konnten 13 Betriebe Mengenangaben machen. Gesamt wurden 22.674 t/a als Input rückgemeldet. Hier wurden als „Sammlung, nicht näher beschrieben“ 6.599 t/a (29 %) nicht weiter spezifiziert. Der größte Teilinput stammte mit 6.215 t/a (27 %) aus dem „Sperrmüll“. Weitere 5.502 t/a (24 %) waren „Elektro- und Elektronikaltgeräte“ sowie 2.863 t/a (13 %) „Altwaren aus Haushalten“. Nur 1.495 t/a (7 %) Alttextilien wurden angegeben.

Unter „Sonstiger Verwertung“ werden die verschiedenen Stufen der fachgerechten Entsorgung durch befugte Partner der Entsorgungswirtschaft zusammengefasst. In Hinblick auf die „andere Verwertung/Entsorgung“ wurden in Summe 9.612 t/a angegeben. Größter Abfallstrom sind EAG mit 4.160 t/a (43 %), gefolgt von 2.325 t/a (24 %) Sperrmüll und 1.173 t/a (12 %) Alttextilien. „Sonstige Abfälle“ und „Abfälle nicht näher beschrieben“ summieren sich auf 1.282 t/a (14 %). 671 t/a (7 %) weitere „gefährliche Abfälle“ wurden entsorgt.

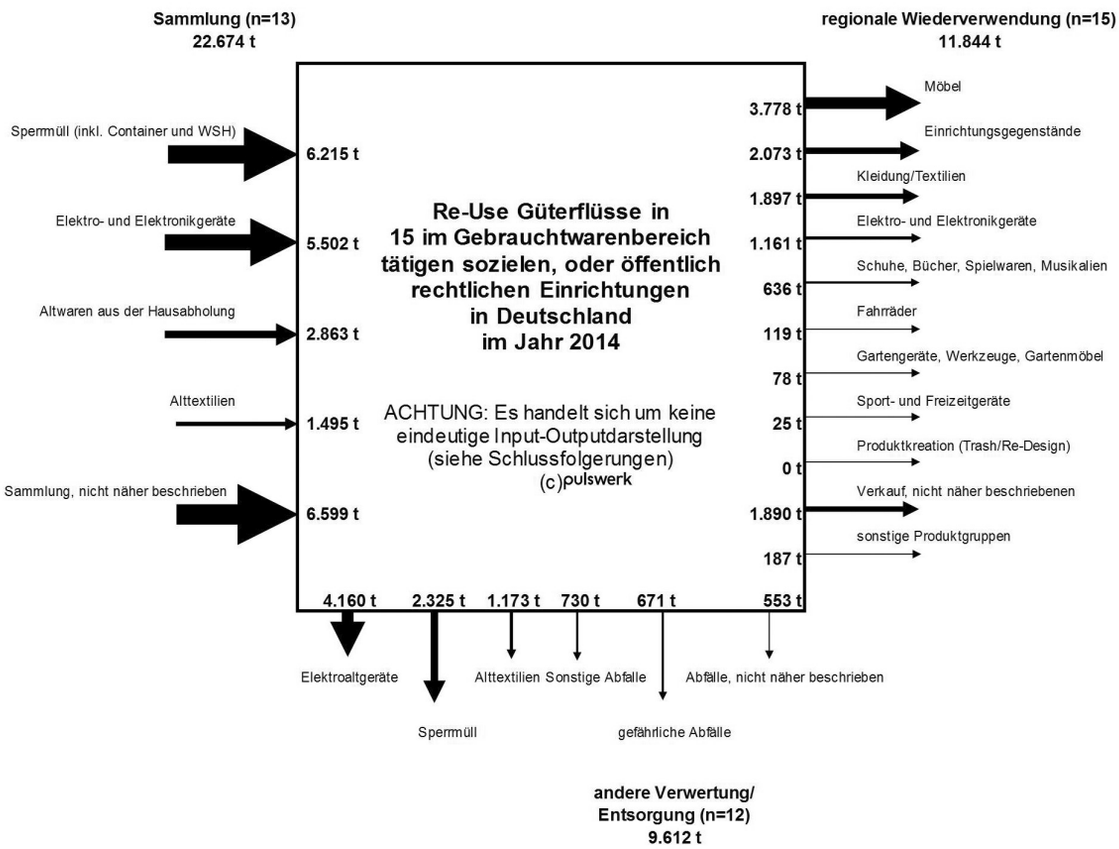


Abb. 1: Re-Use-Güterflüsse in 15 im Gebrauchtwarenbereich tätigen sozialen, oder öffentlich rechtlichen Einrichtungen in Deutschland im Jahr 2014.

Die Abschätzung eines Re-Use-Potentials basiert auf der Annahme, das nur einige wenige Abfallfraktionen potentiell interessante Gegenstände enthalten: ausgewählte Elektroaltgerätefraktionen (Klein-EAG, Groß-EAG und Bildschirmgeräte), Sperrmüll und Alttextilien. Im Einzugsgebiet der teilnehmenden Betriebe betrug das Aufkommen an den drei Elektroaltgerätefraktionen 126.400 Tonnen (umgerechnet nach Stiftung ear 2014), bei Alttextilien bei 211.700 Tonnen (umgerechnet nach BVSE 2015) und bei Sperrmüll 492.000 Tonnen (umgerechnet nach Destatis 2016).

Verschiedenste Untersuchungen beschäftigten sich bereits mit dem möglichen Potential an re-use fähigen Gegenständen in Abfallströmen (Meissner et al. 2013c). Für die Abschätzung der

regional wiederverwendbaren Re-Use Anteile im Einzugsgebiet wurden 5 % (EAG), 2 % bei Alttextilien und 3 % bei Sperrmüll angenommen.

Für das Jahr 2014 errechnet sich für das Einzugsgebiet der insgesamt 15 Betriebe für 2014 ein Potential von rd. 6.300 Tonnen (bzw. 0,37 kg/EW*a) re-use-fähigen Elektro- und Elektronikaltgeräten (aus den oben angeführten drei Fraktionen), rd. 4.200 Tonnen (bzw. 0,25 kg/EW*a) aus der Fraktion Alttextilien und weitere rd. 14.800 Tonnen (oder 0,87 kg/EW*a) aus dem Sperrmüll. Das Gesamtpotential an re-use-fähigen Gegenständen im Einzugsgebiet der 15 Betriebe im Jahr 2014 liegt somit bei geschätzten rd. 25.300 Tonnen oder 1,49 kg/EW*a (siehe auch Abb. 2).

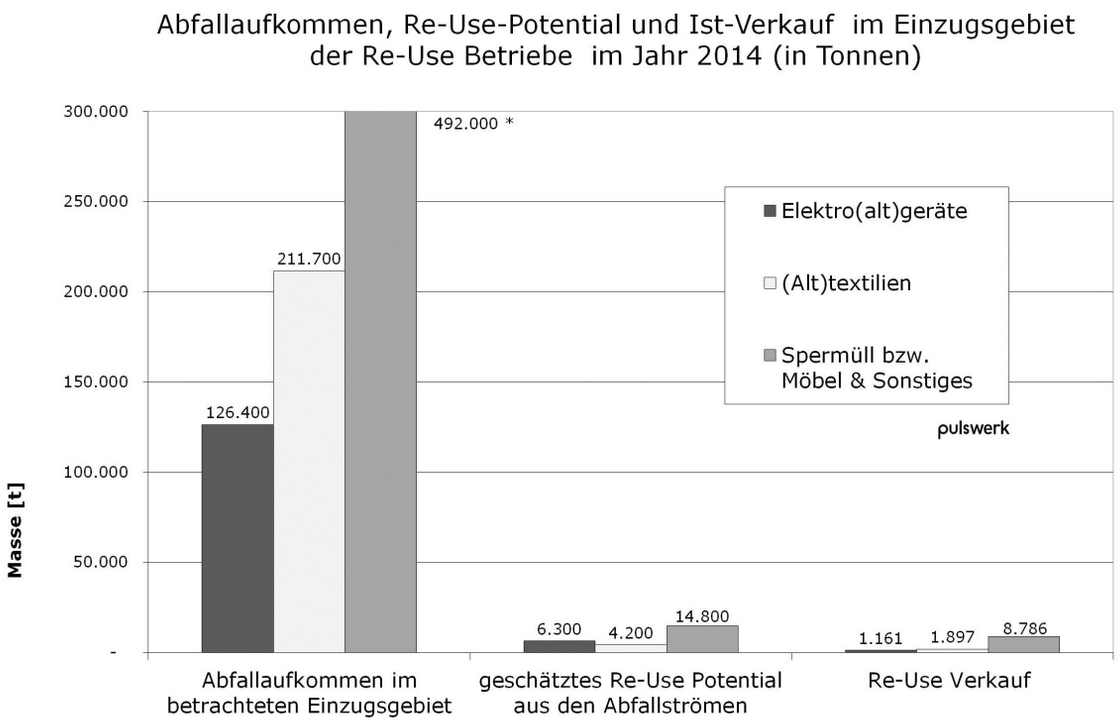


Abb. 2: Abfallaufkommen, geschätztes Re-Use-Potential und Ist-Verkauf im Einzugsgebiet der 15 Re-Use Betriebe m Jahr 2014 (in Tonnen). *) Der Balken ist aus grafischen Gründen abgeschnitten.

4 SCHLUSSFOLGERUNGEN

Die Abwicklung der Umfrage, die nachgeschalteten Recherchen und die regionalen Workshops führen zu folgenden Schlussfolgerungen:

- Die lückenhaften Angaben einzelner Betriebe und die Unvollständigkeit der I-O-Bilanz unterstreichen, dass für die Betriebe die Angabe „Masse“ für die verkauften Gebrauchtwaren bislang nicht relevant war. Die aggregierten Zahlen wurden den VertreterInnen in den regionalen Workshops inkl. der Lücken präsentiert, um bei den sozialen Einrichtungen das Bewusstsein zu wecken, dass diese Angaben für Kooperation mit abfallwirtschaftlichen Einrichtungen erforderlich sind.
- Mit allen oben ausgeführten Unsicherheiten weisen die Umfragedaten eine spezifische Re-Use Menge von ca. 0,7 kg/EW*a aus. Das Re-Use Potential wird gleichzeitig mit weiteren 1,5 kg/EW*a abgeschätzt. Die Hebung dieses Potentials zur Mengensteigerung liegt im Interesse aller Einrichtungen. Die Abfallhierarchie definiert den abfallwirtschaftlichen Einrichtungen den Rahmen dazu. Die Entwicklung muss jedoch angepasst an die vorhandenen Möglichkeiten der handelnden Partner erfolgen.
- Die Gegenüberstellung der „regionalen Wiederverwendung“ und der „Sammlung“ weist darauf hin, dass rund 52 % der gesammelten Abfälle in die Wiederverwendung eingespeist wurden. Angemerkt wird, dass dieser Anteil mit der Unsicherheit durch die Nicht-Konsistenz der I-O-Mengen gesehen werden muss. Für die Ausgeglichenheit der Bilanz fehlen 1.219 Tonnen. Weiters müssen die eingesetzten Durchschnittwerte mit den handelnden Ein-

richtungen abgestimmt und nach Möglichkeit vereinheitlicht werden.

- Um eine valide Aussage, auch für ein deutschlandweites Potential treffen zu können bedarf es einer größeren Stichprobe und einer ausgeglichenen Bilanz. Insgesamt sind rund 400 Einrichtungen in diesem Bereich tätig. Diese Untersuchung ist zu Redaktionsschluss bereits im Gang.
- Die Angaben, teilweise als Abfallfraktionen und teilweise unter anderen Bezeichnungen zeigen, dass diese Aktivitäten sowohl als innerhalb, als auch als außerhalb des zutreffenden Abfallbegriffs gesehen werden. Beim Kooperationsaufbau werden Folgen des Zutreffens der Abfalleigenschaft Berücksichtigung finden müssen.
- Sowohl von Seiten der sozialen Einrichtungen als auch von Seiten der Deutschen kommunalen Abfallwirtschaft (der öffentlich Rechtlichen Einrichtungen örE) besteht Interesse an einer Zusammenarbeit. Die Entwicklung im Projekt WiRD zielt nicht auf Flächendeckung ab, sondern will mit den interessierten Partnern eine Dachmarke entwerfen, um bundesweit auftreten zu können.
- Der Austausch der Erfahrungen unter den TeilnehmerInnen wurde einhellig als sehr konstruktiv und hilfreich für die eigene Arbeit angesehen. Die Erfahrungen aus Österreich dienten in den regionalen Workshops als Diskussionsgrundlagen und ermöglichten ein zielgerichtetes Vorankommen im Aufbau der Kooperation.
- Die Zusammenarbeit der eingebundenen Einrichtungen ist weiter zu vertiefen. Wie mehrere Netzwerksentwicklungen in Österreich und auch Flandern (Meissner 2015), (Meissner & Neitsch 2015b), (Meissner et al. 2014c), (Wagendorp 2014) zeigen, liegt ein Schlüssel zur Mengensteigerung und damit zur Hebung der Re-Use Potentiale in der Formalisierung der Initiativen. Starke Kooperationen ermöglichen gemeinsames Auftreten in der Öffentlichkeit und dringen damit ins Bewusstsein der Bevölkerung.

LITERATUR

Anschober, R. (2015) *Presseausendung* vom 24. September 2015. URL: http://www.revitalistgenial.at/oberoesterreich/presse.html (Zugriff am 12. Juli 2016).

BVSE (2015) *Der Weg der Altkleider von der Sammlung zur Wiederverwendung.* URL: http://www.bvse.de/356/6770/Der_Weg_der_Altkleider_von_der_Sammlung_zur_Wiederverwendung (Zugriff am 12. Juli 2016).

Destatis (2016) *Aufkommen an Haushaltsabfällen: Deutschland, Jahre, Abfallarten.* URL: https://www-genesis.destatis.de/genesis/online/logon?sequenz=tabelleErgebnis&selectionname=321210001&zeitscheiben=2 (Zugriff am 12. Juli 2016).

EWWR (2013) *Prevention thematic days. Average weight table.* URL: http://www.ewwr.eu/de/support/thematic-days-2013-reuse (Zugriff am 2. Juni 2016).

Hauer, W. (2014) Übernahme von Produkten an Recyclinghöfen zur weiteren Verwendung (Gebrauchtwaren). In: Meissner M. (Hrsg.): *Re-Use Vorarlberg Begleitung der Pilotphase 2013*, tbHauer in Kooperation mit Österreichisches Ökologie-Institut, Univ. f. Bodenkultur Inst. f. Abfallwirtschaft und RepaNet, Korneuburg 2014.

Meissner, M. (2015) *Entwurf einer Kooperationsvereinbarung zwischen regionalen Kooperationspartnern des Re-Use Netzwerkes Tirol,* im Auftrag Amt der Tiroler Landesregierung; in Kooperation mit dem Projekt CERREC im Rahmen des Central Europe Programms und kofinanziert aus Mitteln des EFRE; Wien 2015.

Meissner, M. (2014a) *Re-Use Netzwerk Burgenland – fachliche Begleitung der verlängerten Pilotphase 2015*; im Auftrag von Burgenländischer Müllverband; Wien 2015.

Meissner, M. (2014b) *Re-Use Netzwerk Tirol Begleitung und Ergebnissicherung;* im Auftrag Amt der Tiroler Landesregierung; in Kooperation mit dem Projekt CERREC im Rahmen des Central Europe Programms und kofinanziert aus Mitteln des EFRE; Wien 2014.

Meissner, M. (2013) *Re-Use Netzwerk Burgenland – Begleitung der Pilotphase.* Studie im Auftrag von Burgenländischer Müllverband BMV, Wien 2013.

Meissner, M. (2012) *Re-Use Sammlung im Bezirk Feldbach*; in Kooperation mit Caritas der Diözese Graz-Seckau und AWV Feldbach, gefördert von der Förderinitiative Abfallvermeidung der ARA Altstoff Recycling AG Austria; Wien 2012.

Meissner, M. & Neitsch, M. (2015a) *Re-Use Netzwerk Salzburg* – Pilotphase 2015 – Begleitung und Ergebnissicherung; in Kooperation mit RepaNet Reparaturnetzwerk, im Auftrag vom Amt der Salzburger Landesregierung Abt.5; Wien 2015-laufend.

Meissner, M. & Neitsch, M. (2015b) *Re-Use Netzwerk Vorarlberg* – Bewusstseinsbildung 2015; in Kooperation mit RepaNet Reparaturnetzwerk; im Auftrag von Umweltverband Vorarlberg und Amt der Vorarlberger Landesregierung; Bregenz , Wien 2015-laufend.

Meissner, M. & Pladerer, C. (2014a) *Re-Use Tirol Begleitung der Pilotphase.* Studie im Auftrag von Amt der Tiroler Landesregierung, Wien 2014.

Meissner, M. & Pladerer, C. (2014b) Re-Use Netzwerk Tirol: Ergebnisse aus Pilotaktivitäten 2013, In: Pomberger R., Adam J., Aldrian A., Arnberger A., Höllen D., Kreindl G., Lorber K., Sarc R., Schwarz T., Sedlacek P., Wellacher M., Wolfsberger T. (Hrsg.): *DepoTech 2014. Tagungsband zur 12. DepoTech Konferenz* (4. - 7. November 2014, Leoben). AVW Eigenverlag Leoben; ISBN 978-3-200-03797-7; pp. 135-138, Leoben 2014.

Meissner, M., Bernhofer, G. & Pladerer, C. (2013a) *Re-Use Tirol Initialisierungsprozess* – Umsetzungskonzept. Studie im Auftrag von Abfallwirtschaft Tirol Mitte ATM und Amt der Tiroler Landesregierung, kofinanziert über das Projekt CERREC im Rahmen des Central Europe Programms (EFRE), Wien 2013.

Meissner, M., Bernhofer, G. & Pladerer C. (2012a) *Re-Use Netzwerk Burgenland* - Masterplan; Studie im Auftrag von Burgenländischer Müllverband BMV, kofinanziert über das Projekt CERREC im Rahmen des Central Europe Programms aus Mitteln des EFRE, Wien 2012.

Meissner, M., Bernhofer, G., Pladerer, C. & Neitsch, M. (2013b) *Re-Use Netzwerk Salzburg* – Potential und Machbarkeit. Studie in Kooperation mit RepaNet im Auftrag von Amt der Salzburger Landesregierung und Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Wien 2013.

Meissner, M., Bernhofer, G., Pladerer, C. & Neitsch, M. (2012b) *Re-Use Netzwerk Steiermark Pilotphase.* Studie im Auftrag von Amt der Steiermärkischen Landesregierung; Abteilung 19 d, gefördert durch die ARA Altstoff Recycling Austria AG, Wien 2012.

Meissner, M., Bernhofer, G., Pladerer, C., Neitsch, M., Schmied, E., Obersteiner, G., Pertl, A. & Hauer, W. (2013c) *Re-Use Netzwerk Vorarlberg Machbarkeitsstudie.* Studie in Kooperation mit tbHauer, RepaNet und Univ. f. Bodenkultur Inst. F. Abfallwirtschaft und im Auftrag von Umweltverband Vorarlberg und Amt der Vorarlberger Landesregierung, Wien 2013.

Meissner, M., Neitsch, M., Obersteiner, G. & Schmied, E. (2014c) *Re-Use Netzwerk Vorarlberg Formalisierung.* Studie in Kooperation mit RepaNet und Univ. f. Bodenkultur Inst. F. Abfallwirtschaft und im Auftrag von Umweltverband Vorarlberg und Amt der Vorarlberger Landesregierung, Wien 2014.

Meissner, M., Neitsch, M., Obersteiner, G., Schmied, E. & Hauer, W. (2014d) *Re-Use Netzwerk Vorarlberg Pilotphase*. Studie in Kooperation mit tbHauer, RepaNet und Univ. f. Bodenkultur Inst. f. Abfallwirtschaft und im Auftrag von Umweltverband Vorarlberg und Amt der Vorarlberger Landesregierung, Wien 2014.

Meissner, M., Pladerer, C. & Neitsch, M. (2010) *Re-Use Shops Steiermark* – Businessplan; in Kooperation mit RepaNet Reparaturnetzwerk Amt der Steiermärkischen Landesregierung; Abteilung 19d, im Auftrag von Zukunftsfonds des Landes Steiermark; Wien 2010.

Obersteiner, G., Pertl, A. & Schmied, E. (2014) Evaluierung der Pilotprojektaktivitäten zu Re-Use Vorarlberg 2013 – Endbericht, im Auftrag des Umweltverband Vorarlberg, In: Meissner M. (Hrsg.): *Re-Use Vorarlberg Begleitung der Pilotphase 2013*, Universität für Bodenkultur Inst. f. Abfallwirtschaft in Kooperation mit Österreichisches Ökologie-Institut, RepaNet, und tbHauer, Wien 2014.

Pladerer, C., Meissner, M., Huber, T., Pflügl, M. & Bauer, D. (2008) *RUSO Re-Use Shops Oberösterreich – Businessplan;* in Kooperation mit ÖSB Consulting und ThinkAustria Unternehmensberatung; im Auftrag von OÖ Landesabfallverband (LAV), OÖ Landesabfallverband (LAV), OÖ Landes-Abfallverwertungsunternehmen AG (LAVU), Bundessozialamt (BASB), RepaNet und Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft (BMLFUW), Wien 2008.

Stiftung ear (2014) *Kennzahlen. Rücknahmemengen je Sammelgruppe.* URL: https://www.stiftung-ear.de/service/kennzahlen/ruecknahmemengen-je-sammelgruppe/ (Zugriff am 2. Juni 2016).

Wagendorp, T. (2014) The flemish reuse network; presented at the *CERREC Final Conference in Prag* Nov 2014.

RUN: Sammlung, qualitätsgesicherte Aufarbeitung und Vermarktung gebrauchter Notebooks aus Haushalten

R. Brüning & J. Wolf
Dr. Brüning Engineering UG, Brake, Deutschland

E. Herbeck
DRZ - Demontage- und Recycling-Zentrum, Abfall-, Umwelt- und Qualitätsmanagement, Wien, Österreich

KURZFASSUNG: Europäische, umweltpolitische und rechtliche Vorgaben geben der (Vorbereitung zur) Wiederverwendung Vorrang vor den weiteren Abfallbewirtschaftungsmaßnahmen. Untersuchungen zeigen, dass i.d.R. negative Umweltauswirkungen stärker während der Produktion als während der Gebrauchsphase von Notebooks auftreten. Zur Vermeidung dieser negativen Umweltauswirkungen sollte die Nutzungsdauer verlängert werden. Um die (Vorbereitung zur) Wiederverwendung von Notebooks und ähnlichen Geräten voranzutreiben, soll im RUN Projekt ein System zu deren Sammlung, Aufarbeitung und Wiedervermarktung aus privaten Haushalten sowie von kleinen und mittelständischen Unternehmen (KMU) aufgebaut werden. In Österreich wird das System mit einem zusätzlichen sozialen Nutzen umgesetzt. Durch die Sammlung und Wiederaufarbeitung von gebrauchten Notebooks soll sozialen benachteiligten Personen der Zugang zu IT Geräten ermöglicht werden. In Wien konnten bereits Sammelstellen an allen Standorten der Wiener Volkshochschulen eingerichtet und ausgewählte Pilotstandorte mit Geräten ausgestattet werden.

1 EINLEITUNG

Ziel des Projekts „RUN“ (ReUse Notebook) ist der Aufbau eines Systems zur Sammlung, Wiederaufarbeitung und Wiederverkauf gebrauchter Notebooks und ähnlicher Geräte aus privaten Haushalten sowie von kleinen und mittelständischen Unternehmen (KMU). Die Sammlung von Notebooks konzentriert sich zunächst auf den deutschen und österreichischen Markt. Im Fokus der Wiederverkaufsaktivitäten stehen vorerst Osteuropa, Deutschland und Österreich.

2 ÖKOLOGISCHE VORTEILE DER WIEDERVERWENDUNG

Die Produktion und Nutzung neuer Notebooks erfordert den Einsatz natürlicher Ressourcen, wie Primärrohstoffe und Energie. Darüber hinaus werden Emissionen (z.B. Treibhausgas-Emissionen) durch die Produktion sowie den Transport von Notebooks erzeugt.

An Primärrohstoffen enthalten Notebooks u.a. Massenmetalle, wie Eisen, Aluminium und Kupfer, aber auch Edelmetalle (Gold, Silber,…), Metalle der Platin- Gruppe und Seltene Erdenelemente (Neodym, Dysprosium,…) z.B. in/an Leiterplatten. Unter anderem werden Metalle der Platin-Gruppe und Seltene Erdenelemente von der EU in ihrer Beschaffung als kritisch eingestuft (European Commission 2014). Mit den Recyclingtechniken von heute ist es zum größten Teil nicht wirtschaftlich möglich, diese seltenen Elemente im Zuge des Recyclings aus den Abfallgeräten wiederzugewinnen. Während die Recyclingraten von Massenmetallen (Eisen, Kupfer,…) vergleichsweise hoch sind, liegen die Recyclingraten von Seltenen Erdenelementen und Halbleitern zwischen 0 % und 10 % (Graedel 2011). Die Wiederverwendung von Geräten kann es ermöglichen diese Materialien im Wirtschaftskreislauf zu halten und ihre zukünftige Wiedergewinnung erleichtern. Außerdem kann die Anzahl der erforderlichen Neugeräte verringert werden, was zu einer Reduzierung des Einsatzes (kritischer) Ressourcen führen könnte.

Die Produktion von Notebooks verbraucht Energie und Wasser und führt zu Treibhausgasemissionen. Insbesondere Treibhausgasemissionen werden zusätzlich auch während des Transports der Geräte von den Produktionsländern zu den Absatzmärkten in Europa erzeugt. Während der Nutzungsphase von Notebooks tritt als Umweltauswirkung insbesondere der Energieverbrauch auf.

Untersuchungen zeigen, dass negative Umweltauswirkungen stärker während der Produktion als während der Gebrauchsphase von Notebooks auftreten. So analysierten Ciroth und Franze die Umweltfolgen, die im Rahmen der Produktions-, Nutzungs- und Entsorgungsphase von Notebooks auftreten (Ciroth 2011). Sie fanden heraus, dass jeweils mehr als 80 % der negativen Auswirkungen auf die Kategorien Ökosystem, menschliche Gesundheit und Ressourcenverbrauch während der Produktionsphase auftreten. Die negativen Auswirkungen während der Nutzungsphase betragen bei allen drei Kategorien nur ca. 10 %. In Bezug auf die Entsorgungsphase ist davon auszugehen, dass diese einmal durchlaufen wird, unabhängig davon wie viele Lebenszyklen ein Notebook durchlaufen hat.

Auch Prakash et al. kamen zu dem Schluss, dass die Umweltauswirkungen (Treibhausgas-Emissionsäquivalent), die während der Produktionsphase von Notebooks auftreten, signifikant größer sind, als Auswirkungen, die während der Nutzungsphase auftreten. Insbesondere können negative Umweltauswirkungen der Produktionsphase im Allgemeinen nicht durch Energieeinsparungen während der Nutzungsphase, z.B. erreicht durch die Verwendung eines neueren energieeffizienteren Notebooks, kompensiert werden (Prakash 2012, Gründel 2011). Von Prakash et. al. wurde die Amortisationszeit berechnet, nach der der Wechsel zu einem neueren, energieeffizienteren Notebook statt des Weiterbetriebs eines älteren Notebooks, zu einer Reduzierung von Treibhausgas-Emissionen führen würde. Nach der Analyse von vier verschiedenen Szenarien ergab die Untersuchung, dass die Amortisationszeiten zwischen 33 und 89 Jahren schwanken. Der Studie zufolge ist also ein frühzeitiges Ersetzen von Notebooks durch neuere, energieeffizientere Geräte aus ökologischer Sicht nicht vorteilhaft. Um negative Umweltauswirkungen eines Notebooks zu verringern, sollte die Nutzungsphase verlängert werden, um den Bedarf an neu produzierten Notebooks zu verringern.

Das RUN-Projekt zielt daher auf die Verlängerung der Nutzungsphase von Notebooks ab und soll negative Umweltauswirkungen reduzieren, die durch die Produktion neuer Geräte verursacht werden. Der Bedarf an Erstproduktion soll reduziert oder verzögert werden. Die Wiederaufarbeitung von Geräten verbraucht i.d.R. weniger Energie und erzeugt weniger Treibhausgas-Emissionen als die Herstellung neuer Geräte. Neu gefertigte Notebooks werden in vielen Fällen über weite Strecken von Asien nach Europa transportiert. Da der Wiederaufarbeitungsprozess lokal erfolgt, werden zusätzlich die Treibhausgasemissionen aufgrund des Transports minimiert.

Aus gesellschaftlicher Sicht unterstützt RUN die Förderung von Arbeitsplätzen in der lokalen Wirtschaft, wo die Wiederaufarbeitung stattfindet. Darüber hinaus soll das Projekt zu gesellschaftlichen Vorteilen führen. In sehr weit entwickelten Märkten, in denen die Rate des Geräteaustauschs vergleichsweise hoch ist, werden die Geräte gesammelt. Nach der Aufarbeitung kann ein Teil der Geräte dann in weniger entwickelten Märkten wiederverkauft werden. Die Geräte bekommen somit einen zweiten Lebenszyklus und sind für Verbraucher in letzteren Märkten leichter zugänglich.

3 DAS RUN PROJEKT

Inhalt des Projekts RUN ist der Aufbau eines Systems zur Sammlung, Wiederaufarbeitung und zur Wiedervermarktung gebrauchter Notebooks und ähnlicher Geräte aus privaten Haushalten sowie von kleinen und mittelständischen Unternehmen (KMU).

Das Projekt Konsortium besteht aus einer Gruppe von Experten für Logistik, qualitätskontrollierte Wiederaufarbeitung, Datenmanagement, Wiedervermarktung und Programmierung sowie Webdesign. Das Unternehmen Dr. Brüning Engineering UG fungiert als Projektkoordinator. Weitere Projektpartner sind Ebelt Beratung UG, oru – office for reuse, Die Wiener Volkshochschulen GmbH, SAPOS gGmbH, i4next international computer trading & leasing GmbH, Laura Sp. z o.o und der ReUse Verein.

3.1 Ausgangslage

Obwohl Wiederverwendung und Vorbereitung zur Wiederverwendung im Rahmen der Europäischen Abfallrahmenrichtlinie priorisiert werden, wird der Großteil der elektr(on)ischen Altgeräte in Deutschland und Österreich derzeit recycelt statt wiederverwendet. Eurostat zufolge belief sich die Menge der in Österreich 2013 in den Markt gebrachten elektrischen und elektronischen Geräte auf 155.851 Tonnen. Gesammelt wurden 76.835 Tonnen Altgeräte, aber nur 1.316 Tonnen der Geräte wurden wiederverwendet (Eurostat 2016). In Österreich betrug die Wiederverwendungsquote damit ca. 1,7 % in Bezug auf die erfassten Altgeräte und ca. 0,8 % in Bezug auf die in den Markt gebrachten Geräte. Auch in Deutschland konnte nur eine Wiederverwendungsquote von ca. 1,9 % in Bezug auf die erfassten Altgeräte und eine Wiederverwendungsquote von nur ca. 0,9 % in Bezug auf die in den Markt gebrachten Geräte erreicht werden.

Mit dem RUN-Projekt soll in Deutschland und Österreich zu einem Anstieg der Wiederverwendungsquoten beigetragen werden.

3.2 Zielsetzung des RUN Projekts

Das RUN-Projekt will gezielt Geräte aus Privathaushalten oder von KMU sammeln, in einem qualitätsgesicherten Prozess aufarbeiten und anschließend wieder vermarkten. Diese Zielgruppe liefert meist nur ein einzelnes Gerät oder sehr kleine Mengen an Geräten. Dies stellt für Logistiksysteme eine große Herausforderung dar. Die Wiederaufarbeitung der Notebooks wird darüber hinaus durch die Vielfalt der Verbrauchergeräte sowie durch die unbekannten Zustände dieser Verbrauchergeräte erschwert werden.

Aufarbeitungsunternehmen in Deutschland und Österreich konzentrieren sich i.d.R. bisher hauptsächlich auf Geräte von Geschäftskunden. Werden diese Geräte zurückgegeben, sind sie in der Regel von hoher Qualität und in (vergleichsweise) gutem Zustand und fallen in großen Mengen in identischer Bauweise an. Daher wird in diesem Marktsegment die wirtschaftliche Rentabilität durch große Losgrößen und Skaleneffekte sichergestellt. Der Fokus auf Unternehmensgeräte bedeutet aber, dass derzeit viele potentiell wiederverwendbare Notebooks bei der Wiederaufarbeitung unberücksichtigt bleiben, da KMU und Privathaushalte als Quelle nicht in Betracht gezogen werden.

Das RUN Projekt zielt daher darauf ab, diese noch nicht erschlossenen Geräte für die Wiederverwendung verfügbar zu machen. Mit seinem bewussten Fokus auf Privathaushalte und KMU ist das RUN-System das allererste seiner Art in Europa.

Um seine Ziele zu erreichen, entwickelt das RUN-Projekt Strategien für die vier Kernprozesse:
- Sammlung und Beschaffung,
- Datenlöschung/Datenextraktion und Bereitstellung,
- Wiederaufarbeitung und
- Vertrieb und Verkauf.

Im Rahmen des RUN Projektes soll ein kosteneffizientes Sammelsystem aufgebaut werden, dass mit kleinen Losgrößen wirtschaftlich arbeiten kann. Denkbare Lösungsansätze, die aktuell verfolgt werden sind u.a. die postalische Einsendung von Geräten und Einrichtung von Sammelstellen.

Vor der Wiedervermarktung der Geräte steht ein definierter und qualitätsgesicherter Aufarbeitungsprozess, der eine sichere Datenlöschung umfasst. Bei Geräten die den Aufarbeitungsprozess durchlaufen, wird eine Prüfsoftware eingesetzt, die es ermöglicht Komponenten (z.B. Board, CPU, RAM, Festplatte…) zu identifizieren und zu testen. Defekte Komponenten werden so erkannt und ggf. ersetzt. Zum Aufarbeitungsprozess gehört weiterhin die Grundreinigung des Gerätes.

Als Vermarktungskanäle kommen sowohl Ladengeschäfte (ggf. durch Partnerschaften) als auch Onlineportale, eine Kombination dieser Angebote oder die Vermarktung an soziale Einrichtungen in Frage. Entscheidende Bedeutung im Hinblick auf die Wiedervermarktung kommt der Kommunikation und Dokumentation der definierten Aufarbeitungsqualität der Geräte zu.

Das Projekt bietet weiterhin innovative Service-Add-Ons, wie die Extraktion und Bereitstellung persönlicher Daten. Die Datenextraktion wird als kostenpflichtiger Service angeboten, bei dem Daten der Kunden von den gesammelten Notebooks gesichert und den Kunden mittels Download oder der Zusendung eines Datenträgers zur Verfügung gestellt werden.

Aktuell können Kunden in Deutschland ihre Geräte bereits postalisch einsenden und erhalten auf Wunsch im Gegenzug eine Bestätigung über die Datenlöschung bzw. über die physikalische Zerstörung der Festplatte. Das Versandlabel kann kostenlos über die RUN Webseite generiert werden: https://return.reuse-notebook.com/. Dieser Service ist ein Alleinstellungsmerkmal gegenüber der Abgabe von Altgeräten an kommunalen Wertstoffhöfen, da dabei der Kunde für die Sicherung seiner Daten verantwortlich ist.

4 DAS RUN PROJEKT IN ÖSTERREICH

Im Folgenden werden die Ausrichtung sowie die aktuelle und geplante Umsetzung des RUN Projektes in Österreich näher beschrieben. Der Schwerpunkt der Umsetzung liegt zunächst auf der Metropolregion Wien.

4.1 Zielsetzungen

In Österreich wird das Projekt mit einem zusätzlichen sozialen, sowie bildungsrelevanten Aspekt umgesetzt. In Wien konnte ein Bedarf an Notebooks in sozialen Einrichtungen, wie z.B. Quartiere für Asylwerber oder Tageszentren für Obdachlose, festgestellt werden. Oft ist es für sozial benachteiligte Personen schwierig, Notebooks selbstständig zu erwerben. Gleichzeitig stellt der Zugang zu IT-Geräten eine große Unterstützung bei Integration, dem Erwerben neuer Fähigkeiten (z.B. Sprachen) oder beim Erstellen von Bewerbungsunterlagen dar. Für diese Zwecke reichen die Kapazitäten ältere Modelle, die sonst nicht mehr verwendet werden, oft vollkommen aus. Durch die Umsetzung des RUN Projektes in Österreich soll diese Lücke geschlossen werden und dadurch der Lebenszyklus von Notebooks verlängert werden.

Mit der Umsetzung des Projektes sollen einerseits in Wien weitere Abgabemöglichkeiten für gebrauchte Notebooks geschaffen werden und andererseits sozial benachteiligten Personen der Zugang zu IT Geräte ermöglicht werden. In weiterer Folge, sollen Geräte, die nicht für die Wiederverwendung geeignet sind, Schulungszwecken zu Gute kommen, um das Bewusstsein der Bevölkerung bezüglich Ressourcenverbrauchs im IT-Sektor zu stärken.

4.2 Umsetzung

Abb. 1 stellt den Ablauf der Sammlung, Aufbereitung und Weitergabe dar. Privatpersonen können an allen Standorten der Wiener Volkshochschulen ihre gebrauchten Notebooks und Accessoires, wie Ladekabel, abgeben. Die Notebooks werden direkt an der Rezeption persönlich übernommen und in einer nicht frei zugänglichen Box aufbewahrt. Bei der Übergabe wird dem Kunden eine Bestätigung ausgehändigt, um eine Datenlöschung zu garantieren.

Abb. 1: Ablauf Sammlung, Aufbereitung und Weitergabe der Notebooks.

Die Vorbereitung der Notebooks zur Wiederverwendung, wird durch den Projektpartner i4next durchgeführt. Als erster Schritt wird eine zertifizierte Datenlöschung an allen Geräten durchgeführt. Nach einer weiteren Prüfung werden die Geräte entweder für die Wiederverwendung vorbereitet oder für Schulungszwecke verwendet.

Im Zuge des Projektes wurden Kooperationen mit Wiener NGOs, die sich für die Unterstützung von sozial benachteiligten Personen einsetzen, aufgebaut. Da die Voraussetzungen in den Häusern der Organisationen unterschiedlich sind, werden entweder EDV-Räume eingerichtet oder Verleihsysteme aufgebaut. Die Ausstattung von sechs Pilotstandorten konnte bereits durchgeführt werden.

Im Rahmen des Bildungsauftrages der Wiener Volkshochschulen, werden IT-Kompetenz Kurse angeboten, welche auch Module zum Aufbau von Notebooks beinhalten. Mit Hilfe der ausrangierten Geräte bekommen die Teilnehmer der Kurse die Möglichkeit ein Notebook selbst zu zerlegen und so die einzelnen Komponenten kennenzulernen sowie den Aufbau und die Funktionen des Notebooks besser zu verstehen.

Alle Geräte, die nicht mehr wiederverwendet werden können, in einer Schulung verwendet wurden oder von den sozialen Einrichtungen zurück kommen, werden im DRZ weiter behandelt und einer stofflichen Verwertung zugeführt.

5 SCHLUSSFOLGERUNG BZW. ZUSAMMENFASSUNG

Wie zuvor dargelegt, zeigen mehrere Untersuchungen, dass negative Umweltauswirkungen stärker während der Produktion als während der Gebrauchsphase von Notebooks auftreten. Ein frühzeitiges Ersetzen von Notebooks durch neuere, energieeffizientere Geräte ist aus ökologischer Sicht nicht vorteilhaft. Um negative Umweltauswirkungen von Notebooks zu verringern, sollte ihre Nutzungsdauer verlängert werden. Um die (Vorbereitung zur) Wiederverwendung von Notebooks und ähnlichen Geräten voranzutreiben, soll im RUN Projekt ein System zu deren Sammlung, Aufarbeitung und Wiedervermarktung Geräte aus privaten Haushalten sowie von kleinen und mittelständischen Unternehmen (KMU) aufgebaut werden. In Österreich wird das System mit einem sozialen Zusatznutzen umgesetzt. Durch die Sammlung und Aufarbeitung von gebrauchten Notebooks wird sozialen benachteiligten Personen der Zugang zu IT-Geräten ermöglicht. In Wien konnten bereits Sammelstellen an allen Standorten der Wiener Volkshochschulen eingerichtet werden sowie ausgewählte Pilotstandorte mit Geräten ausgestattet werden.

Das RUN-Projekt wird finanziell unterstützt durch den Eco-Innovation Call unter Fördervertrag Nr. 630329 (Siebente Rahmenprogramm der Europäischen Gemeinschaft (FP7/2007-2013)). Für weitere Informationen besuchen Sie bitte die Projekthomepage www.reuse-notebook.eu.

LITERATUR

Ciroth, A. & Franze, J. (2011) *LCA of an Ecolabeled Notebook - Consideration of Social and Environmental Impacts Along the Entire Life Cycle,* GreenDeltaTC, Berlin.

Directive 2008/98/EC (2008) of the European Parliament and the Council of 19 November 2008 on waste and repealing certain Directives. http://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/PDF/?uri=CELEX:32008L0098&from=EN.

European Commission (2014) *Report on Critical Raw Materials for the EU: Report of the Ad-Hoc Working Group on defining critical materials* – May 2014 (Review). http://ec.europa.eu/enterprise/policies/raw-materials/files/docs/crm-report-on-critical-raw-materials_en.pdf.

Eurostat (2016) *Waste Electrical and Electronic Equipment* (WEEE) http://appso.eurostat.ec.europa.eu/nui/show.do.

Graedel, T.E., Graedel, T.E., Allwood, J., Birat, J.-P., Buchert, M., Hagelüken, C., Reck, B.K., Sibley, S.F & Sonnemann, G. (2011) *Recycling Rates of Metals – A Status Report.* United Nations Environment Programme. http://www.unep.org/resourcepanel/Portals/24102/PDFs/Metals_Recycling_Rates_110412-1.pdf.

Gründel, B. (2011) *„re use" und Umweltschutz: Verlängerung der Lebensdauer der IKT-Geräte,* Expertenworkshop, Expertenworkshop Optimierter Ersatz eines Notebooks.

Prakash, S., Liu, R., Schischke, K. & Stobbe, L. (2012) *Timely replacement of a notebook under consideration of environmental aspects,* Dessau-Roßlau. http://www.oeko.de/oekodoc/1584/2012-440-en.pdf.

Lebensmittelabfälle in Österreich – Fakten statt Mythen

C. Pladerer, P. Hietler, M. Meissner, G. Bernhofer & M. Kalleitner-Huber
Österreichisches Ökologie-Institut, Kompetenzfeld Ressourcenmanagement, Wien, Österreich

KURZFASSUNG: In Handel, privaten Haushalten, Außer-Haus-Verpflegung, Landwirtschaft, Verarbeitung und Produktion werden Lebensmittel weggeworfen bzw. gehen verloren. Dies wird von verschiedenen, einander nachgelagerten Prozesse entlang der Wertschöpfungskette beeinflusst. Eine exakte Abgrenzung der Wertschöpfungsketten ist nicht immer möglich. Überschneidungen zwischen den einzelnen Bereichen sind zu berücksichtigen.

- Bei der Ernte: Von allen für die menschliche Nahrungsversorgung vorgesehenen landwirtschaftlichen Primärprodukten ist aufgrund von Ernteverlusten nur ein Teil nutzbar. Darüber hinaus werden Produkte wegen Qualitätskriterien des Abnehmers aussortiert und so der Wertschöpfungskette entnommen.
- In der Produktion: Prozessverluste und Lebensmittelabfälle bei der Weiterverarbeitung reduzieren die Menge vermarktungsfähiger Ware.
- Im Handel: Beim Verteilen der Produkte im Groß- und Einzelhandel fallen vermeidbare Lebensmittelabfälle an.
- Im Haushalt und in der Außer-Haus-Verpflegung: Hier entstehen Lebensmittelabfälle nach dem Verkauf.

Eine Zusammenschau der in Österreich anfallenden Lebensmittelabfälle und -verluste ergibt eine Abschätzung von rd. 760.000 t/Jahr entlang der Wertschöpfungskette exklusive der Mengen aus Landwirtschaft, Lebensmittelproduktion, Großhandel und bestimmten Entsorgungswegen im Haushalt (Gartenkompostierung, Kanal, etc.). Bei Haushalten, Einzelhandel und Außer-Haus-Verpflegung kann man von einem theoretischen Lebensmittelabfallvermeidungspotential von 490.000 t/Jahr ausgehen.

1 EINLEITUNG

Ziel der vorliegenden Arbeit ist es, einen aktiven Beitrag zur Objektivierung der Diskussion zum Thema „Lebensmittelabfälle“ zu leisten. Wesentlich dabei ist die Frage, welche Lebensmittelabfälle in Österreich prinzipiell anfallen und welche tatsächlich vermeidbar sind. Die für Österreich verfügbaren Daten und Fakten werden in diesem Artikel dokumentiert.

2 BEGRIFFSDEFINITIONEN

„Lebensmittel sind alle Stoffe oder Erzeugnisse, die dazu bestimmt sind oder von denen nach vernünftigem Ermessen erwartet werden kann, dass sie in verarbeitetem, teilweise verarbeitetem oder unverarbeitetem Zustand von Menschen aufgenommen werden. […] Zu Lebensmitteln zählen auch Getränke, Kaugummi sowie alle Stoffe, einschließlich Wasser, die dem Lebensmittel bei seiner Herstellung oder Be- oder Verarbeitung absichtlich zugesetzt werden.“ (Art. 2 VO (EG) Nr. 178/2002).

2.1 Was sind Lebensmittelabfälle und -verluste?

In der Abfallwirtschaft werden meist folgende Definitionen verwendet:

- „Originale Lebensmittel ohne Verpackung“: Lebensmittel in ihrem unversehrten Originalzustand z.B. ganze Stücke eines unverpackten oder lose verkauften Lebensmittels wie Äpfel oder Brot. Diese Abfälle sind vermeidbar.
- „Originale Lebensmittel mit Verpackung“: ungeöffnete, „originalverpackte“ Lebensmittel (z.B. ein ungeöffnetes Joghurt). Diese Abfälle sind vermeidbar.
- „Angebrochene Lebensmittel ohne Verpackung“: teilweise verbrauchte bzw. angebrochene Lebensmittel (z.B. angebissenes Obst). Diese Abfälle sind vermeidbar.
- „Angebrochene Lebensmittel mit Verpackung“: teilweise verbrauchte bzw. angebrochene Lebensmittel in einer Verpackung (z.B. zwei Eier in einer 10er-Packung). Diese Abfälle sind vermeidbar.
- Zubereitungsreste: biogene Abfälle bei der Zubereitung und Kochen von Obst, Gemüse, Fleisch und Fisch (z.B. Knochen, Kaffeesud). Ein Teil dieser Abfälle ist vermeidbar.
- Speisereste: Lebensmittel, die beim Verzehr übrig geblieben sind: (z.B. zubereitete Speisen und Convenience-Produkte). Speisereste sind vermeidbar.

Für diese Arbeit wurde der Überbegriff Lebensmittelabfälle und -verluste gewählt mit Fokus auf die Unterscheidung zwischen vermeidbaren und nicht vermeidbaren Abfällen. Demgegenüber steht die Lebensmittelverschwendung: weggeworfene verzehrfertige, nicht verbrauchte Nahrungsmittel in Einzelhandel, mehr aber noch Haushalt bzw. Außer-Haus-Verpflegung, aber auch Produktionsprozessen, bei denen wegen ästhetischer Merkmale Lebensmittel aussortiert werden.

3 DATEN UND FAKTEN

3.1 Lebensmittelabfälle und -verluste weltweit und in der Europäischen Union

Weltweit werden laut FAO (Food and Agricultural Organisation of the United Nations) geschätzt 1,3 Mrd. Tonnen, rund ein Drittel aller produzierten Lebensmittel jährlich als Abfall weggeworfen (Gustavsson et al. 2011). Je geringer der industrielle Entwicklungsgrad, desto eher entstehen Verluste zu Beginn, je höher der Entwicklungsgrad am Ende der Wertschöpfungskette.

Für Europa schätzt die FAO-Studie einen jährlichen Pro-Kopf-Verlust von 280 bis 300 kg über die gesamte Wertschöpfungskette. In einer von der EU finanzierten Studie wird der Pro-Kopf-Lebensmittelabfall mit 179 kg/Person/Jahr beziffert, rund 89 Mio. Tonnen im Jahr. 42 % davon verursachen private Haushalte, 39 % die Hersteller, 14 % die Gastronomie und 5 % die Einzelhändler. Die Menge soll sich bis 2020 auf 126 Mio. Tonnen erhöhen (Monier et al. 2010).

3.2 Lebensmittelabfälle und -verluste in Österreich

3.2.1 Lebensmittelabfälle und -verluste in der Landwirtschaft

Substantielle Verluste entlang der Wertschöpfungskette werden durch Normen, einheitliche Standards sowie Qualitätssicherungsmaßnahmen verursacht. Da diese einer Vermarktung entgegenstehen werden bei Obst- und Gemüse größere Mengen nicht geerntet bzw. aussortiert: Nach einer groben Abschätzung gehen in Österreich 25 % am Produktionsstandort, 5 % während des Handlings und der Lagerung, 10 % bei der Distribution und 19 % bei den KonsumentInnen verloren (Leibetseder 2012). In punkto Menge und Zusammensetzung der Lebensmittelabfälle und -verluste in der österreichischen Landwirtschaft ist dringender Handlungsbedarf gegeben.

3.2.2 Lebensmittelabfälle und -verluste in der Lebensmittelproduktion

Diese umfassen alle industriellen Weiterverarbeitungsverluste tierischen und pflanzlichen Rohmaterials bei der Veredelung zu Ernährungszwecken. Sie entstehen durch Aussortierung nicht geeigneten Materials bei Wasch-, Schnitt- und Kochprozessen bzw. technischen Problemen im Produktionsablauf. Für Österreich sind derzeit keine Zahlen verfügbar. Eine Studie dazu wurde im Jänner 2016 gestartet. Ergebnisse werden für Ende Juni 2017 erwartet (Pladerer et al. 2017).

Die Verluste in der deutschen Lebensmittelindustrie werden mit 1,85 Mio. Tonnen pro Jahr bzw. 22 kg/ Person/Jahr beziffert (Kranert et al. 2012), (BCFN 2012), (Göbel 2012), (Rubach 2013).

3.2.3 Lebensmittelabfälle im Handel

Im Handel anfallende Lebensmittelabfälle gelten Großteils als vermeidbar, da nahezu alle Produkte konsumfertig sind. In Österreich besteht eine sehr gute und belastbare Datenlage. Eine Untersuchung im Rahmen der ECR Austria ermöglichte eine genaue Hochrechnung der Lebensmittelabfälle im Lebensmitteleinzelhandel (LEH). Die beteiligten Unternehmen deckten einen Marktanteil von 83 % des LEH in Österreich ab. Unternehmensinterne Aufzeichnungen zu Lebensmittelabfällen wurden über ein Jahr lang erfasst und ausgewertet (Lebersorger 2014).

Die Daten wurden in monetären Werten (€ inkl. Ust) angegeben und wenn möglich nach Masse der Abfälle. Im Jahr 2013 sind im LEH rund 74.100 Tonnen Lebensmittel als Bruchware oder Abschreibungen angefallen. Zusätzlich wurden 35.600 Tonnen nicht verkauftes Brot und Gebäck an Lieferanten retourniert. In Summe sind das jährlich somit rund 109.700 Tonnen Lebensmittel, die der LEH nicht verkaufen kann. Davon wurden 6.600 Tonnen genießbare Lebensmittel an soziale Einrichtungen weitergegeben und dort zu 95 % als Nahrungsmittel verwendet (Pladerer et al. 2015). Der Verlust (kaufmännischer Verderb ohne weitergegebene Menge) beläuft sich auf 1,51 % des Gesamtumsatzes Food.

3.2.4 Lebensmittelabfälle in privaten Haushalten

Diesem Thema widmet sich eine Reihe von Studien. Das Überschreiten bzw. Heranahmen des Mindesthaltbarkeitsdatums (MHD) werden immer wieder als Grund für die Lebensmittelentsorgung genannt. Ein „Zu-Wenig-Wissen“ der Bevölkerung bezüglich der eigentlichen Bedeutung des MHD und seiner Abgrenzung zum Verbrauchsdatum kann angenommen werden. In Haushalten erfolgt die Entsorgung von Lebensmittelabfälle über verschiedene Wege. Nur zu Restmüll und Biotonne liegen Daten vor. Je nach Bundesland unterscheidet sich deren Qualität. Die Erhebungen stammen z.T. aus unterschiedlichen Jahren.

Die bisher einzige Analyse der Lebensmittelabfälle in der Biotonnensammlung findet sich im Rahmen der „Sekundärstudie Lebensmittelabfälle in Österreich“ mit Daten nur für Wien (Schneider et al. 2012). Die grobe Schätzung für die anderen Bundesländer und Gesamt-Österreich setzt voraus, dass die Biotonnensammelmenge in allen Bundesländern Wien gleicht. Der Anteil an Lebensmittelabfällen wurde mit 19,55 Masse-% festgelegt, der Anteil der vermeidbaren Lebensmittelabfälle mit 7,28 Masse-%. Laut dieser Abschätzung werden in Österreich rd. 90.700 Tonnen Lebensmittelabfälle in der Biotonne entsorgt. Davon gelten 49.000 Tonnen als vermeidbar.

Restmüllsortierungen in Oberösterreich, Niederösterreich, Wien und Salzburg ergaben einen Masseanteil zwischen 16 und 27 % an originalverpackten bzw. nur teilweise verbrauchten Lebensmitteln, Speise- und Zubereitungsresten bei privaten Haushalten. Ein durchschnittlicher privater Haushalt in Österreich produzierte im Jahr 2014 pro Kopf rund 167 kg Restmüll. Daraus ergibt sich eine Bandbreite für die Durchschnittsmenge an Lebensmittelabfällen, Speise- und Zubereitungsresten im Restmüll österreichischer Haushalte von 26,7 kg (16 %) bis 45 kg (27 %) pro Person/Jahr (ohne Biotonne, Kanal, etc.). Es wurden hier nicht nur verdorbene Lebensmittel und solche mit überschrittenen MHD gefunden, sondern auch Lebensmittel mit noch nicht abgelaufenen MHD, original verschlossene Konservendosen, frisch zubereitete, unangetastete Speisen und teilweise verzehrte Nahrungsmittel.

Allein die Anteile originalverpackter und nur teilweise verbrauchter Lebensmittel lagen in Niederösterreich im Mittel bei 9,8 ± 0,8 Masse-%, in Salzburg bei 10,1 Masse-% und in ausgewählten Wohngebieten Wiens bei 12 Masse-%. Der Anteil an Speise- und Zubereitungsresten lag bei 6,4 Masse-% in Niederösterreich, 13,4 Masse-% in Salzburg und rund 15 Masse-% in Wien. Diese Mengen beinhalten ein hohes Vermeidungspotential (Lebersorger & Salhofer 2007a und 2007b), (Obersteiner & Schneider 2006), (Schneider & Lebersorger 2009 und 2011), (Schneider & Obersteiner 2007), (Wassermann & Schneider 2005).

3.2.5 Lebensmittelabfälle in der Außer-Haus-Verpflegung

Das Forschungsprojekt der Initiative United Against Waste (UAW) geht österreichweit von rund 280.000 Tonnen Lebensmittelabfällen und -verlusten in der Außer-Haus-Verpflegung aus, davon gelten 175.000 Tonnen als vermeidbar. Für diese vermeidbaren Lebensmittelabfälle und -verluste (exkl. Zubereitungsreste) ergibt sich ein Einsparungspotential von geschätzten 380 Mio. €, das entspricht pro Betrieb 5,2 Tonnen im Wert von 9.600 € (Schranzhofer et al. 2015), (UAW 2015).

Geschätzte 35.000 Tonnen Lebensmittelabfälle und -verluste bei der Außer-Haus-Verpflegung in Wien bedeuten 7,1 Mio. € Entsorgungskosten und 67,5 Mio. € ökonomischen Gesamtverlust pro Jahr (Pladerer & Hietler 2015).

Mengen und der Entstehungspunkt der Lebensmittelabfälle unterscheiden sich grundlegend nach Art des Betriebs: Gastronomiebetriebe weisen einen hohen Anteil an Zubereitungs- bzw. Tellerresten auf. Anpassung der Portionsgröße und kostenloser Nachschlag könnten hier wesentlich zur Reduktion der Lebensmittelabfälle beitragen. In Großküchen, insbesondere in Krankenhäusern, ist der Anteil an nicht ausgegebenen Speisen bzw. Tellerresten am größten. Geeignete Gegenmaßnahmen wären Wahlmenüs und Anpassung der Portionsgrößen. Der hohe Anteil an Buffet- bzw. Getränkeresten bei Beherbergungsbetriebe könnte durch Getränke nach Wunsch, Selbstzapfanlagen mit entsprechender Kühlung und der Vermeidung von Filterkaffeekannen und Teekannen auf den Tischen reduziert werden.

4 ZUSAMMENFASSUNG

Eine Zusammenschau der Zahlen zu Lebensmittelabfällen in Österreich ergibt eine Abschätzung von rd. 760.000 t/Jahr Lebensmittelabfälle und -verluste entlang der Wertschöpfungskette exklusive Landwirtschaft, Lebensmittelproduktion, Großhandel und bestimmten Entsorgungswegen im Haushalt (Gartenkompostierung, Kanal, etc.), da hier keine Daten vorliegen. In Summe kann von einem theoretischen Vermeidungspotential von 490.000 Tonnen pro Jahr ausgegangen werden. Unschärfen bei der Definition von vermeidbaren und nicht vermeidbaren Lebensmittelabfällen und -verlusten sind vorhanden.

Zu Landwirtschaft, Produktion und Großhandel liegen keine Daten vor. Diese sind daher nicht in der Gesamtsumme enthalten. Aufgrund einer Vielzahl an Hinweisen in der Literatur muss davon ausgegangen werden, dass sowohl in der Landwirtschaft als auch in der Produktion substantielle Mengen an zum Teil vermeidbaren Verlusten anfallen. Die über Kanal und Eigenkompostierung entsorgten Mengen dürften einen nicht zu vernachlässigenden Anteil am Lebensmittelabfall in Haushalten ausmachen.

LITERATUR

BCFN – Barilla Center for Food and Nutrition (2012) *Food waste: causes, impacts and proposals.* Parma, Italy: BCF.

Beretta, C., Stoessel, F., Baier, U. & Hellweg, S. (2013) Quantifying food losses and the potential for reduction in Switzerland. *Waste Management* 33, 764–773.

BMEL – Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft (2013) *Eine Einschätzung der pflanzlichen Lebensmittelverluste im Bereich der landwirtschaftlichen Urproduktion.* Berlin, Deutschland: BMEL.

Europäisches Parlament (2002) Verordnung (EG) Nr. 178/2002 vom 28. Januar 2002 zur *Festlegung der allgemeinen Grundsätze und Anforderungen des Lebensmittelrechts, zur Errichtung der Europäischen Behörde für Lebensmittelsicherheit und zur Festlegung von Verfahren zur Lebensmittelsicherheit*/ Artikel 2.

Fox, T. & Fimeche, C. (2013) *Global food: waste not, want not.* London, Großbritannien: Institution of Mechanical Engineers.

Göbel, C. (2012) *Ab in die Tonne: Lebensmittelverschwendung in Deutschland.* Münster, Deutschland: University of Applied Science.

Gustavsson, J., Cederberg, C., Sonesson, U., van Otterdijk, R. & Meybeck, J. (2011) *Global food losses and food waste* – Extent, causes and prevention. Rom, Italien: FAO.

Jensen, C. (2011) Matavfall 2010 från jord till bord, Norrköping In: *Svenska MiljöEmissionsData* (SMED). Schweden.

Kranert, M., Hafner, G., Barabosz, J., Schneider, F., Lebersorger, S., Scherhaufer, S., Schuller, H. & Leverenz, D. (2012) *Ermittlung der weggeworfenen Lebensmittelmengen und Vorschläge zur Verminderung der Wegwerfrate bei Lebensmitteln in Deutschland*. Stuttgart, Deutschland: Universität Stuttgart.

Lebersorger, S. & Salhofer, S. (2007a) *Hausabfall-Sortieranalyse im Bundesland Salzburg.* Kurzfassung. unveröffentlicht. Wien, Österreich: Amt der Salzburger Landesregierung Abt. 16 Umweltschutz & Magistrat der Stadt Salzburg MagAbt. 7/03, AbfallService.

Lebersorger, S. & Salhofer, S. (2007b) *Hausabfall-Sortieranalyse im Bundesland Salzburg.* Endbericht. Wien,Österreich: Amt der Salzburger Landesregierung Abt. 16 Umweltschutz & Magistrat der Stadt Salzburg MagAbt. 7/03, AbfallService.

Lebersorger, S. & Schneider, F. (2014) *Aufkommen an Lebensmittelverderb im österreichischen Lebensmittelhandel.* Wien, Österreich: ECR-Arbeitsgruppe Abfallwirtschaft.

Leibetseder, M. (2012) *Lebensmittelabfälle in der landwirtschaftlichen Produktion: Abschätzung des Verlusts von Obst und Gemüse in der Landwirtschaft und während des Transportes zum Händler,* Masterarbeit Universität für Bodenkultur Wien. Institut für Abfallwirtschaft, Wien.

Monier, V., Mudgal, S., Escalon, V., O'Connor, C., Gibon, T., Anderson, G., Montoux, H., Reisinger, H., Dolley, P., Ogilvie, S. & Morton, G. (2010) Final report: *Preparatory study on food waste across EU 27*. Brüssel, Luxemburg: EC.

Obersteiner, G. & Schneider, F. (2006) *NÖ Restmüllanalysen 2005/06.* Wien, Österreich: NÖ Abfallwirtschaftsverein unterstützt vom Amt der NÖ Landesregierung und der ARGEV.

Pladerer, C., Bernhofer, G., Kalleitner-Huber M. & Hietler, P. (2016) *Lagebericht zu Lebensmittelabfällen und -verlusten in Österreich.* Wien, Österreich: WWF Österreich & MUTTER ERDE.

Pladerer, C. & Hietler, P. (2017) *Abfallvermeidung in der österreichischen Lebensmittelindustrie*. in Bearbeitung. Wien, Österreich: Österreichisches Ökologie-Institut gemeinsam mit Campus Wieselburg, Lebensmittelcluster NÖ und OÖ, pulswerk GmbH.

Pladerer, C. & Hietler, P. (2015) *Lebensmittelabfälle in der Wiener Gastronomie.* Wien, Österreich: Wiener Umweltschutzabteilung - MA 22.

Pladerer, C., Hietler, P., Kalleitner-Huber, M., Bernhofer, G. & Meissner, M. (2015) *Lebensmittelweitergabe in Österreich: ein aktiver Beitrag zur Abfallvermeidung.* IST-Stand und Bedarfserhebung der Lebensmittelweitergabe in sozialen und gemeinnützigen Einrichtungen in Österreich; Wien, Österreich: BMLFUW, Amt der OÖ LR, Amt der Sbg. LR, Amt der Stmk. LR, Amt der Tiroler LR, Umweltverband Vorarlberg, Arbeiterkammer Wien.

Rubach, M. (2013) *Hintergründe zur Lebensmittelverschwendung in Deutschland und erste Ergebnisse der Studie zur Lebensmittelverschwendung in Bayern.* Kulmbach, Deutschland: Kompetenzzentrum für Ernährung.

Schneider, F. & Lebersorger, S. (2012) *Sekundärstudie Lebensmittelabfälle in Österreich.* Wien, Österreich: BMLFUW.

Schneider, F. & Lebersorger, S. (2011) *Restmüllanalyse 2010/2011 in NÖ.* St. Pölten, Österreich: NÖ Abfallwirtschaftsverein & Amt der NÖ Landesregierung, Abteilung Umweltwirtschaft und Raumordnungsförderung.

Schneider, F. & Lebersorger, S. (2009) *Untersuchung der Lebensmittel im Restmüll in einer oberösterreichischen Region.* Linz, Österreich: Amt der OÖ Landesregierung, Abteilungen Umweltschutz und Land- und Forstwirtschaft.

Schneider, F. & Obersteiner, G. (2007) Food waste in residual waste of households – regional and socio-economic differences. In: *Sardinia 2007 Eleventh International Waste Management and Landfill Symposium.* Sardinia*,* Italy, pp. 469–470.

Schranzhofer, A., Rockenbauer, R., Tragner, F., Hala, V., Hrad, M., Ottner, R., Obersteiner, G., Schneider, F., Lebersorger, S., Manhart, A. & Maronnier, C. (2015) United Against Waste, *Vermeidung von Lebensmittelabfall in Gastronomie, Beherbergung und Großküchen*. Wien, Österreich: Tatwort Nachhaltige Projekte GmbH, Universität für Bodenkultur/Institut für Abfallwirtschaft, Envicient OG.

Unger, N., Linzner, R., Lebersorger, S. & Salhofer, S. (2003) *Bestandsaufnahme zur Eigenkompostierung in ausgewählten Gemeinden des AWS und Abschätzung des Potenzials zur Verringerung biogener Abfälle im Restmüll.* Projektbericht unveröffentlicht. Wien, Österreich: AWS Schwechat.

United Against Waste (2015) *Lebensmittelabfälle in der Außer-Haus-Verpflegung & Serviceangebote zur Kosteneinsparung.* Salzburg, Österreich.

Wassermann, G. & Schneider, F. (2005) Edibles in Household Waste. In: *Sardinia 2005 Tenth International Waste Management and Landfill Symposium.* Sardinia, Italy, pp. 913-914.

Einflussgrößen auf die separate Bioguterfassung unter besonderer Berücksichtigung der Qualität

M. Kranert, L. Böhme & A. Fritzsche
Institut für Siedlungswasserbau, Wassergüte- und Abfallwirtschaft, Lehrstuhl für Abfallwirtschaft und Abluft, Stuttgart, Deutschland

R. Gottschall
Ingenieurbüro für Sekundärrohstoffe und Abfallwirtschaft, Neu-Eichenberg, Deutschland

KURZFASSUNG: Vor dem Hintergrund steigender Bioabfallmengen und gleichzeitig zu verzeichnender Verringerung der Sortenreinheit von Biogut wurde eine Studie zum Thema „Einflussgrößen auf die separate Bioguterfassung unter besonderer Berücksichtigung der Qualität“ durchgeführt. Im Ergebnis ist festzuhalten, dass im Hinblick auf eine hochwertige und nachhaltige Verwertung von Biogut der Erzeugung eines fremdstoffarmen Produktes (Kompost, Gärprodukt) Priorität eingeräumt werden muss. Dieses Ziel kann nur über ein Zusammenspiel der verschiedenen Akteure – der Bürgerinnen und Bürger, den öffentlich-rechtlichen Entsorgungsträgern sowie den Verantwortlichen für Planung und Betrieb von Entsorgungsanlagen – erreicht werden. Auch hier gilt es, den Paradigmenwechsel von der Entsorgungswirtschaft hin zu einer Versorgungswirtschaft umzusetzen.

1 EINLEITUNG

Im Hinblick auf die geforderte flächendeckende Erfassung von Bioabfällen nach KrWG und die damit steigenden Biogutmengen stehen die Akteure der Biogutbehandlung und -verwertung vor der Herausforderung, im Sinne eines versorgungsorientierten Kreislauf- und Ressourcensystems, eine gleichmäßige und hohe Qualität ihrer Produkte zu gewährleisten. Allerdings belegen verschiedene Untersuchungen eine kontinuierliche Qualitätsverschlechterungen über die letzten Jahre, wodurch eine gestiegene Sensibilität in der Bevölkerung und bei Anwendern festzustellen ist. Biologische Behandlungsanlagen stehen vor der Herausforderung aus teils stark verunreinigtem Bioabfall hochwertige Produkte zu erzeugen. Mancherorts ist die flächendeckende Erfassung des Bioguts selbst ein Jahr nach Inkrafttreten der Regelung noch nicht umgesetzt. Zu groß scheinen die Hemmnisse einer Einführung. Vor diesem Hintergrund hat die EdDE über ihren Arbeitsausschuss „Biologische Abfallbehandlung“ das Forschungsprojekt „Einflussgrößen auf die separate Bioguterfassung unter besonderer Berücksichtigung der Qualität“ in Auftrag gegeben, welches durch das Institutes für Siedlungswasserbau, Wassergüte und Abfallwirtschaft (ISWA) der Universität Stuttgart und das Ingenieurbüros für Sekundärrohstoffe und Abfallwirtschaft (ISA) in enger Abstimmung mit den Mitgliedern des EdDE-Arbeitsausschusses durchgeführt wurde. Ziel war es, relevante Sachverhalte zusammenzustellen, Handlungsempfehlungen abzuleiten und weiteren Forschungsbedarf aufzuzeigen.

2 FREMDSTOFFE BEI DER BIOABFALLVERWERTUNG

2.1 Definitionen für Stör- und Fremdstoffe

Für Fremdstoffe im Biogut existiert keine einheitliche Definition, da sich die Definitionen der Bioabfallverordnung (BioAbfV), der Düngemittelverordnung (DüMV) und der BGK e.V. jeweils auf die bei der biologischen Behandlung erzeugten Produkte beziehen. Hier genannte Fremdstoffe sind insbesondere Glas, Kunststoffe und Metall. Die Verordnungen nennen zusätzlich einen Grenzwert für Steine > 10 mm. DüMV und die BGK außerdem im Produkt auffälliges Papier oder Karton. Zudem nennt die BGK Verbundstoffe. Es wird eine weitere Problematik deutlich, nämlich die der uneinheitlichen Definition für Fremdstoffe im Produkt. (BioAbfV, 2013), (DüMV, 2015), (BGK e.V. 2006).

Neben den genannten Fremdstoffen gibt es anlagenspezifische Störstoffe, die den biologischen Prozess oder die Aufbereitung zu einem hochwertigen Produkt stören. Beispielhaft sei hier Bodenmaterial genannt, welches im Produkt nicht störend oder je nach Produkt sogar in kleineren Anteilen vorteilhaft ist, insbesondere bei Vergärungsanlagen durch Abrasion an Pumpen und Pressen oder durch Sedimentation im Gärbehälter oder Flüssigdüngerlager sehr wohl Störungen verursachen. Altpapier ist einerseits separat zu erfassen und kann insbesondere bei Verbund mit Kunststoff oder Klebstoff durch Umwicklungen Siebe und Pumpen zusetzen. Andererseits ist Papier im Input in geringem Maße zum Einpacken von Biogut akzeptiert und aufgrund der hohen Saugfähigkeit teilweise sogar gewünscht.

Aufgrund der nicht einheitlich festgelegten Definition für Fremdstoffe im Input und der anlagenspezifisch unterschiedlich störenden Stoffe, gibt es regional teils starke Unterschiede bei den Trennvorgaben. Diese können bei den Bürgerinnen und Bürgern Verwirrung stiften und so Ursache für Fehlwürfe sein. So ist beispielsweise Fleisch in manchen Trennvorgaben ausgeschlossen, in anderen wiederum erlaubt bzw. gewünscht. Eine Recherche verschiedener Trennvorvorgaben unterschiedlicher Städte und Landkreise ergab weitere Beispiele wie Rasenschnitt, Blätter, Äste und Zweige, Biokunststoffbeutel oder Speisefett, die in den einen Vorgaben erlaubt und in anderen verboten sind.

2.2 Stör- und Fremdstoffuntersuchungen

Fremdstoffe und Verunreinigungen in Bioabfällen unterliegen großen Schwankungsbreiten, welche auf vielfältige Einflussfaktoren zurückzuführen sind. In verschiedenen Untersuchungen sind Stör- und Fremdstoffanteile zwischen 0,9 Gew.-% (Kern et al. 2010) und 12 Gew.-% (Fricke et al. 2012) ermittelt worden. Die sehr breit gestreuten und unterschiedlichen Fremdstoffgehalte aus den Studien zeigen die großen Schwankungsbreiten im Sortierverhalten, aber auch eine grundlegende Problematik bei ihrer Ermittlung, für die es keine einheitliche Vorgabe gibt.

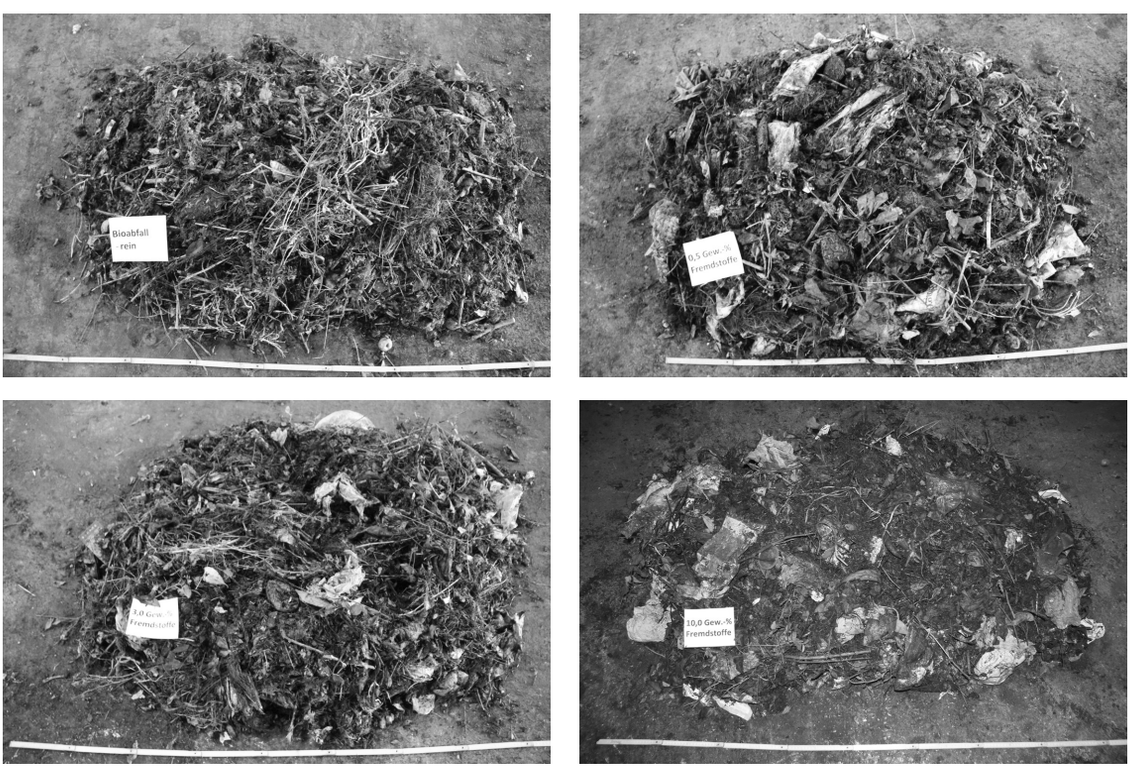


Abb. 1: Beispielfotos für verschiedene Fremdstoffgehalte im Bioabfall (ISWA 2015). Oben links “rein”, rechts “0,5 Gew.-%”; unten links “3,0 Gew.-%”, rechts “10,0 Gew.-%”.

In der Praxis werden Fremdstoffgehalte in der Regel nicht durch Sortieranalysen ermittelt, sondern rein optisch durch Sichtungen geschätzt. Abb. 1 verdeutlicht, dass eine Unterscheidung zwischen Abfällen mit verschiedenen Fremdstoffanteilen und die richtige Schätzung der einzelnen Fremdstoffgehalte kaum möglich ist. Bei den abgebildeten Fremdstoffen handelt es sich um Kunststoffe. Die prozentualen Gehalte sind auf die Frischmassen (feucht) bezogen.

3 EINFLUSSGRÖSSEN UND MASSNAHMEN DER AKTEURE

Die Einflussgrößen auf die Qualität des Bioabfalls werden durch unterschiedliche Akteure bedingt. Diese müssen eng verzahnt im Dialog miteinander arbeiten, um Bioabfälle hochwertig zu sammeln und zu verwerten. Die wichtigsten Einflussfaktoren sind in Abb. 2 aufgelistet.

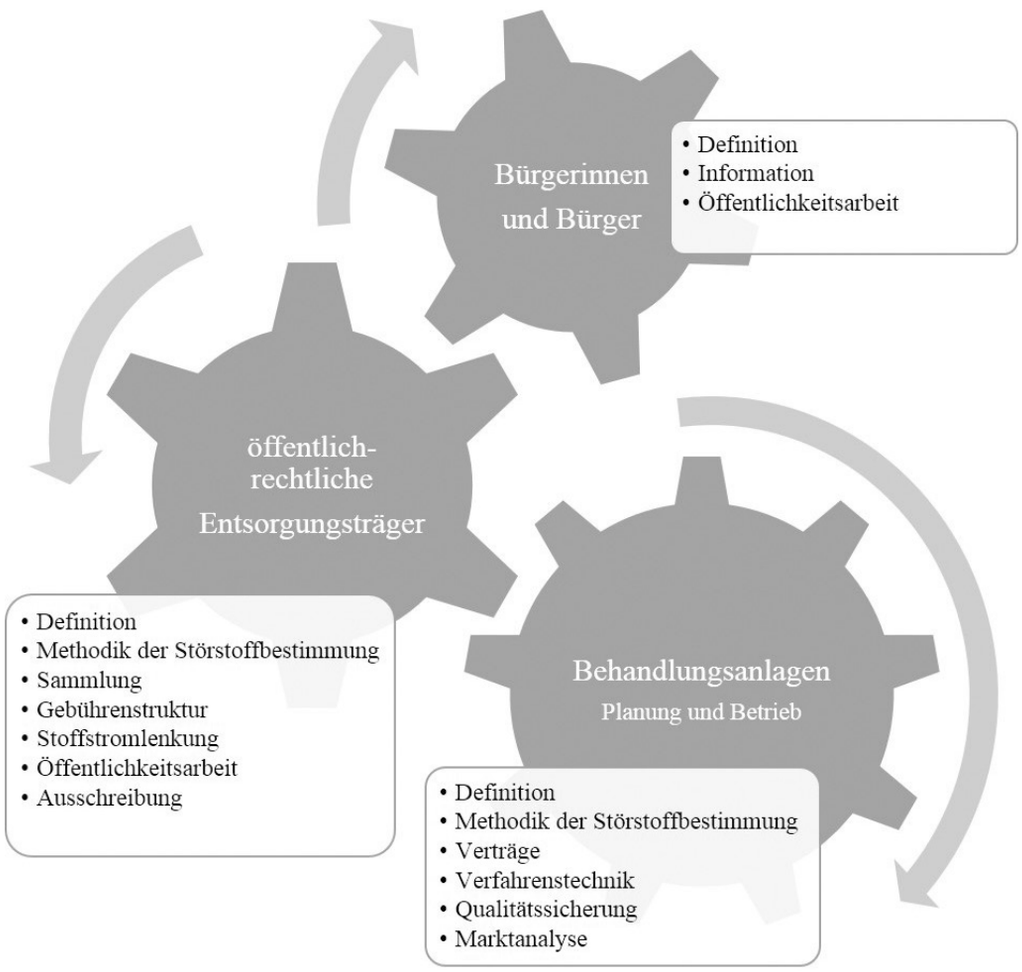


Abb. 2: Einflussgrößen auf die Qualität der Bioabfälle.

3.1 Bürgerinnen und Bürger

Im Hinblick auf eine fremdstoffarme Bereitstellung der Bioabfälle kommt den Abfallerzeugerinnen und Abfallerzeugern eine Schlüsselstellung zu. Sie sollten dafür Sorge tragen, dass nur die zugelassenen sortenreinen Bioabfälle zur Abfuhr bereitgestellt werden. Hierzu ist es erforderlich, dass den Bürgerinnen und Bürger einheitliche, einfache und plausible Regeln zur Abfalltrennung an die Hand gegeben werden. Hierbei muss beachtet werden, dass sie die Abfalltrennung als sinnvollen Beitrag für eine Kreislaufwirtschaft erkennen.

Die Öffentlichkeitsarbeit sollte Informationen unter Einsatz verschiedener Medien, unter Einbindung von Multiplikatoren (Erziehungsbereich, Hausmeister etc.), auch gezielt für bestimmte Personenkreise (z.B. Kinder), verbreiten. Hierzu zählen auch Anlagenbesichtigungen (bspw. Tag der offenen Tür etc.). Auf die Mehrsprachigkeit der zu vermittelnden Informationen muss selbstredend geachtet werden. Bei Stichprobenkontrollen sollten Bürgerinnen und Bürger vorab informiert werden und auch im Anschluss die Möglichkeit bekommen die Ergebnisse und Informationen zu diskutieren.

Vorteilhaft ist auch, wenn Bürgerinnen und Bürger die erzeugten Produkte (z.B. Komposte, Erden) kennen und anwenden.

3.2 Öffentlich-rechtliche Entsorgungsträger

Eine besondere Verantwortung liegt bei den örE. Sie sind mit ihrer Verantwortung für die Erfassung und Verwertung der Bioabfälle zumeist die Schnittstelle zwischen den Bürgerinnen und Bürgern und den Anlagenbetreiberinnen und Anlagenbetreibern. Teilweise betreiben sie die Anlagen in eigener Regie.

Die Einflussmöglichkeiten auf die Qualität der gesammelten Bioabfälle sind vielfältig. Die Sammlung und Erfassung der Bioabfälle liegt in ihrer Hand, das Sammel- und Gebührensystem kann hier direkt beeinflusst werden. Auch die Öffentlichkeitsarbeit für die Bürger wird in der Regel von den örE finanziert und durchgeführt und dient als wichtige Stellschraube einer guten Bioabfallqualität.

Durch Ausschreibungen und Vertragsbindungen können sie Stoffströme lenken und genaue Kriterien für die Qualität festlegen. Hierzu ist zu bemerken, dass es keine einheitlichen Messmethoden für die Bestimmung der Qualität des Bioabfalls gibt. In der Regel werden Störstoffgehalte durch Sichtungen erfahrener Mitarbeiter geschätzt.

Bei der Kostenkalkulation ist zu beachten, dass die Ansätze so gewählt werden, dass die Produktion eines hochwertigen vermarktbaren Produktes (z.B. Kompost) realisierbar ist.

Bei der Abfallsammlung sollte im Zusammenhang mit der Störstoffproblematik eine Qualitätskontrolle mit entsprechenden Prüfkriterien und Maßnahmen durchgeführt werden. So ist u. a. eine zumindest stichprobenartige Störstoffkontrolle der Bio-Tonnen unerlässlich (einschließlich eines entsprechenden Feedbacks an die Bürgerinnen und Bürger bei Verunreinigungen).

Bei der Erfassung und Behandlung von Bioabfällen ist es wichtig, sowohl den Kontakt zu den Bürgerinnen und Bürgern, wie auch zu den Anlagenbetreiberinnen und Anlagenbetreibern zu pflegen.

3.3 Beratung und Planung

Die Fremdstoffproblematik muss bereits bei der Planung von Anlagen als zentraler Bestandteil einer später gut laufenden Behandlungsanlage Berücksichtigung finden. Für eine hochwertige Nutzung und Vermarktung der Produkte Kompost und/oder Gärprodukt ist eine Marktanalyse inkl. der gegebenen Standortverhältnisse und lokalen Besonderheiten durchzuführen. Schon bei der Konzeption und Anlagenauslegung einschließlich der eingesetzten Technologie muss die Erzeugung eines qualitativ hochwertigen vermarktbaren Produktes die wesentliche Zielgröße sein.

3.4 Betrieb von Behandlungsanlagen

Den Behandlungsanlagen bleibt wenig Spielraum bei schon bestehenden Verträgen, Chargen mit hohem Störstoffgehalt zurückzuweisen. Zum einen besteht häufig das Problem der fehlenden vertraglichen Grundlage und zum anderen die fehlenden einheitlichen Messmethoden. Es müssen klare Regelungen hinsichtlich der Rückweisung und Behandlung verunreinigter Chargen existieren.

Anlagenbetreiberinnen und Anlagenbetreiber sollten offen gegenüber den Bürgerinnen und Bürgern und gegenüber den örE mit den Herausforderungen und Problemen, die hohe Störstoffanteile mit sich bringen, umgehen. Reagieren können die Anlagen in gewissem Umfang durch aufwendige Verfahrenstechnik zur Störstoffentfrachtung. Diese muss in jedem Fall dem Material, sowohl dem Input, wie auch dem gewünschten und marktfähigem Output angepasst werden. Bioabfallbehandlungsanlagen sind daher nicht nur von der Produktseite her zu planen sondern auch zu betreiben.

Im Zusammenhang mit der Aufbereitung der Bioabfälle ist im Hinblick auf die Ausschleusung von Störstoffen besonders zu betrachten, in welchen Siebfraktionen die Störstoffe angereichert werden. Diese müssen aus dem Materialstrom ausgeschleust werden, möglichst ohne zu viel organisches Material zu verlieren. Falls eine Zerkleinerung unumgänglich ist, muss darauf geachtet werden, dass sich keine zerkleinerten Störstoffe im System und Produkt anreichern können. Gesteuert werden kann dies über die Position der Zerkleinerungsaggregate im Prozess und die Auswahl der Aggregate im Hinblick auf deren Wirkung auf die Stör- und Fremdstoffe.

Eine Kontrolle der Materialströme, die für die Erzeugung eines Produkts vorgesehen sind, ist hinsichtlich der Fremdstoffe erforderlich, ein Qualitätssicherungssystem im laufenden Betrieb zwingend notwendig.

4 KONSEQUENZEN FÜR DIE ERFASSUNG UND VERWERTUNG

Bei der hochwertigen und nachhaltigen Verwertung von Biogut muss der Erzeugung eines fremdstoffarmen Produktes (Kompost, Gärprodukt) Priorität eingeräumt werden. Dieses Ziel muss in der Kette der verschiedenen Akteure von den Bürgerinnen und Bürgern, den öffentlich-rechtlichen Entsorgungsträgern sowie den Planern und Betreibern von Biologischen Behandlungsanlagen stets präsent sein und berücksichtigt werden. muss.

Ausgehend von den Ergebnissen der Studie wird jedoch festgestellt, dass ein erheblicher Handlungs- und Forschungsbedarf bzgl. des Themenkomplexes Fremdstoffe im Biogut besteht. In Bezug auf die weitergehende Forschung beinhaltet dies, Fragestellungen der Methodenentwicklung zur Bestimmung der Sortenreinheit und Fremdstoffgehaltbestimmung von Biogut, die Untersuchung von Einflussfaktoren bei der Sammlung und Gebührengestaltung, die Untersuchung der Einflüsse der Aufbereitungstechnik und Behandlungskonzepte nach Aggregatkonfigurationen in den Bioabfallbehandlungsanlagen bis hin zur Entwicklung der Anforderungen an marktkonforme Qualitäten von Sekundärrohstoffdüngern und Erden aus Komposten und Gärprodukten.

Nur durch klare Definitionen, reproduzierbare Methoden, bekannte Zusammenhänge zwischen Einflussfaktoren und Sortenreinheit der Produkte und die konsequente Umsetzung gewonnener Erkenntnisse kann der Paradigmenwechsel von der Entsorgungswirtschaft hin zu einer Versorgungswirtschaft umgesetzt werden.

Der vollständige Bericht des EdDE-Forschungsprojektes „Einflussgrößen auf die separate Bioguterfassung unter besonderer Berücksichtigung der Qualität“, dem der vorliegende Beitrag zugrunde liegt, ist als EdDE-Dokumentation Nr. 18 bei der EdDE e.V. erhältlich.

LITERATUR

BGK e.V. (2006) *Methodenbuch zur Analyse organischer Düngemittel, Bodenverbesserungsmittel und Substrate.* Unter Mitarbeit von Bertram Kehres und Maria Thelen-Jüngling. 5. Aufl. Köln: Selbstverlag.

BioAbfV (1998) V*erordnung über die Verwertung von Bioabfällen auf landwirtschaftlich, forstwirtschaftlich und gärtnerisch genutzten Böden* (Bioabfallverordnung). Vom 05.12.2013.

DüMV (2012) *Verordnung über das Inverkehrbringen von Düngemitteln, Bodenhilfsstoffen, Kultursubstraten und Pflanzenhilfsmitteln* (Düngemittelverordnung). Vom 27.05.2015.

Fricke, K., Scholl, S., Kraft, E., Meiller, M., Heußner, C. & Bidlingmaier, W. (2012) *Steigerung der Energieeffizienz in der Verwertung biogener Reststoffe.* Endbericht zu Förderprojekt 03KB022. Technische Universität Braunschweig, Bauhaus-Universität Weimar, Fraunhofer-Institut UMSICHT.

ISWA (2015) Fotos von Fremdstoffen im Bioabfall. unveröffentlicht. Unter Mitarbeit von Fatah Naji und Simone Waggershauser.

Kern, M., Raussen, T., Funda, K., Lootsma, A. & Hofmann, H. (2010) *Aufwand und Nutzen einer optimierten Bioabfallverwertung hinsichtlich Energieeffizienz, Klima- und Ressourcenschutz.* Hg. v. Umweltbundesamt (UBA) (43/2010).

Bioabfall vs. organikreiche Restabfälle als Co-Substrat für bestehende Faultürme auf Kläranlagen

M.J. Meirer, W. Müller & A. Bockreis
Universität Innsbruck, Arbeitsbereich Umwelttechnik, Abfall- und Ressourcenmanagement, Innsbruck, Österreich

KURZFASSUNG: Die Co-Vergärung auf Kläranlagen hat in Österreich und speziell in Tirol an Bedeutung zugenommen, da freie Faulraumkapazitäten genutzt werden können und die Wirtschaftlichkeit gesteigert wird. Als Co-Substrate werden derzeit insbesondere Fettabscheiderinhalte, Speisereste, aber immer öfter auch aufbereitete getrennt gesammelte Bioabfälle, verwendet. Durch die Vermischung mit den Abwasserschlämmen gelangen die nicht abgebauten Anteile der Co-Substrate im Klärschlamm, dessen stoffliche Verwertung zunehmend in Kritik gerät und vielerorts für viele Anwendungsfälle nicht mehr zulässig ist. Im Rahmen der hier vorgestellten Untersuchungen sollte untersucht werden, ob die organikangereicherte Feinfraktion aus einer mechanischen Restabfallaufbereitungsanlage als Co-Substrat geeignet ist bzw. entsprechend aufbereitet werden kann, sodass sie in den Faultürmen von Kläranlagen mitverarbeitet werden kann. Der deutlich höhere Anteil an nicht vergärbaren Bestandteilen im Restabfall erfordert eine aufwändigere Aufbereitung als bei getrennt gesammelten Bioabfällen, um den Kläranlagenbetrieb durch eingebrachte Störstoffe nicht zu beeinträchtigen. Als Grundlage für die Auswahl von Aufbereitungsverfahren wurden detaillierte Abfallcharakterisierungen des Restabfalls durchgeführt. Weiterhin liegen erste Ergebnisse aus Aufbereitungsversuchen vor.

1 EINLEITUNG

1.1 Definition Co-Vergärung

Unter Co-Vergärung auf Kläranlagen wird die Beimischung eines organischen (Rest-)Stoffs (= Co-Substrat) zu einem Hauptsubstrat, den Abwasserschlämmen, verstanden. Dabei bilden Fettabscheiderinhalte und Reststoffe aus der Lebensmittelindustrie wie Molke, Bäckereiabfälle oder Flotate aus Schlachtereien die gängigsten Co-Substrate. Der Vorteil dieser Co-Substrate ist, dass deren Zusammensetzung in der Regel relativ konstant bzw. homogen ist und sie nur einen sehr geringen Störstoffanteil enthalten.

1.2 Störstoffe bei der Co-Vergärung

Zu Störstoffen sind alle nicht biologisch abbaubaren Bestandteile zu zählen. Diese können zu folgenden Problemen führen:

- Verschleiß in Rohrleitungen und Maschinenteilen (Pumpen, Rührwerke, Entwässerungseinrichtungen),
- Absetzen von Schwerstoffen wie Steinen, Glaspartikeln oder Metallen,
- Schwimmschichten durch Leichtstoffe wie Kunststofffolien, Holzspäne oder Textilien und im Extremfall ggf.
- Blockaden an bewegten Teilen wie Absperrarmaturen oder Rührwerken.

Sowohl die Schwimm- als auch die Sinkschichten führen mit der Zeit zu einer Verringerung des nutzbaren Reaktorvolumens, wodurch sich neben den Problemen im Betrieb einer der Vorteile der Co-Vergärung, nämlich die Nutzung freier Faulraumkapazitäten, reduziert. Durch die Einspeisung von Co-Substraten kann die Biogasausbeute und in weiterer Folge die Wirtschaftlichkeit der gesamten Kläranlage deutlich gesteigert werden. Zusätzlich wird in der Literatur ein

Synergieeffekt bei der Co-Vergärung durch eine höhere Biogasausbeute bei der gemeinsamen Vergärung von Klärschlamm mit Co-Substraten im Vergleich zur getrennten Vergärung beider Stoffe beschrieben (Aichinger et al. 2015), (Bischofsberger et al. 2005), (Bolzonella et al. 2006), (Braun & Wellinger 2002), (Edelmann et al. 2000), (Gómez et al. 2006), (Habiba et al. 2009), (la Cour Jansen et al. 2004), (Mata-Alvarez et al. 2000), (Schwarzenbeck et al. 2008), (Stroot et al. 2001). INSAM & MARKT, 2016 vergleichen dies mit dem in Böden feststellbaren Priming-Effekt. In der Folge verringert sich auch der zu entsorgende Gärrest im Vergleich zu den Gärresten, die bei einer getrennten Vergärung anfallen würden.

2 CO-VERGÄRUNG GETRENNT GESAMMELTER BIOABFÄLLE

Abgesehen von den bereits beschriebenen störstoffarmen Co-Substraten setzen Kläranlagen seit einigen Jahren immer öfter getrennt gesammelten Bioabfall ein. Tirol nimmt im Bereich der Co-Vergärung in Österreich eine Vorreiterrolle ein und setzte bereits 2011 18.130 Mg/a an Co-Substraten in 13 Kläranlagen ein (Prantauer 2013). In der Zwischenzeit ist diese Menge auf ca. 25.000 Mg/a (Ebner and Pümpel, 2016) und 17 Co-Vergärungsanlagen (Mölgg 2016) angestiegen (Abb. 1). Demnach wird bereits ein erheblicher Teil der 94.800 Mg/a, die sich aus 49.700 Mg/a getrennt gesammelten biogenen Abfällen und 45.000 Mg/a aus Grünabfällen zusammensetzen (BMLFUW, 2015), auf diesem Weg behandelt. Getrennt gesammelte Bioabfälle weisen jedoch einen deutlich höheren Störstoffgehalt als die bisher eingesetzten Co-Substrate auf und unterliegen des Weiteren jahreszeitlichen Schwankungen. Beispielsweise können im Sommer speziell im ländlichen Bereich große Mengen an Grünschnitt enthalten sein, der eher für eine Kompostierung als für die Vergärung geeignet ist. Zusätzlich beeinflusst das Sammelsystem nicht nur die Menge des Bioabfallaufkommen pro Person, welche mit der Größe des Gebindes zunimmt (Kranert 2010), sondern auch die Qualität (Störstoffanteil), welche mit der Größe des Gebindes abnimmt (Oberguggenberger 2016). Tirol weist österreichweit nach Nieder- und Oberösterreich das drittgrößte Pro-Kopf-Aufkommen von Bioabfall auf (BMLFUW 2015) und verwendet neben den 120- und 240-Liter Tonnen auch kleinere Gebinde im Hol- und Bringsystem.

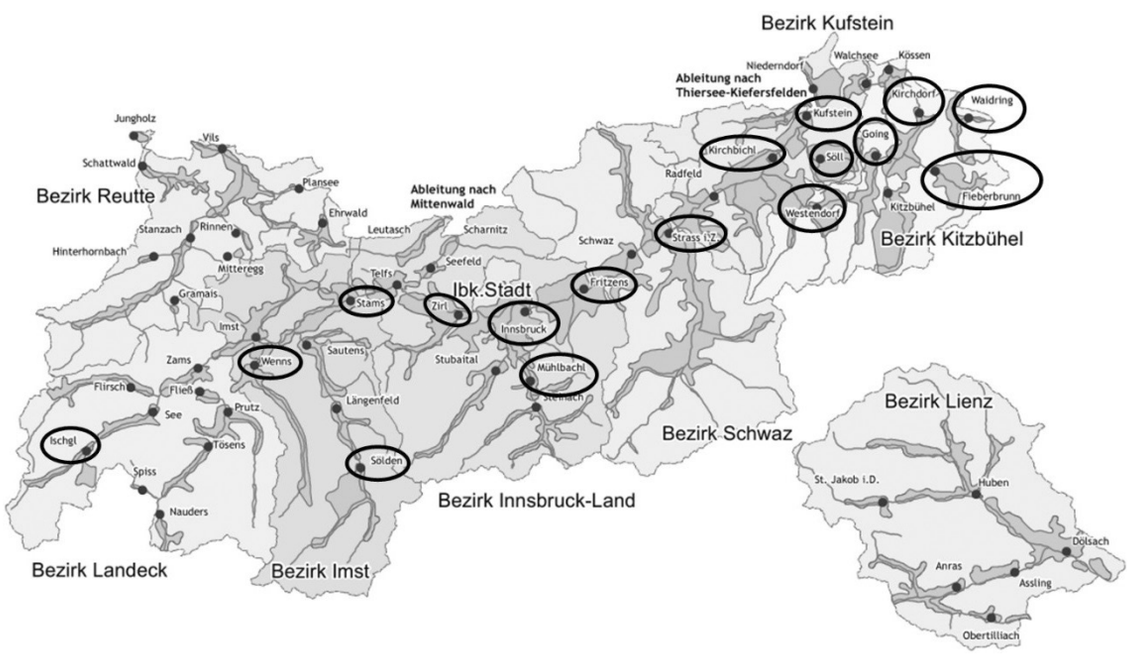


Abb. 1: Überblick der Kläranlagen mit Co-Vergärung in Tirol. Nach (Land Tirol 2014, Mölgg 2016).

Die im getrennt gesammelten Bioabfall enthaltenen Störstoffe erfordern eine mechanische Aufbereitung, bevor sie dem Faulturm zugeführt werden können. Dazu werden die Abfälle häufig in einem ersten Aufbereitungsschritt mit einer Hammermühle oder einem Querstromzerspaner zerkleinert. Der Nachteil ist, dass Störstoffe dadurch ebenfalls zerkleinert werden und somit schwerer abtrennbar sind. Alternativ werden auf einigen Biogasanlagen Abfallpressen (Abb. 2)

zur Aufbereitung eingesetzt. In Versuchen konnten Jank et al. (2015) feststellen, dass durch Vorbehandlung mittels Abfallpresse Glaspartikel zu 92 % und Kunststoff zu 67 % abgetrennt werden konnten.

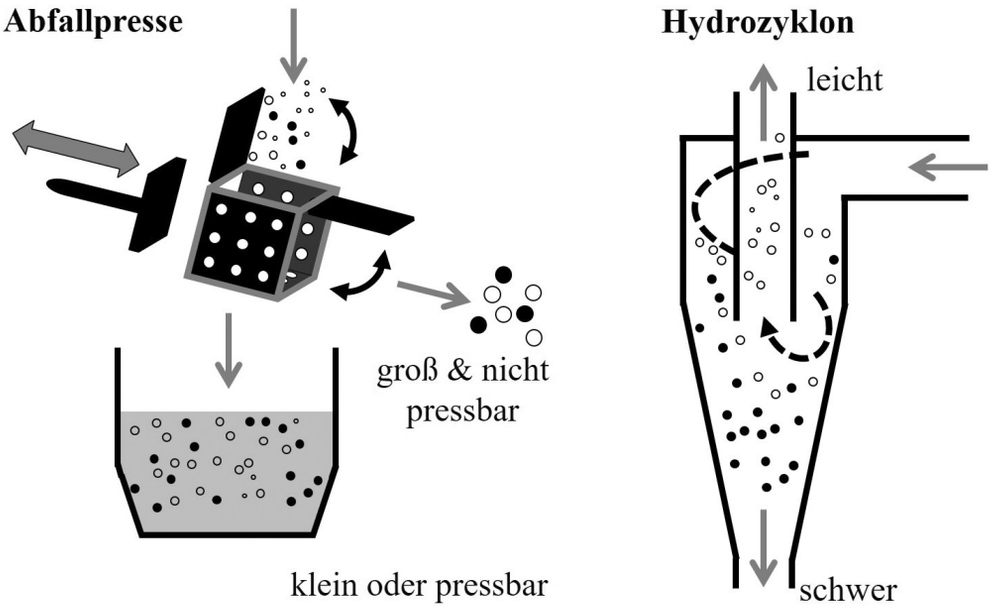


Abb. 2: Abfallpresse links und Hydrozyklon rechts.

Unabhängig von der Grobaufbereitung bietet sich die Verwendung eines Hydrozyklons (Abb. 2) zur Feinaufbereitung als letzter Schritt vor dem Einleiten in den Faulturm an. Derzeit wird am MCI Innsbruck gemeinsam mit der Universität Innsbruck an der Weiterentwicklung eines Hydrozyklons für diesen Anwendungsfall geforscht. Die Verwendung eines Hydrozyklons zielt insbesondere auf die Abtrennung von Inertstoffen ab. Störstoffe mit geringerem Unterschied des spezifischen Gewichts zu Wasser, wie Kunststofffolien, werden schlecht abgetrennt. Weiterhin kann eine Abtrennung von Organik mit den Störstoffen nicht vollständige verhindert werden.

3 PROJEKTINHALT

2014 wurden von den rund 241.600 Mg Trockensubstanz an Klärschlämmen in Österreich rund 17 % auf landwirtschaftlichen Flächen aufgebracht (BMLFUW 2015). Seit 1986 wird mit der Richtlinie 86/278/EWG auf EU-Ebene geregelt, wie Klärschlämme auf landwirtschaftlichen Flächen eingesetzt werden dürfen. In Österreich wurde diese Richtlinie in den Landesgesetzbüchern ratifiziert, wonach in Tirol und Wien ein generelles Verbot für das Ausbringen von Klärschlämmen auf landwirtschaftlichen Flächen besteht und es in Salzburg nur in Extremlagen erlaubt ist (AgrarMarkt Austria 2007). Deshalb wurden in diesen drei Bundesländern 2014 auch keine Klärschlämme auf diesem Wege entsorgt, sondern großteils thermisch verwertet (BMLFUW 2015). Diese gesetzlichen Rahmenbedingungen führen in weiterer Folge dazu, dass die in den biogenen Reststoffen enthaltenen Nährstoffe, welche bei einer Co-Vergärung durch die Vermischung mit dem minderwertigeren Faulschlamm enthalten sind, nach der anaeroben Behandlung ebenso verbrannt werden müssen und somit einer stofflichen Nutzung verloren gehen.

Aus diesem Grund wird am Arbeitsbereich Umwelttechnik der Universität Innsbruck an Lösungen geforscht, um einerseits die freien Faulturmkapazitäten nach wie vor nutzen zu können und somit Kläranlagen weiterhin energieautark betreiben zu können. Andererseits sollten die hochwertigen biogenen Substrate einer bestmöglichen Verwertung wie z. B. einer Mono-Vergärung mit anschließender Kompostierung zugeführt werden. Das Ziel ist es, die im Restabfall enthaltenen biogenen Anteile zu einem für die Mitbehandlung im Faulturm geeigneten Substrat aufzubereiten. Diese eignen sich aus zwei Gründen sehr gut, um die bisher eingesetzten Co-Substrate zu ersetzen. Zum einen müssen sie auf Basis der gesetzlichen Grundlage thermisch oder mechanisch-bio-

logisch behandelt werden und dürfen für eine stoffliche Nutzung auf landwirtschaftlichen Flächen nicht eingesetzt werden. Zum anderen ist das Potential dieser biogenen Reststoffe beträchtlich. 2010 wurden bei Analysen in Tirol 20,5 %, 2011 in Kärnten 27,6 % und 2013 in Oberösterreich ebenfalls 20,5 % im Restabfall festgestellt (BMLFUW 2015, 2014), (Hauer 2010). Des Weiteren sind noch 5-10 % an Papier und Pappe enthalten, wovon ein gewisser Anteil ebenfalls vergärbar ist (Hamzawi et al. 1998).

Wie beim getrennt gesammelten Bioabfall ist auch beim Restabfall ein Unterschied zwischen städtischem und ländlichem Bereich feststellbar. Vergleicht man den Erfassungsgrad der Bioabfälle, so gelangen beispielsweise in Innsbruck nur 69 % in den getrennt gesammelten Bioabfall, in Imst und Landeck hingegen 90 % (Hauer 2010).

4 CO-VERGÄRUNG DES BIOGENEN ANTEILS VON RESTABFÄLLEN

Um die im Restabfall enthaltenen biogenen Reststoffe der Co-Vergärung zugänglich zu machen, müssen sie zuvor weitestgehend von Störstoffe getrennt werden. Da diese im Vergleich zu getrennt gesammeltem Bioabfall einen beträchtlich größeren Anteil ausmachen, steigen auch die Anforderungen an die Aufbereitung. Um eine speziell auf diese Aufgabenstellung abgestimmte Anlage auszulegen, muss zuerst eine detaillierte Charakterisierung des Abfalls erfolgen.

4.1 Restabfall-Charakterisierungen

Am Arbeitsbereich Umwelttechnik der Universität Innsbruck werden seit zwei Jahren monatlich Proben aus der mechanischen Abfallaufbereitungsanlage Ahrental analysiert.

In dieser Anlage wird der Restabfall zunächst zerkleinert und bei 250 mm und 40 mm gesiebt. Die Fraktion 40 - 250 mm wird mittels Ballistikseparator in zwei heizwertreiche Fraktion (2D und 3D) getrennt. Die Fraktion kleiner 40 mm wird als Niederkalorik (NK) bezeichnet.

Da in der NK ein deutlich höherer Anteil an Organik enthalten ist, wurde dieser Abfallstrom näher betrachtet. Dazu wurde er zuerst in acht weitere Korngrößenklassen bis zur Klasse kleiner 2 mm gesiebt und jede Siebstufe in bis zu zwölf Abfallfraktionen sortiert. Dadurch konnten nicht nur die Gesamtzusammensetzung der NK (Abb. 3) ermittelt werden, sondern die jeder einzelnen Korngrößenklasse.

Die Analysen zeigen, dass der Organikgehalt mit kleiner werdender Korngröße zunimmt: Während der Organikgehalt in der NK < 40 mm bei 43 % lag, betrug er bei < 10 mm 63 %. Da die NK < 10 mm knapp die Hälfte der Masse der gesamten NK < 40 mm ausmacht, würden die Verluste an Organik, welche in der NK 10-40 mm enthalten sind, nur 32 % betragen. Für eine Aufbereitung der NK < 10 mm müssten nur knapp 2 % an leichten und 20 % an schweren Störstoffen abgetrennt werden (15 % Restfraktion, welche nicht identifiziert werden konnte).

In der NK < 10 mm sind 68 % der Organik, in der NK < 16 mm 80 % und in der NK < 25 mm sogar bereits 93 % der Organik enthalten, die in der gesamten NK < 40 mm enthalten sind. Bezogen auf die hauptsächlich aus dem bei der Vergärung störenden Kunststoff bestehende Leichtfraktion, sind in der NK < 10 mm nur 3 % der gesamten Leichtfraktion festgestellt worden. Die Schwerfraktion der Störstoffe mit vorwiegend Steinen und Glaspartikeln ist hingegen in allen acht Korngrößenklassen, die sortiert wurden, mit etwa 20 % vorhanden. Um den Anteil dieser Störstoffe zu verringern, ist demnach eine Siebung des Abfalls wenig hilfreich.

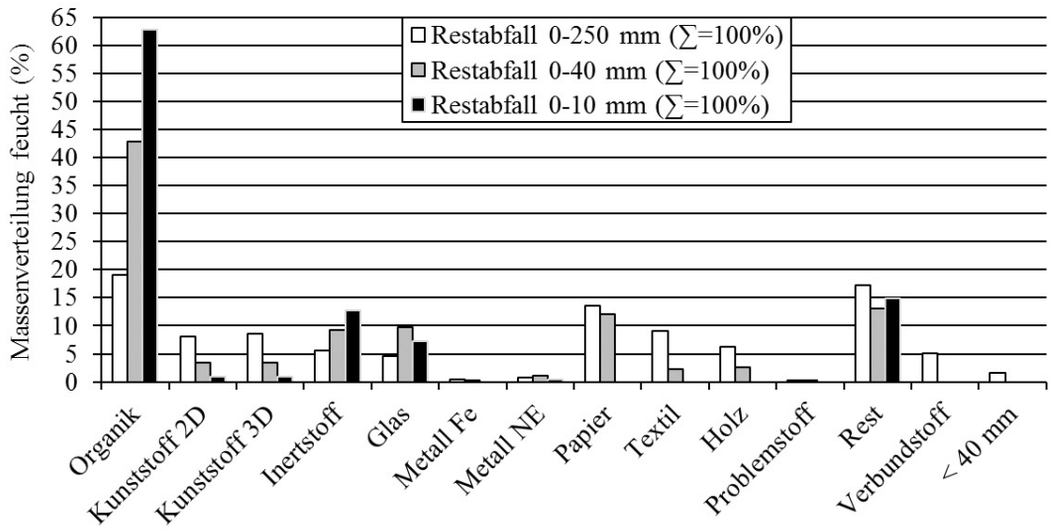


Abb. 3: Ergebnis der Sortieranalysen von Restabfall 0-250 (nur zerkleinert), 0-40 und 0-10 mm.

4.2 Aufbereitung von Restabfall zur Abtrennung der Störstoffe

Bei der Suche nach geeigneten Aufbereitungsaggregaten wurden bestehende Systeme, die bereits auf Biogasanlagen, anaeroben mechanisch-biologischen Abfallbehandlungsanlagen und Co-Vergärungsanlagen verwendet werden, untersucht.

Sechs verschiedene Aufbereitungsanlagen wurden in weiterer Folge getestet. Die verschiedenen Verfahren wurden wie folgt gegliedert:

- trockene Verfahren — Luftherd, Ballistikseparator,
- halbtrockene Verfahren — Abfallpressen und
- nasse Verfahren — Pulper, Hydrozyklon.

Es wurden bereits eigene Versuche mit NK < 40 mm an trockenen und nassen Aufbereitungsaggregaten durchgeführt. Bei den nassen Verfahren wurden bisher nur Versuche mit getrennt gesammelten Bioabfall untersucht, Tests mit NK < 40 mm sind geplant.

Die organische Trockensubstanz (oTS) des aufbereiteten Materials konnte von 57,4 % ± 3,9 % in der unaufbereiteten NK < 40 mm auf 79 % gesteigert werden. Parallel dazu wurde in den Gärtests bis zu 700 m³ Biogas/Mg oTS bei 60 % Methangehalt gemessen.

5 ZUSAMMENFASSUNG UND SCHLUSSFOLGERUNG

In diesem Projekt wurde bzw. wird untersucht, ob es möglich ist, den biogenen Anteil von Restabfällen derart aufzubereiten, um sie als alternatives Co-Substrat zu den derzeit verwendeten getrennt gesammelten Bioabfällen in den Faultürmen von Kläranlagen einsetzten zu können. Die Bioabfälle könnten somit wieder höherwertig verarbeitet und dem Nährstoffkreislauf rückgeführt werden.

Um die verschiedenen Aufbereitungsversuche mit Restabfall kleiner 40 mm effizient durchführen zu können, wird dieser Abfall seit zwei Jahren auf verschiedene Arten charakterisiert. Somit konnte festgestellt werden, dass der Organikgehalt höher ist, je kleiner der Restabfall ist. Der unaufbereitete Restabfall aus Innsbruck und Umgebung enthält ca. 19 % Organik, wohingegen Restabfall kleiner 10 mm bereits 63 % enthält.

Die in den Charakterisierungen festgestellten Anteile an leichten (Kunststofffolien, Holzspäne oder Textilien) bzw. schweren (Steine, Glaspartikel oder Metalle) Störstoffen unterstreichen die gesteigerten Anforderungen an die Aufbereitung im Vergleich zur Co-Vergärung von getrennt gesammelten Bioabfällen. Die mechanischen Aufbereitungsversuche zeigten jedoch, dass eine deutliche Steigerung des Organikanteils erreicht werden kann.

LITERATUR

86/278/EWG (1986) *Richtlinie des Rates vom 12.06.1986 über den Schutz der Umwelt und insbesondere der Böden bei der Verwendung von Klärschlamm in der Landwirtschaft.*

AgrarMarkt Austria (2007) *Cross Compliance Einhaltung anderweitiger Verpflichtungen.*

Aichinger, P., Wadhawan, T., Kuprian, M., Higgins, M., Ebner, C., Fimml, C., Murthy, S. & Wett, B. (2015) Synergistic co-digestion of solid-organic-waste and municipal-sewage-sludge: 1 plus 1 equals more than 2 in terms of biogas production and solids reduction. *Water Res.* 1–8. doi:10.1016/j.watres.2015.07.033.

Bischofsberger, W., Dichtl, N., Rosenwinkel, K.-H. & Seyfried, C.F. (2005) *Anaerobtechnik*, 2nd ed. Springer Berlin Heidelberg.

BMLFUW (2015) *Die Bestandsaufnahme der Abfallwirtschaft in Österreich Statusbericht 2015.*

BMLFUW (2014) *Die Bestandaufnahme der Abfallwirtschaft in Österreich Statusbericht 2013.*

Bolzonella, D., Battistoni, P., Susini, C. & Cecchi, F. (2006) Anaerobic codigestion of waste activated sludge and OFMSW: The experiences of Viareggio and Treviso plants (Italy). *Water Sci. Technol.* 53, 203–211. doi:10.2166/wst.2006.251.

Braun, R. & Wellinger, A. (2002) Potential of Co-digestion, *IEA Bioenergy Task* 37 - Energy from Biogas and Landfill Gas.

Ebner, C. & Pümpel, T. (2016) *Mikrobiologie*: Faulturm.

Edelmann, W., Engeli, H. & Gradenecker, M. (2000) Co-digestion of organic solid waste and sludge from sewage treatment. *Water Sci. Technol.* 41, 213–221.

Gómez, X., Cuetos, M.J., Cara, J., Morán, A. & García, A.I. (2006) Anaerobic co-digestion of primary sludge and the fruit and vegetable fraction of the municipal solid wastes. Conditions for mixing and evaluation of the organic loading rate. *Renew. Energy 31*, 2017–2024. doi:10.1016/j.renene.2005.09.029.

Habiba, L., Hassib, B. & Moktar, H. (2009) Improvement of activated sludge stabilisation and filterability during anaerobic digestion by fruit and vegetable waste addition. *Bioresour. Technol.* 100, 1555–1560. doi:10.1016/j.biortech.2008.09.019.

Hamzawi, N., Kennedy, K.J. & McLean, D.D. (1998) Technical Feasibility of Anaerobic Co-Digestion of Sewage Sludge and Municipal Solid Waste. *Environ. Technol.* 19, 993–1003. doi: 10.1080/09593331908616757.

Hauer, W. (2010) *Restmüllanalysen Tirol 2010.*

Insam, H. & Markt, R. (2016) Comment on "Synergistic co-digestion of solid-organic-waste and municipal-sewage-sludge: 1 plus 1 equals more than 2 in terms of biogas production and solids reduction" [Water Research 87, 416-423]. *Water Res.* 95, 392–393. doi:10.1016/j.watres.2016.02.053.

Jank, A., Müller, W., Schneider, I., Gerke, F. & Bockreis, A. (2015) Waste Separation Press (WSP): A mechanical pretreatment option for organic waste from source separation. *Waste Manag.* 39, 71–77. doi:10.1016/j.wasman.2015.02.024.

Kranert, M. (2010) *Einführung in die Abfallwirtschaft,* 4. ed. Cord-Landwehr, Klaus. Vieweg+Teubner Verlag.

La Cour Jansen, J., Gruvberger, C., Hanner, N., Aspegren, H. & Svärd, A. (2004) Digestion of sludge and organic waste in the sustainability concept for Malmö, Sweden. *Water Sci. Technol.* 49, 163–169.

Land Tirol (2014) *Kläranlagenkataster Tirol 2013.*

Mata-Alvarez, J., Macé, S. & Llabrés, P. (2000) Anaerobic digestion of organic solid wastes. An overview of research achievements and perspectives (Review paper). *Bioresour. Technol.* 74.

Mölgg, M. (2016) Persönliche Mitteilung per E-Mail am 18.07.2016.

Oberguggenberger, R. (2016) Persönliche Mitteilung am 05.06.2016.

Prantauer, S.T. (2013) *Biologische Abfallbehandlung in Tirol - Aktueller Stand und Entwicklungen.*

Schwarzenbeck, N., Bomball, E. & Pfeiffer, W. (2008) Can a wastewater treatment plant be a powerplant? A case study. *Water Sci. Technol.* 57, 1555–1561. doi:10.2166/wst.2008.215.

Stroot, P.G., Mcmahon, K.D., Mackie, R.I. & Raskin, L. (2001) Anaerobic Co-Digestion of municipal solid waste and biosolids under various conditions - 1 . *Digester performace* 35, 1804–1816.

Lessons Learned on the Way to Realize and Operate MBT Plants

T. Schneider
Ressource Abfall GmbH, Elze, Germany

ABSTRACT: A MBT plant is a challenge compared to landfill operation. Operational concept and technical design process, construction and commissioning of a waste treatment plant depend very much on the considerations for risk management. Waste treatment plants like MBT require proper project-preparation. Mainly the mistakes done during the conceptual phase could lead into inefficiency, technical problems and towering costs.
Structural integration into a regional waste management concept, a clear view and realistic concept of later plant operations and the presence of experience and know-how during all phases of preparation and realisation of a MBT are baselines. As not everything can be foreseen in tendering phase, during execution of contract flexibility and compromises are requested. The more a contract is shifting risks to suppliers side the higher costs within the proposals must be expected MBT plants require much more than "just a landfill with some added little technology"! Contributions of many actors are required to achieve a sustainable and well operating plant. There is a lot to do with MBT -plants: Let's start!

1 INTRODUCTION

Mechanical-Biological Treatment (MBT) plants for municipal solid waste with or without anaerobic digestion (AD) sections have attracted some attention during the recent years. Three main drivers can be recognized:

- Climate Protection,
- Fulfilling EU aims and directives related to waste management and
- Waste streams with higher contents of humidity.

Under aspects of climate protection the fermentation process in AD-sections of an MBT should be favoured for the separated organic (wet) fraction. Best performing plants are not only separating some recyclables – in addition to separate collection systems – and producing electricity form the biogas but are also utilizing the heat produced in water cooling circuits and exhaust gas heat. MBT-plants are regarded as a suitable solution to reduce methane-emissions from landfills, if such plants are constructed and operated well and using state-of-the-art emission reduction equipment. Some projects on AD-plants in different countries have shown that it is not sufficient just to have a promising technology by itself. To implement and operate an AD-plant with a capacity of more than ten thousand tons per year requests much more knowledge, financial and human resources than just to operate a landfill or dumpsite is necessary.

2 REQUIREMENTS FOR A SUCCESSFUL REALISATION OF AD-PLANTS

Fig. 1 shows a simplified scheme of the requirements needed. Only if the concept and implementation are respecting these requirements the operation of an AD-plant will contribute reasonably to a sustainable waste management system.

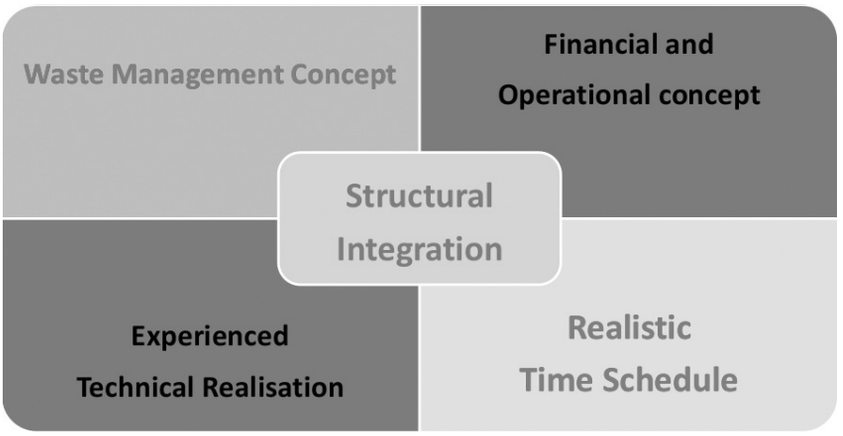


Fig. 1: Relevant requirements concerning planning and construction of AD-plants.

2.1 Main Issue 1: Structural Integration

Waste Management aims to minimize potential negative impacts of its activities on the environment and human health. Waste Management wants to use materials in a most efficient way. At state level, the goal surely must be to decouple economic activity from waste quantity. Waste management without mitigation measures, without separation of different fractions and recycling, bio-waste and green waste recycling cannot be called sustainable. However, not everything that nowadays is called recovery is actually sustainable. AD-plants (and any other treatment/recycling plant for waste as well) therefore must be integrated at various levels in a system of structures.

Waste Management is (part of) climate protection and requires - as well - a suitably organized waste management concept. The development of the world market prices with "rising raw material and energy prices on one hand, rising prices for disposal (technology-related) on the other hand enable a modern circular economy, i.e. the increase in economic productivity of resources" Jaron (2006). It is a political task to define a working system for the financing of waste management measures and to establish such a system. Transparency and fairness in calculation of the future costs are needed to achieve better understanding and acceptance of population and other clients. Proactive and early communication and fair information to all levels of involved society helps to keep the population (and neighbours) feeling well and to avoid public actions against the project intention.

The implementation of the EU Waste Framework Directive will be a precondition in all countries in the EU and those seeking membership therein. For other countries it will be an opportunity and orientation landmark to develop transparent incentives including financial ones for prevention and recovery of waste.

2.2 Main Issue 2: Waste Management Concept

Integration into regional structures and waste management concepts is obligatory with objectives to be achieved within the next five to eight years plus clear perspectives for effective collection of selected recyclables. This requires identification of relevant waste quantities as well as a good process for the choice of site for the AD-plant. One of the major mistakes which could be done in the beginning of any considerations is not having done repeatedly measurement campaigns about quantities and qualities of the waste. If an unreasonable range of qualities is given to the designers the plant could be wrongly dimensioned and guarantee problems will appear. Without a waste management concept for each action area (city, region or district) there is s lack in context-setting and guidance for individual waste management activities like an AD-plant.

2.3 Main Issue 3: Financial and Operational Concept

For a sustainable investment, it is necessary to clarify the operator model and the anticipated refinancing. Questions like who will operate and who shall build the AD-plantions have to be answered first. There are models possible from purely private operation to purely public funded operation. Within Public Private Partnership (PPP) there are lots of differently designed collaboration models. Capital and operational considerations for AD-plants may lead to considerations of international companies as part of PPP-models. The advantages and disadvantages of such models is part of a large number of publications on this issue (BMWA 2004).

The responsible decision-making body and its responsible persons need to raise the national and regional conditions related to the requirements of know-how, capital and risk management of an AD-plant. These will lead to definitions for the individual case of operating concept and AD-plant funding and refinancing. For all current operation models there are risks in the preliminary calculation of investment costs, not only because of the very high dynamic of prices on the world market, such as for steel products. It must be clarified at an early stage whether the facility will be refinanced through fees (or other similar systems) or the refinancing will be done through "market" prices.

Risk sharing between client and contractor is even in case of the same plant with different operational concepts not identical. There are substantial differences in e.g.

- planning, construction, commissioning and operation of an AD-plant, if these tasks should be awarded for a minimum period of several years of operation to an external third party (for example, based on FIDIC BOT Contract) or
- planning, construction and commissioning of a "turnkey AD-plant" based on FIDIC EPC Contract (or Silver Book or similar also Yellow Book).

This concerns in particular the operational risks, which are transferred to the contractor with a BOT contract.

2.4 Main Issue 4: Experienced Technical Realisation

The overall objective of the operational concept and the technical planning process of construction and operation of any waste treatment is if the plant will be built and run as cost-efficient and as safe to operate as possible. Usually AD-plants are producing more energy as they are consuming. Sales of energy are one of the key factors for ecological and economical profitability. Before the plant reaches this optimal status we have to think about risks during the development time.

As with the operational concept all technical design process, construction and commissioning of an AD-plant will always deal with the risks of each asset. These risks may be roughly divided into the following five groups:

- Which technical risks are related with the AD-plant?
- Which operational risks are related with the AD-plant?
- Which health and safety risks for staff risks are related with the AD-plant?
- Which risks to the environment are related with the AD-plant?
- Which are the economic risks are related with the AD-?

To all these risks, the main questions are at which extent these risks are still acceptable and which reduction options are available. The risk assessment itself and the supplementary questions are not related in the first step about who is responsible for minimizing risks. The division of roles between the client and the contractor, however, in practice has most significant impact on how far various risks are assessed and which reduction measures are developed and implemented. The concept of operations and the allocation of risk between client and contractor for construction and commissioning of a waste treatment plant depend on several factors, including: a) the ability of the client to overlook risks, b) the capacities of the client, to pressure and their remedies in daily project-life, c) the intention of the client to take risks up to a certain degree to himself, and d) the capabilities of the client, to control construction and commissioning of the AD-plant himself – or

with the assistance of experienced relevant third parties (Consultants). Within these mentioned risks, difficulties like who does have the know-how for technical planning, the question which technological system is best adapted to the regional/local situation or which tendering procedure will lead to good results turns up around.

One answer to these questions could be that there is not "the one AD-plant". The fraction enriched in organic matter and moisture – either from separate collection or by mechanical separation from mixed household waste – can be digested by various methods and licensed systems. There are different technical options and treatment procedures for AD-plants and following approaches can be used to reduce the considerations.

- Which steps such as sorting, crushing, screening, and separating iron or non-ferrous and inerts are necessary on the mechanical stage of the AD-plant before feeding in the material into the digesters?
- The way of pre-treatment depends on the type of waste and its quality. Mixed household waste requires other steps than just organic waste fractions.
- Which advantages part-stream digestion will have compared with full-stream digestion?
- Full-stream digestion in nearly all cases requires not only dewatering of material after digestion but also waste water treatment for excess water. Such treatment needs investment and introduces operational costs.
- In case of separately collected organic waste as input to the AD-plant regularly the liquid phases from dewatering is used in agriculture as fertilizer. For the liquid phase from digestate of mixed household waste due to pollution problems this is not possible.
- How is it possible to build up the AD-plant with modular expansion phases?
- Based on a regional development plan later expansions of facilities can be anticipated. Some elements, like reactors, can be built in modular way. The connections and the space have to be reserved. Other equipment should be already dimensioned for the future capacity (e.g. bunker areas, mechanical pre-treatment, dewatering, etc.) in order to safe costs and minimize difficulties during extension.
- Which site from the available ones is considered as best?
- The search for a suitable location often has as a precondition the possible distance to residential areas. Other preconditions are related with the availability of technical infrastructure and future consumers of biogas or heat. National rules and cultural requirements provide additional criteria for the site selection.
- Which implications for the approval procedure will necessary?
- Approval procedures for most plants may lead to additional requirements and demands. These must be integrated into the technical planning and may also have cost implications to varying degrees depending on the individual situation.

Furthermore, demands on the durability of an AD-plant or other waste treatment plant (e.g. for corrosion protection, the quality of machines and units, etc.) are a perennial favourite for disputes with suppliers. Of course requirements must be defined as part of the tendering documents but keep in mind that you cannot fix everything, know everything in advance or pay for everything. Equilibrated compromises are thus necessary before publishing the tendering documents and awarding the contract. Very coordinated action is also required during the construction and commissioning of an AD-plant.

2.5 Main Issue 5: Realistic Time Schedule

The previous chapters set it out: Realisation of an AD-plant or other waste treatment plant will take time. Preparations for the individual stages shown in Tab. 1 may take place partly in parallel with work on other levels. As a result, however, it must be noted: plant projects are rarely faster than planned, often have to go through loops that cause extensions.

Tab. 1: Estimation of time demands for implementation of an AD-plant.

Task	Your Expectation	Experience from Germany and other countries
Time for general structures		> 1 year
Time for the waste management concept		Approx. 0.5 – 1 year
Time for the selection of operational concept		Approx. 0.5 – 1 year
Time for the technical planning		Approx. 0.5 – 1 year
Time for approval procedure		Approx. 0.5 – 1 year
Time for construction and commissioning		Approx. 0.8 – 1.5 years
Time until the plant is running "really well"		Approx. 0.5 – 2 years

3 MAIN TOPICS AFTER CONSTRUCTION OF ANY WASTE TREATMENT PLANT: STAFF AND WASTE

Two main topics for future differences between contractor and client exist in most cases after construction and can described in following two notions:

- First to mention is the debate on the supplied waste: The real waste underlies always variations in texture, composition, humidity, etc. Even with large bandwidths in the contractual basis it can be assumed that the contractor will see this as a major cause of difficulty at an AD-plant.
- Further the debates about the client-supplied personnel have to be noticed: Whoever runs the AD-plant capable and dedicated staff is needed and this for the long term. Experience by working on similar systems or at least shorter trainings in other com-parable systems will increase the performance of the installation.
  Staff needs to grow with the system! This also means the operating personnel will be supplied not only from the date of receiving the keys. Anyway, the notion of "Turn-Key" should be waived fully at AD-plants - as with other waste treatment facilities. Start-up takes several months for AD-plants due to the process characteristics.

Such debates usually affect both the number and quality of staff. Hardly a large waste treatment plant is operated continuously with the number of staff, which the contractor stated in their offer. Besides fundamentally different ideas about working hours missing quotas for vacation and sickness reserves are other fields for discrepancies. As main topic for future differences between the contractor and the client in the case of EPC Contract remains the waste provided by client.

4 CONCLUSION

Anaerobic digestion of either municipal solid waste or separately collected organic fraction from municipal waste is a treatment, which offers its share to reduce climate threats from landfill emissions as well as valuable source of energy production from wet waste fractions. Respecting the general baselines AD-plants could be an interesting option for many countries with some development in the waste management sector during the last decade or years. Structural integration into a regional waste management concept is the first baseline. A clear view and realistic concept of later plant operations is the second baseline to reach. The presence of experience and know-how during all phases of preparation and realisation of an AD-plant is the third baseline.

AD-plants require proper project-preparation, construction and operation of the facility. Mainly the mistakes done during the conceptual phase could lead into inefficiency, technical problems and towering costs. Usually there are a lot of different technologies and numbers of possible suppliers available on the market and offering their solutions. But it can be seen that best performing facilities are based on smart and tailor-made solutions. Site decision and plant operation depend surely on national legislation of renewable energy and waste treatment requests. Different AD-plant conceptions and technologies from less complicated up to higher sophisticated solutions – with more or less energy gains – offer the choice for a realistic plant operation concept. As not every risk can be foreseen concerning preparation and execution of a contract, high flexibility and compromises are requested.

The more a contract is shifting all risks to suppliers side the higher costs within the proposals must be expected.

The already mentioned different technological approaches set different requirements on know-how of plant operation staff. In all cases there is a huge, at least very significant difference between the operation of an AD-plant and the operation of a dumpsite or simple landfill. To maintain safety devices of an AD-plant – as it is dealing with biogas, which can explode within given limits – sets much higher demands for regular maintenance procedures with higher reliability and availability of spare and wear parts than those at most dumpsites.

With well trained and educated staff it will be possible to overcome unexpected and unforeseen situations during plant operation of an AD-plant or other waste treatment plants. The process between first steps of preparation until regular operation of an AD-plant will last in general more than three years. AD-plants imply much more than "just a landfill with some added technology"! The contributions of many actors are required to achieve a sustainable and well operating plant. There is a lot to do with AD-plants, Let's start!

LITERATUR

BMWA (Bundesministerium für Wirtschaft und Arbeit) (ed.) (2004) *Public Private Partnership International, Ein Unternehmerleitfaden für PPP-Engagements im Ausland.* Berlin: BMWA.

Jaron, A. (2006) The European waste framework Directive and international aspects of waste management. In: *Turkish - German Solid Waste Days 2006*. Izmir: Turkey.

Auswirkungen der Umsetzung des Kreislaufwirtschaftsgesetzes ausgewählter Stoffströme auf die MBA in Deutschland

C. Dornack & C. Wünsch
Technische Universität Dresden, Institut für Abfall- und Kreislaufwirtschaft, Pirna, Deutschland

KURZFASSUNG: Die Umsetzung der Vorgaben aus dem Kreislaufwirtschaftsgesetz hat Auswirkungen auf die Stoffströme, die mechanisch-biologischen Abfallbehandlungsanlagen (MBA) zugeführt werden. Gerade durch die Einführung der flächendeckenden Bioabfallsammlung gibt es Änderungen für den zukünftigen Betrieb von MBA. Die Vorgaben der Verpackungsverordnung (VerpackV Anhang I (zu § 6)) mit den darin vorgegebenen stofflichen Verwertungsquoten führen zu einer Stoffstromlenkung, sodass die Massenströme Altpapier, Altkunststoff, Altglas und Alttextilien nicht in dem Maße wie in der Vergangenheit in den Restabfall gelangen. Sie werden zur Erzeugung eines hochwertigen Sekundärrohstoffs verwendet; ihr Anteil im Restabfall verringert sich ebenso wie der Anteil an Bioabfall. Bei konsequenter Umsetzung des KrWG wird für MBA mit rückläufigen Restabfallmengen durch die Erhöhung der Bio- und Wertstoffsammlung zu rechnen sein. Für die MBA gibt es mehrere Möglichkeiten darauf zu reagieren, da das Anlagenkonzept der mechanisch-biologischen Restabfallbehandlung eine hohe Flexibilität aufweist. Es sind mehrere Optionen denkbar.

1 EINLEITUNG

Um in Deutschland die Rohstoffversorgung langfristig sichern zu können, ist eine Nutzung von Sekundärrohstoffen ohne Alternative. Die getrennte Sammlung von Wertstoffen aus den Haushaltsabfällen soll neben der sicheren und umweltfreundlichen Verwertung die Reduktion der Restabfallmengen bewirken. Die Regulierung durch die deutsche Abfallgesetzgebung hat genau diese Ziele im Fokus. Dabei wird das Augenmerk im Wesentlichen auf die Hauptmassenströme gelegt, das Recycling von Edel- und Sondermetallen wird mit dieser Quotenfestlegung kaum erreicht. Dennoch sind bis heute im Hausmüll immer noch erhebliche Mengen an Wertstoffen enthalten, und das obwohl die getrennte Sammlung seit vielen Jahren etabliert ist und ein Erfolgsmodell darstellt. Seit dem 1. Januar 2015 sind Bioabfälle in Deutschland grundsätzlich getrennt zu erfassen, jedoch wird bundesweit nur etwa in der Hälfte der Haushalte der Bioabfall separat gesammelt. Gerade durch die in § 11 Kreislaufwirtschaftsgesetz (KrWG) vorgeschriebene Einführung der flächendeckenden Bioabfallsammlung wird es eine Verminderung dieses Stoffstromes im Restabfall geben; die zukünftige Zusammensetzung von Hausmüll wird sich verändern. Die Vorgaben der Verpackungsverordnung (VerpackV Anhang I (zu § 6)) mit den darin vorgegebenen stofflichen Verwertungsquoten führen zu einer Erhöhung der separat gesammelten Wertstoffe besonders bei Kunststoffen sowie Papier und Karton. Diese rechtlichen Rahmenbedingungen haben zum Ziel, den Restabfall von Wertstoffen zu entfrachten und durch eine getrennte Sammlung Stoffströme zu generieren, die nach entsprechender Aufbereitung als hochwertige Sekundärrohstoffe der produzierenden und verarbeitenden Industrie zur Verfügung gestellt werden können und entsprechende Akzeptanz finden.

Die Massenströme Altpapier, Altkunststoff, Altglas und Alttextilien werden bereits seit Jahren zur Erzeugung hochwertiger Sekundärrohstoffe verwendet; ihr Anteil im Restabfall verringert sich ebenso wie der Anteil an Bioabfall. Die damit einhergehende Verminderung der Restabfallmenge hat Auswirkungen auf deren Behandlung in Müllverbrennungsanlagen und in mechanisch-biologischen Abfallbehandlungsanlagen.

2 AKTUELLE RECYCLINGQUOTEN AUSGEWÄHLTER STOFFSTRÖME

In Deutschland wurden in den letzten Jahren gerade bei den Massenrohstoffen hohe Recyclingquoten erreicht. Die nachfolgende Tabelle 1 zeigt Verwertungs- und Recyclingquoten von unterschiedlichen Wertstoffen in Deutschland und Europa.

Tab. 1: Aktuelle Recycling- und Verwertungsquoten in Deutschland und Europa nach: BVSE (Kunststoffe, 2015), UBA (Baustoffe, 2015), VDP (Papier, 2015), Faulstich (2011).

Massenrohstoff	Verwertungs- Recyclingraten der Post-Consumer-Abfälle		
	Verwertungsquote Deutschland	davon stofflich	davon energetisch
Kunststoff	82 %	55 %	45 %
Baustoffe	89 %	99 %	1 %
Papier	81 %	74 %	26 %
metallische Massenrohstoffe			Recyclingquoten EU
Eisen			22 %
Kupfer			20 %
Aluminium			35 %
Zink			8 %
kritische Metalle EU			Recyclingquoten EU
PGM			35 %
Seltene Erden			1 %
Lithium			0 %
Kobalt			16 %
Indium			0,3 %
Germanium			0 %

Bei Betrachtung der Zusammensetzung der haushaltstypischen Siedlungsabfälle in Deutschland fällt auf, dass die Wertstoffe den weitaus größten Anteil bilden. Glas, Papier und Kunststoffe werden seit Jahren flächendeckend in Deutschland getrennt gesammelt; für Sperrmüll gibt es in Deutschland entsprechend der einzelnen Abfallsatzungen Sammelmöglichkeiten auf Wertstoffhöfen und die Abholung am Haus; die getrennte Sammlung von Bioabfällen erfolgt derzeit bei mehr als 80 % der öffentlich-rechtlichen Entsorgungsträger; eine Ausweitung dieser getrennten Sammlung wird nach weiterer Umsetzung des KrWG erwartet. Interessant ist die Veränderung seit 1990, die in Tabelle 2 dargestellt ist. Demnach wurden 1990 vor der Verpackungs-Verordnung nur 13 % Wertstoffe aus den Haushaltsabfällen getrennt gesammelt, der überwiegende Anteil von 87 % wurde mit dem Restmüll gemeinsam entsorgt. Diese Situation hat sich bis zum Jahr 2012 umgekehrt; demnach werden aus den Siedlungsabfällen derzeit fast $^2/_3$ Wertstoffe separat erfasst.

Tab. 2: Entwicklung der Wertstofferfassung in den Jahren 1990 - 2012 (Statistisches Bundesamt 2014).

Jahr	getrennnt gesammelte Wertstoffe	Restmüll
1990	5 Mio. Mg (13 %)	34 Mio. Mg (87 %)
2004	25 Mio. Mg (58 %)	18 Mio. Mg (42 %)
2008	26 Mio. Mg (61 %)	17 Mio. Mg (39 %)
2012	28 Mio. Mg (63 %)	16 Mio. Mg (37 %)

2.1 Bioabfall

Es gibt positive Erfahrungen in zahlreichen Regionen mit der Getrennterfassung von Bioabfällen, insbesondere über die Biotonne, sodass derzeit in Deutschland im Mittel 100 kg Bioabfälle/Einwohner und Jahr getrennt erfasst und verwertet werden. Durch die gesetzliche Vorgabe des KrWG vom 24. Februar 2012, insbesondere der Bestimmung des § 11 Absatz 1, wonach ab dem 1. Januar 2015 die Pflicht zur getrennten Sammlung von überlassungspflichtigen Bioabfällen u.a. dann besteht, wenn dies technisch möglich und wirtschaftlich zumutbar ist, ist eine weitere Steigerung der Mengen an getrennt erfassten Bioabfällen zu erwarten.

Derzeit haben nach Auswertungen von Kern et al. (2009), mehr als 50 % der Bevölkerung bisher keine Biotonne; in 72 von 388 Gebieten öffentlich-rechtlicher Entsorgungsträger wird keine Biotonne angeboten (Tabelle 3). Auch in den Gebieten, in denen die Biotonne flächendeckend angeboten wird, ist nicht jeder Einwohner an die Biotonne angeschlossen.

Tab. 3: Anschluss an die Biotonne (Kern et al. 2009).

Biotonnenanschluss	öRE	Einwohner	öRE [%]	Einwohner [%]
Biotonne flächendeckend	281	62.834.634	72,4	76,9
Biotonne in Teilgebieten	35	8.323.282	9,0	10,2
Keine Biotonne	72	10.525.917	18,6	12,9

Es liegen mehrere Untersuchungen zum nutzbaren Potenzial an Biomasse aus Siedlungsabfällen vor, die allerdings nicht zu einheitlichen Ergebnissen kommen. Es ist in Auswertung der Studien von Wagner et al. (2011), Oetjen-Dehne et al. (2014), Kern (2013) und Fricke et al. (2013) davon auszugehen, dass auch bei optimierter Getrennterfassung mindestens 10 kg Bioabfall je Einwohner im Restabfall verbleiben. Die Gründe dafür, dass sich das gesamte Potenzial nicht abschöpfen lässt, liegen zum einen darin, dass die Sammlung von Bioabfall im ländlichen Raum zum Teil ökologisch und ökonomisch nicht vertretbar ist und zum anderen in der erlaubten Eigenkompostierung.

Die Behandlung der Bioabfälle erfolgt nach Liebetrau et al. (2015) in Deutschland in ca. 1.000 Kompostierungsanlagen und in 140 ausschließlich abfallverwertenden Biogasanlagen. 2012 wurden ca. 1 Mio. Mg Bio- und Grünabfälle in Biogasanlagen, ca. 8,5 Mio. Mg wurden in Kompostierungsanlagen verwertet (Fricke et al. 2013). Die Gesamtkapazität an Kompostierungsanlagen beträgt ca. 12 Mio. Mg/a. In einer Studie zur Erhöhung des Anteils der Bioabfälle, die einer Vergärung zugeführt werden, kommen Friege et al. (2015) zu dem Ergebnis, dass für die Vergärung etwa 5,3 Mio. Mg bereits getrennt gesammelte Bioabfälle geeignet sind sowie mittelfristig bis zu 2 Mio. Mg zusätzlich getrennt erfasstes Material genutzt werden kann.

2.2 Altpapier

In den letzten 20 Jahren stieg die Menge an getrennt erfasstem Altpapier signifikant an. Der Vergleich der Altpapierbilanzen der letzten 20 Jahre (Bilitewski und Kügler 2014) zeigen die Erhöhung der Nutzung von Altpapier als Sekundärrohstoff und eine Verringerung der Altpapiermenge im abfallwirtschaftlichen System (Tabelle 4).

Tab. 4: Vergleich der bundesweiten Altpapierbilanzen 1992 und 2011 (Bilitewski & Kügler 2014).

Altpapiermengen	Einheit	1992	2011	Veränderung
Papier / Pappe-Erzeugung	[Mio. Mg]	12,941	22,706	+ 75 %
Abfallpapier beim Endverbraucher	[Mio. Mg]	12,268	16,677	+ 36 %
Nicht verwertbares Abfallpapier beim Endverbraucher	[Mio. Mg]	0,687	1,880	+ 174 %
getrennt gesammeltes Altpapier Haushalt und Gewerbe	[Mio. Mg]	6,785	13,846	+ 104 %
Altpapier in der Abfallentsorgung	[Mio. Mg]	5,483	2,831	- 48 %

Ursache hierfür ist der zunehmende Verbrauch von Papierprodukten in Haushalten, Gewerbe und Industrie sowie der steigende Anfall von Papierabfällen im Bereich der papierverarbeitenden Industrie. Entsprechend dieser Verbrauchsentwicklung erhöhte sich im Zeitraum von 1990 bis 2011 die Papierproduktion von 12,8 Mio. Mg auf 22,7 Mio. Mg und die Altpapiereinsatzquote der deutschen Papierindustrie von 49 % auf 71 %. Entsprechend des steigenden Bedarfes wurde die Erfassung von Papierabfällen im haushaltsnahen und gewerblichen Bereich mit unterschiedlichen Systemen kontinuierlich ausgebaut. Ab dem Jahr 1998 wurde insbesondere die getrennte Erfassung von Papierabfällen durch die gewerbliche Entsorgung intensiviert, wobei die Menge an haushaltnah erfassten Altpapieren relativ konstant geblieben ist. Die Menge an Altpapier, die nicht getrennt erfasst worden ist, verminderte sich deutlich.

In den letzten 20 Jahren wurde die gewerbliche Erfassung kontinuierlich erweitert, wobei seit 1998 die Menge an haushaltnah erfassten Altpapieren relativ konstant geblieben ist. In den letzten 20 Jahren ist ein signifikanter Rückgang der Menge und des Anteils an Altpapier im Restabfall zu beobachten. In den nächsten Jahren wird nur noch ein moderater Rückgang erwartet, da das Potenzial zur weiteren getrennten Erfassung von Altpapier in Kommunen mit verursachergerechten Gebührensystemen nahezu erschöpft ist. Das neue KrWG (2014) wird an dieser Entwicklungstendenz kaum Veränderungen hervorrufen.

Die Bewertung des Stoffstroms Altpapier zeigt, dass einige Papierprodukte, z.B. Zeitungen, zu 100 % aus Altpapier bestehen und ca. 62 % des Rohstoffverbrauches der Papierindustrie durch den Einsatz von Altpapier abgedeckt wird. Unter Berücksichtigung, dass ca. 20 % des Altpapiers nicht erfassbar sind und bei der Aufbereitung ca. 15 % Verluste unvermeidbar sind, müssen technisch mindestens 35 % des erforderlichen Faserbedarfs zur Papierherstellung aus Primärfasern abgedeckt werden. Damit ist der Papierkreislauf unter heutigen Produktionsbedingungen technisch geschlossen, eine weitere Steigerung der Recyclingquote ist in Deutschland kaum noch möglich.

2.3 Glas

In Deutschland wurden im Jahr 2013 ca. 7,3 Mio. Mg Glas hergestellt, davon ca. 4 Mio. Mg Behälterglas und ca. 2 Mio. Mg Flachglas. Zudem wurden ca. 320.000 Tonnen spezielle Gläser (Haushalte, Forschung und Wirtschaft) hergestellt (Gesellschaft für Glasrecycling und Abfallvermeidung mbH 2014).

Besondere Qualitätsanforderungen gelten für Flachglasprodukte, weshalb überwiegend sortenreine Glasscherben aus weiterverarbeitenden Betrieben und Eigenscherben in der Flachglasindustrie eingesetzt werden. Flachglashersteller nutzen aufgrund der besonderen Qualitätsanforderungen vorwiegend sortenreine Glasscherben aus weiterverarbeitenden Betrieben; Behälterglashersteller setzen in hohem Maß Scherben ein. Altglasfraktionen, die sich aus Qualitätsgründen nicht für die Herstellung neuer Flachgläser eignen, können in geringem Umfang bei der Herstellung von Behälterglas eingesetzt werden, aber auch bei der Herstellung von Dämmwolle, Schmirgelpapier, Schaumglas und Glasbausteinen (Verwertungskaskade – Downcycling).

Im Jahr 2008 haben Glashersteller in Glaswannen durchschnittlich 62,7 % Scherben eingesetzt. Im Jahr 2006 waren es bei der Produktion von Braunglas durchschnittlich 40 % Altglas, bei Weißglas 57 % und bei Grünglas 63 %. Die Spitzenwerte liegen bei einzelnen Schmelzwannen bei ca. 70 % (Weißglas und Braunglas) oder etwa 90 % (Grünglas). Zusätzlich verarbeiten Produzenten von Mineralwollen ca. 950.000 Mg Glas- und Steinwolle, die als Dämmmaterial eingesetzt wurden. Generell ist eine Vorsortierung beim Verbraucher unbedingt erforderlich. Fensterglas, Autoglas, Kristallglas und feuerfeste Gläser wie Laborglas, Ceran®, Pyrex® lassen sich bei der Altglasaufbereitung nur schwer aussortieren und können zu hohen Produktionsausfällen oder zur Anreicherung von Schwermetallen im Behälterglaskreislauf führen, zum Beispiel durch Bleikristallglasscherben.

Die Aufbereitung von Behälterglas erfolgt automatisch über optische Sortiersysteme. Um die erforderliche Sortierreinheit zu erzielen, ist es dennoch notwendig, Grün-, Braun- und Weißglas getrennt zu sammeln. Im Jahr 2006 erreichte die Behälterglasverwertung eine Quote von 83,6 %. Schüler (2015) weist für das Jahr 2012 eine Verwertungsquote von 84,7 % für auf den Markt gebrachte Behältergläser aus.

Die Glasbranche setzt ebenso wie die Papierbranche die Vorgaben des KrWG bereits in hohem Maße um.

2.4 Kunststoffe

Nach den Angaben der consultic-Studie (Lindner und Hoffmann 2015) fielen im Jahr 2013 in Deutschland ca. 5,68 Mio. Mg Kunststoffabfälle an. Es erfolgte die Verwertung von 99 % aller gesammelten Kunststoffabfälle, was einer Gesamtmenge zur Verwertung von 5,64 Mio. Mg entsprach. 1 %, d.h. ca. 44.000 Tonnen wurden in Bauabfällen und MBA-Material deponiert. Dabei wurden ca. 42 % (2,37 Mio. Mg) einer werkstofflichen bzw. rohstofflichen Verwertung zugeführt; 57 % der Kunststoffabfälle wurde im Jahr 2013 in Deutschland energetisch verwertet (Abbildung 1); davon $^2/_3$ in Müllverbrennungsanlagen und $^1/_3$ in Zementwerken, EBS-Kraftwerken und Kohlekraftwerken. Bei der roh- und werkstofflichen Verwertung gibt es deutliche Unterschiede zwischen den Produktionsabfällen und den Abfällen aus der haushaltnahen Sammlung, die über die dualen Systeme erfolgt. Produktionsabfälle weisen höhere Reinheiten auf und erfüllen somit die hohen Qualitätsanforderungen für Sekundärrohstoffe und wurden zu 66 % (in der Kunststofferzeugung) bzw. 91 % (in der Kunststoffverarbeitung) stofflich verwertet, während Kunststoffabfälle aus privaten Haushalten nur zu 34,2 % stofflich verwertet wurden (Lindner und Hoffmann 2015).

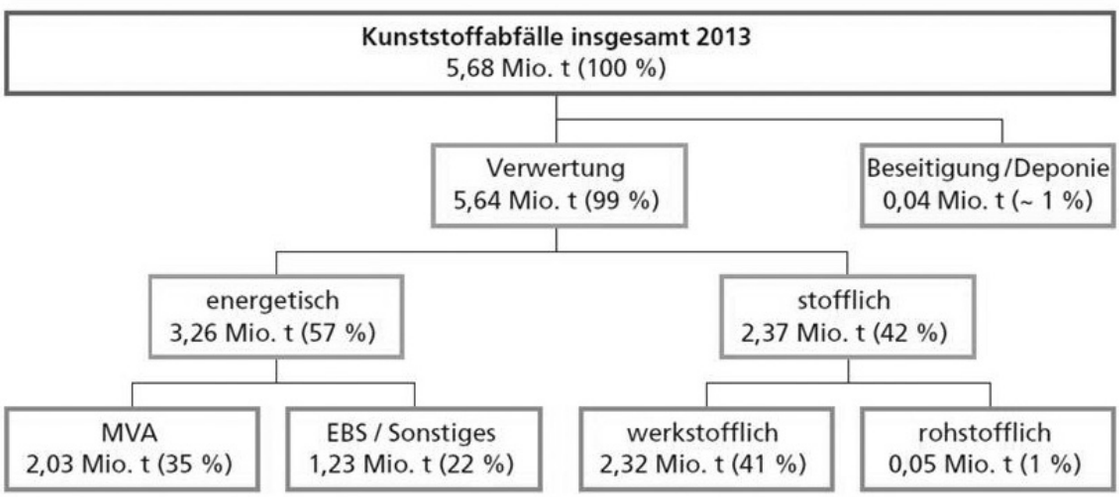


Abb. 1: Kunststoffabfälle und Verwertung (Lindner & Hoffmann 2015).

Betrachtet man die Entwicklung der Kunststoffabfälle über die letzten Jahren, so wird ein Anstieg vor allem der Menge der Post-Consumer-Abfälle deutlich, während die Menge an Produktionsabfällen auf stabilem Niveau bei ca. 1 Mio. Mg/a verharrt.

Die stoffliche Verwertung von Kunststoffen vor allem aus Haushalten und Gewerben (Kunststoffverpackungen) sollte im Zuge der Umsetzung des KrWG weiter vorangetrieben werden. Neben der Produktion von Kunststoffwerkstoffen aus Altkunststoffen werden aus Recyclingkunststoffen Polymere für Klebstoffe, Lacke und Harze erzeugt. Kunststoffe in der Industrie fallen meist sauber und sortenrein an, in Haushalten und bei Gewerbebetrieben jedoch verschmutzt und vermischt. Entsprechend unterschiedlich sind derzeit die Recyclingquoten. Zur Umsetzung des KrWG werden höhere Recyclingquoten aus Verpackungskunststoffen realisiert werden müssen.

2.5 Alttextilien

Die Container- und Straßensammlung von Alttextilien wird zwar gut angenommen aber noch immer sind signifikante Mengen im Restabfall (ca. 209.000 Mg/a – ca. 19 %) enthalten und es gibt noch immer hohe Mengen an illegal gesammelten Alttextilien (ca. 88.000 Mg – ca. 8 %). Die Hälfte der im Inland verfügbaren Alttextilien gehen ins Ausland (ca. 593.000 Mg/a), wo der weitere Weg unbekannt ist. Nur ein geringer Anteil der Alttextilien (ca. 217.000 Mg/a - ca. 19 %) werden im Inland weiter-/wiederverwendet oder recycelt. Ca. 232.000 Mg (ca. 21 %) werden in Deutschland energetisch verwertet/beseitigt (Abbildung 2).

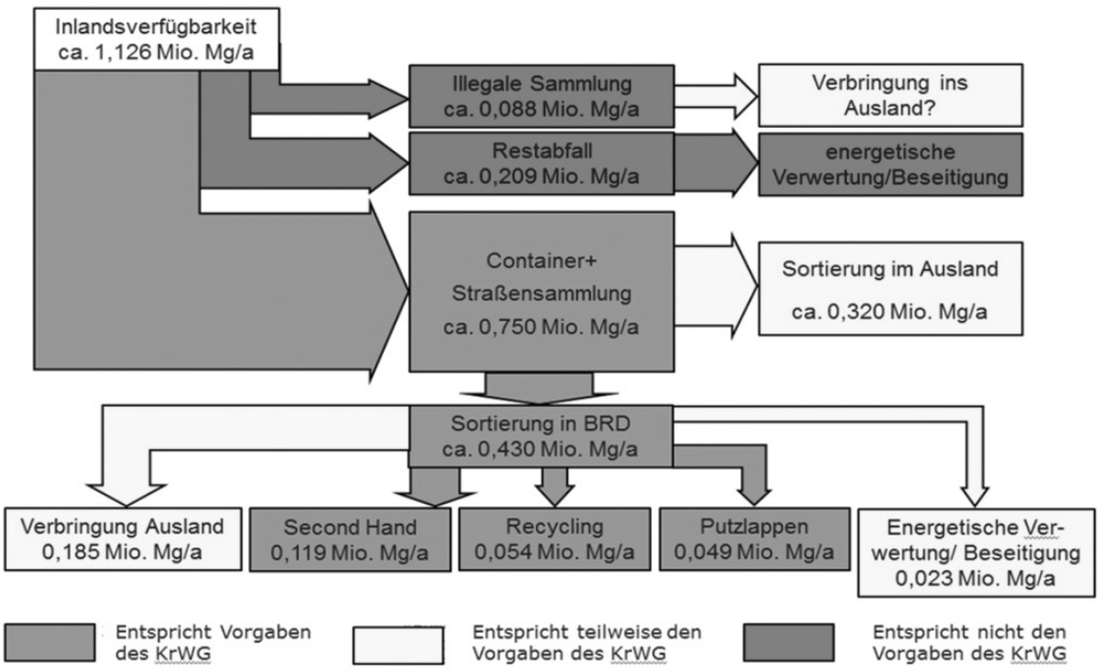


Abb. 2: Massenstrom Alttextilien Deutschland 2013 (Rummel 2014).

Bei den Alttextilien gibt es ein deutliches Potenzial, die Vorgaben des KrWG besser umzusetzen, indem z.B. die grenzüberschreitende Verbringung vermieden wird. Die Container- und Straßensammlung wird zwar gut angenommen aber noch immer sind signifikante Mengen im Restabfall und es gibt noch immer hohe Mengen an illegal gesammelten Alttextilien. Die Hälfte der im Inland verfügbaren Alttextilien gehen ins Ausland, wo der weitere Weg unbekannt ist. Nur ein geringer Anteil der Alttextilien werden im Inland weiter-/wiederverwendet oder recycelt.

3 ZUSAMMENFASSUNG: AUSWIRKUNGEN AUF DIE RESTABFALLBEHANDLUNG

Durch die Erhöhung der Bio- und Wertstoffsammlung infolge konsequenter Umsetzung des Kreislaufwirtschaftsgesetzes sind rückläufige Restabfallmengen zu erwartet. In den Branchen Glas und Papier ist das Recycling bereits auf einem hohen Niveau und hinsichtlich des Wiedereinsatzes in der Papier- und Glasindustrie kaum weiter steigerbar. Bei der getrennten Sammlung von Bioabfällen besteht noch ein erhebliches Potenzial, diesen Stoffstrom aus dem Restabfall zu separieren und einer hochwertigen Verwertung zuzuführen. Kunststoffabfälle aus dem Post-Consumer-Bereich werden zu einem hohen Anteil thermisch verwertet, die stoffliche Verwertung ist aufgrund der Vermischung und des hohen Verschmutzungsrades bisher nur zu 30 % bezogen auf den Anfall an Kunststoffabfällen umgesetzt. Hier besteht ein deutliches Potenzial, die Vorgaben des Kreislaufwirtschaftsgesetzes besser umzusetzen. Die Zusammensetzung der Restabfälle wird sich dahingehend ändern, dass der Anteil an Bioabfällen zurückgeht. Die mechanisch-biologischen Abfallbehandlungsanlagen müssen sich entsprechend mit neuen Konzepten für die Zukunft rüsten, da Abbauprozesse im biologischen Teil einer MBA nicht mehr funktionieren, wenn der Organikanteil im zu behandelnden Abfall zu gering sein sollte. Das Anlagenkonzept der mechanisch-biologischen Restabfallbehandlung weist jedoch eine hohe Flexibilität im Stoffstrommanagement auf.

In MBA können zusätzlich Gewerbeabfall, Sperrmüll oder Sortierreste aus der Kompostierung und aus der LVP-Sortierung, Baustellenabfälle, industrielle Abfälle (keine gefährlichen Abfälle), Klärschlamm und Rechengut der Abwasserbehandlung verarbeitet werden. Aufgrund der selektiven Aufbereitungstechnik können MBA ein flexibles Stoffstrommanagement vollziehen, d.h. sie können durch entsprechende Anpassungen auch Wertstoffe in die stoffliche Verwertung bringen.

Als Reaktion auf die veränderten Bedingungen infolge der verbesserten Wertstoffabtrennung aus dem Restabfallstrom sind mehrere Optionen denkbar, z. B. indem die mechanischen Stufen weiterhin eingesetzt werden, um z.B. Restabfall stoffspezifisch zu behandeln, während der vorhandene biologische Anlagenteil für die separate Behandlung von Bioabfällen genutzt wird.

Eine weitere Möglichkeit besteht darin, die biologische Stufe einzustellen und auf eine rein mechanische Behandlung von Restabfall infolge sinkender organischer Anteile umzustellen. Eine weitere Möglichkeit besteht z.B. darin, dass durch Umstellung der biologischen Stufe auf biologische Trocknung der Feinfraktion vorhandene Anlagenkapazitäten effizient genutzt werden können. Infolge der sinkenden Stoffströme können MBA auch auf eine reine Behandlung der Bioabfälle umstellen, indem Restabfälle umgelenkt werden. Diese Lösung bietet sich gerade für MBA mit Vergärungsstufe an.

Zusammenfassend kann festgestellt werden, dass die Anlagenbetreiber für eine Reaktion ihrer Anlagen auf sich verändernde Stoffströme gut aufgestellt sind und mehrere Optionen für einen Betrieb ihrer Anlage zur Verfügung stehen.

LITERATUR

Bilitewski, B. & Kügler, T (2014) *Die Wertschöpfungskette Papier. Entwicklung und Perspektiven.* Vortrag auf dem Kooperationsforum der PTS, 7.3.2014. im Auftrag des VDP.

Gesellschaft für Glasrecycling und Abfallvermeidung mbH (2007) Ravensburg.

Faulstich, M. (2011) *Ressourceneffizienz – Neue Perspektiven für die Abfallwirtschaft.* Umweltforum Berlin Mai 2011.

Fricke, K., Bauer, W., Heusner, C. & Turk, T. (2013) *Ausbaupotenzial der Vergärung von Bio- und Grünabfällen,* Vortrag beim 74. ANS-Symposium 2013.

Friege, H., Dornack, C., Friege, N. & Hilse, H. (2015) Vermarktungschancen und Probleme bei der Vergärung von Bioabfällen aus Siedlungsabfall. *Müll und Abfall* Heft 8/2015, S. 452-456.

Kern, M. (2013) Biotonne vs. Eigenkompostierung – Stand und Perspektiven, *Müll und Abfall* 45 (3), 120-124.

Kern, M., Raussen, T., Funda, K., Lootsma, A. & Hofmann, H. (2009) *Aufwand und Nutzen einer optimierten Bioabfallverwertung hinsichtlich Energieeffizienz, Klima- und Ressourcenschutz,* UBA, 2009, http://www.uba.de/uba-info-medien/4010.html.

Liebetrau, J., Daniel-Gromke, J., Denysenko, V., Scheftelowitz, M., Rensberg, N. & Nelles, M. (2015) Aktuelle Entwicklungen bei der Erzeugung und Nutzung von Biogas, Vortrag und Beitrag in: ProFair consult+Project GmbH (Hrsg.): *Tagungsband zum 8. Biogas Innovationskongress* 2015, S. 11-23, ISBN 978-3-98-13776-5-1.

Lindner, C. & Hoffmann, O. (2015) *Analyse/Beschreibung der derzeitigen Situation der stofflichen und energetischen Verwertung von Kunststoffabfällen in Deutschland.* Online unter: https://www.itad.de/information/studien/ITADConsulticKunststoffstudieApril2015.pdf.

Oetjen-Dehne, R., Krause, P., Dehnen, D. & Erchinger, H. (2014) Verpflichtende Umsetzung der getrennten Bioabfallerfassung, *Müll und Abfall* 46 (6), 309-316.

Rummel, K. (2014) *Die zukünftige Entwicklung der Altkleidersammlung in der BRD.* Masterarbeit an der TU Dresden, Institut für Abfallwirtschaft und Altlasten.

Schüler, K. (2015) *Aufkommen und Verwertung von Verpackungsabfällen in Deutschland im Jahr 2013.* https://www.umweltbundesamt.de/publikationen/aufkommen-verwertung-von-verpackungsabfaellen-in-8.

Statistisches Bundesamt (2014) *Abfallbilanz 2012,* Wiesbaden. https://www.destatis.de/DE/PresseService/Presse/Pressemitteilungen/2015/12/PD15_467_321.html;jsessionid=57291E42AA8A9ECAFEF9D84FEB428D80.cae1.

UBA (2015) https://www.umweltbundesamt.de/daten/abfall-kreislaufwirtschaft/entsorgung-verwertung-ausgewaehlter-abfallarten/bauabfaelle.
VDP (2015) *Ein Leistungsbericht 2015,* Verband Deutscher Papierfabriken e.V. (Hg.) www.vdp-online.de.
Wagner, J., Kügler, T., Heidrich, K., Baumann, J., Günther, M., Dornack, C., Grundmann, V., Zentner, A., Lange, U., Zehm, A., Heinke, K., Mitschke, M., Zinkler, S. & Scholz, H. (2012) Potenzial biogener Abfälle im Freistaat Sachsen. *Schriftenreihe des Sächsischen Staatsministeriums für Umwelt und Landwirtschaft des Freistaates Sachen,* Heft 10/2012.

BREF Abfallbehandlung – Auswirkungen auf österreichische Anlagen

K. Harather & M. Pinkel
IUT Ingenieurgemeinschaft Innovative Umwelttechnik GmbH, Seebenstein, Österreich

KURZFASSUNG: Mit dem BREF Merkblatt zur Abfallbehandlung wurden europaweit einheitliche Standards geschaffen. Diese Vorgaben sind für alle IPPC-Behandlungsanlagen verbindlich anzuwenden. Im Dezember 2015 wurde ein Entwurf einer Neufassung vom Europäischen IPPC-Büro veröffentlicht. Dieses BREF Merkblatt umfasst die mechanische, die biologische und die chemisch-physikalische Behandlung von Abfällen. Der Entwurf ist mit mehr als 1.000 Seiten äußerst umfangreich, allerdings wesentlich ist das Kapitel 6, die sogenannten BVT-Schlussfolgerungen. Diese sind es auch, die ins nationale Recht übernommen und somit rechtlich bindend werden. Ein großer Teil der BVT´s ist sinnvoll und entspricht dem in Österreich vorherrschenden Standard. Es gibt aber auch Anforderungen, die nicht nachvollziehbar sind und die zu einem Mehraufwand in Österreich führen würden. Zum vorliegenden Entwurf konnten alle Interessierten Stellung nehmen. In einem Arbeitskreistreffen am 3. März 2016 wurde unter Federführung des Lebensministeriums und des Umweltbundesamtes zu den BVT´s eine gemeinsame österreichische Stellungnahme ausgearbeitet, die auf dem nationalen Standard aufbaut und nicht nachvollziehbare Mehraufwendungen ablehnt.

1 EINLEITUNG

Das europäische BREF-Merkblatt zur Abfallbehandlung (Best Available Technique Reference Documents) legt den Stand der Technik für IPPC-Anlagen fest. Als IPPC-Anlagen gelten jene Betriebsanlagen, die der europäischen Industrieemissionsrichtlinie unterliegen (Integrated Pollution Prevention and Control). Ein erster Entwurf der Neuregelung wurde vor kurzem veröffentlicht. Diese Vorgaben werden zukünftig einen verbindlichen Charakter auch für österreichische Anlagen haben. Im nachfolgenden Beitrag wird zuerst der Aufbau und Inhalt des BREF vorgestellt und der Ablauf zur Ausarbeitung einer koordinierten österreichischen Stellungnahme. Danach werden die konkreten Anforderungen für alle IPPC-Anlagen und spezielle Vorgaben für Anlagen zur mechanischen Behandlung heizwertreicher Abfälle, für Kompostanlagen und MBA´s diskutiert.

2 BREF ABFALLBEHANDLUNG – ENTWURF LIEGT VOR

Größere Abfallbehandlungsanlagen, die dem Anhang 5 des AWG 2002 entsprechen, sogenannte IPPC-Behandlungsanlagen, müssen nach den besten verfügbaren Techniken errichtet und betrieben werden. Als Maßstab dafür dienen die europäischen BREF- Merkblätter. Für die mechanische, biologische und chemisch-physikalische Behandlung von Abfällen wird derzeit an einer Aktualisierung gearbeitet. Im Dezember 2015 wurde durch das Europäische IPPC Büro ein erster Entwurf des BREF Abfallbehandlung veröffentlicht.

Die mechanische Abfallbehandlung wird getrennt beschrieben für:

- Anlagen zur Behandlung von Metallabfällen (inkl. Altautos),
- Anlagen für die Behandlung von Kühl- und Klimageräten und
- Anlagen zur Behandlung heizwertreicher Abfälle.

Die biologische Behandlung wird getrennt dargestellt in:
- aerobe Behandlungsanlagen inkl. Kompostanlagen,
- anaerobe Behandlungsanlagen und
- mechanisch-biologische Behandlungsanlagen.

In den Kapiteln 2 - 5 des Merkblatts werden die aktuell in Europa angewendeten Behandlungsverfahren, Emissionsminderungstechniken und die Emissionen in die Luft und den Wasserpfad beschrieben. Im Kapitel 6 des Merkblatts werden 52 konkrete Schlussfolgerungen (BVT - beste verfügbare Technik) gezogen, die den Stand der Technik definieren. Die BVT´s betreffen organisatorische und technische Maßnahmen zur Energieeffizienz, Emissionsminderung, einzuhaltende Grenzwertbereiche, Überwachungsmaßnahmen, aber auch Anforderungen an den Betrieb der Anlagen.

Zum Entwurf konnten alle Interessierten Stellung nehmen. Das Umweltbundesamt sammelte alle Rückmeldungen und hat am 3. März 2016 in einem Arbeitskreistreffen die Kommentare diskutiert. Bei fast allen Themen konnte ein weitgehender Konsens zwischen den Vertretern des Ministeriums, des Umweltbundesamtes und der verschiedenen Interessensvertretungen erzielt werden. Eine koordinierte österreichische Stellungnahme wurde vom Umweltbundesamt am 31. März 2016 an das Europäische IPPC Büro abgegeben. In dieser Rückmeldung werden überzogene, über den österreichischen Standard hinausgehende BVT´s abgelehnt und alternative Schlussfolgerungen vorgeschlagen.

3 BVT´S FÜR ALLE IPPC-ANLAGEN

Die BVT´s 1 – 24 sind für alle Abfallbehandlungsanlagen, für die das BREF erstellt wurde, anzuwenden. Ein großer Teil der BVT´s ist sinnvoll und entspricht dem in Österreich vorherrschenden Standard. Es gibt aber auch Anforderungen, die nicht nachvollziehbar sind und die zu einem Mehraufwand in Österreich führen würden.

So fordert BVT 2a im Kapitel Abfallmanagement, dass „pre-acceptance procedures“ anzuwenden sind, also Verfahren, die bereits vor der Ankunft der Abfälle zur Übernahme an einer Anlage sicherstellen, dass die Abfälle für die Übernahme geeignet sind. In Österreich ist die Kenntnis der Schlüsselnummer für einen Anlagenbetreiber in der Regel die einzige Information, die er von einem Abfall hat, bevor er übernommen wird. Die Einholung darüber hinausgehender Informationen über den Abfall, bevor er an eine Behandlungsanlage kommt, ist in Österreich nur für bestimmte Abfälle verpflichtend (z.B. gemäß Kompostverordnung, Deponieverordnung). Für die überwiegende Zahl an Abfällen und Behandlungen ist das nicht vorgesehen und vielfach auch praktisch unmöglich.

BVT 2c fordert ein durchgängiges Verfahren zur Verfolgung einzelner Abfallströme in einer Behandlungsanlage („waste tracking system“). Bei manchen Verfahren ist das vorstellbar, in den meisten Abfallbehandlungsanlagen ist das aber undurchführbar.

Im BVT 3 und im BVT 15 werden Anforderungen an die Überwachung von Abwasseremissionen gestellt. Die Anforderungen sind so formuliert, dass alle Abwässer einer Abfallbehandlungsanlage den Vorgaben zu entsprechen haben. Es ist aber sicher sinnvoll die Gültigkeit auf verfahrensbedingte Abwässer zu beschränken und Dachwässer oder leicht verunreinigte Oberflächenwässer den nationalen Regelungen zu überlassen.

Die Anzahl der zu überwachenden Parameter ist kleiner als der österreichische Standard. Allerdings ist für fast alle Schadstoffe ein wöchentliches Untersuchungsintervall vorgesehen. In Österreich wird die Untersuchungshäufigkeit von der Wasserrechtsbehörde festgelegt. In der Praxis sind oft quartalsmäßige Untersuchungsintervalle üblich. Die Anwendung von BVT 3 würde daher bei österreichischen Anlagen zu einer Vervielfachung des Untersuchungsaufwandes führen.

Die größte Kluft besteht aber bei den Grenzwerten. Bei den Schwermetallen sind die Vorschläge der BREF zum Teil um den Faktor 5 – 50 strenger als in Österreich. Für diese extrem niedrigen Grenzwerte fehlen auch die Daten und Begründungen, auf deren Basis sie ausgearbeitet wurden.

Gemäß BVT 6 sind bei allen Anlagen, bei denen Geruchsemissionen zu erwarten sind, diese regelmäßig zu überwachen. Das Monitoring hat mit einem standardisierten Verfahren zu erfolgen. Als eine Methode wird die dynamische Olfaktometrie genannt. Für alle Abfallbehandlungsanlagen, die derzeit keinen Geruchsgrenzwert einzuhalten haben (biologische Anlagen ohne Abluftreinigung, Sortieranlagen, auch CP-Anlagen) ist BVT 6 eine Mehrbelastung. Bei diesen Anlagen werden in der Regel keine Geruchsemissionsmessungen gemacht. Der Einsatz der dynamischen Olfaktometrie ist zwar eine Kann-Bestimmung, aber in der Praxis ist kein anderes, einfaches Verfahren bekannt, um Geruchsemissionen zu überwachen. Ein bestimmter Geruchsgrenzwert wird allerdings nicht vorgegeben.

BVT 20a fordert, dass alle Flächen, auf denen Abfälle gelagert oder behandelt werden, eine versiegelte Oberfläche (asphaltiert, betoniert) aufweisen müssen. In der Regel wird das bei den meisten Abfällen nötig sein. Es gibt aber auch Abfälle, die in Österreich auch auf unversiegelter Fläche gelagert werden dürfen, z.B. unbelasteter Bodenaushub, Bauschutt, Straßenaufbruch, Gleisschotter, verholzte Abfälle. Bei Kompostanlagen dürfen unter gewissen Voraussetzungen die Nachrotte und Nachlagerung auf offenem Mutterboden ausgeführt werden. Die generelle Anwendung der Forderung nach versiegelter Oberfläche für alle Abfalllager und Behandlungstätigkeiten kann aus ökologischen Gründen nicht abgeleitet werden und widerspricht in einigen Bereichen dem in Österreich angewendeten Stand der Technik.

BVT 22 b sieht ein Dokumentationssystem für alle Unfälle, Störfälle, Beinaheunfälle, etc. vor, sowie ein Verfahren, diese möglichen Störfälle im Vorhinein zu erkennen, darauf zu reagieren und Schlussfolgerungen daraus zu ziehen. Ein derartiges Dokumentationssystem ist in Österreich bei vielen Anlagen nicht vorhanden und kann auch nicht als Standard in einem Betriebsanlagen-Genehmigungsverfahren nach Abfallrecht oder Gewerberecht verlangt werden. Anlagen, die unter die Seveso III Richtlinie fallen sowie Anlagen, die ein Umweltmanagementsystem nach EMAS oder ISO 14001 implementiert haben, werden das verlangte Dokumentationssystem aufweisen, alle anderen Anlagen nicht.

4 BVT´S FÜR ANLAGEN ZUR MECHANISCHEN BEHANDLUNG HEIZWERTREICHER ABFÄLLE

Es gibt nur ein BVT, das spezifisch für die Anlagen zur mechanischen Behandlung heizwertreicher Abfälle anzuwenden ist. BVT 25 verlangt von allen mechanischen Behandlungsanlagen, dass Staubemissionen durch den Einsatz eines Zyklons, Abluftwäschers oder eines Gewebefilters zu verringern sind. Da in nahezu allen mechanischen Anlagen Abluftströme gefasst und über einen Gewebefilter gereinigt werden, entspricht diese Anforderung dem österreichischen Standard.

Als Grenzwertbereich für Staub werden 2 - 5 mg/Nm³ vorgeschlagen. In Österreich ist bei vielen Anlagen ein Grenzwert von 10 mg/Nm³ einzuhalten. Die koordinierte österreichische Stellungnahme schlägt daher auch eine Aufweitung auf 2 – 10 mg/Nm³ vor. Die in der Praxis erreichten Werte liegen in diesem Bereich. Lieferanten von Gewebefiltern können meist eine Garantie für die Einhaltung von 5 mg/Nm³ abgeben, eine Garantie für die Unterschreitung von 2 mg/Nm³ wird nur schwer zu erhalten sein. Die Auswirkungen auf österreichische Anlagen hängt also davon ab, wie die Umsetzung bei uns erfolgt und welche konkreten Werte aus dem Grenzwertbereich des BREF vorgeschrieben werden.

5 BVT´S FÜR KOMPOSTANLAGEN

Kompostanlagen fallen nur dann unter die IPPC – Regelungen, und damit unter die Anwendung des BREF, wenn die tägliche Kapazität mehr als 75 Tonnen beträgt. Da es in Österreich nur wenige große Kompostanlagen gibt, sind auch nur einige Anlagen betroffen. Die relevanten BVT´s betreffen die Überwachung von Geruchsemissionen, Regelungen zur Abluftreinigung sowie die Forderung nach versiegelter Oberfläche für alle Abfalllager und -behandlungen.

In der Diskussion zur Erstellung des BREF gab es Befürchtungen, dass Kompostanlagen ab einer bestimmten Größe nur mehr eingehaust zugelassen werden würden. So fordert zum Beispiel die TA-Luft in Deutschland eine geschlossene Ausführung von Kompostanlagen ab einem Durchsatz von 10.000 t/a. In Österreich ist gemäß Stand der Technik der Kompostierung auch bei größeren Anlagen eine offene Ausführung möglich, sofern die Geruchsimmissionen bei den Anrainern in einem genehmigungsfähigen Bereich liegen. Der Entwurf des BREF sieht hier keine Verpflichtung für eine geschlossene Ausführung vor, die bislang in Österreich angewendete Vorgangsweise kann weiter verfolgt werden.

Gemäß BVT 6 sind bei Kompostanlagen Geruchsemissionen regelmäßig zu überwachen. Die Überwachung hat mit einem standardisierten Verfahren zu erfolgen. Als eine Methode wird die dynamische Olfaktometrie genannt. Der Einsatz der dynamischen Olfaktometrie ist zwar eine Kann-Bestimmung, aber in der Praxis ist kein anderes, einfaches Verfahren bekannt, um Geruchsemissionen zu überwachen. Für alle offenen Kompostanlagen stellt das eine Mehrbelastung dar.

Für Kompostanlagen mit einer Ablufterfassung und -reinigung ist in Österreich zumeist eine Überwachung der Geruchsemissionen vorgeschrieben. Für diese Anlagen stellt BVT 6 keine Mehrforderung dar. Auch ist im BREF-WT kein bestimmter Geruchsgrenzwert vorgegeben. In Österreich ist bei biologischen Abfallbehandlungsanlagen oft ein Grenzwert von 500 GE/Nm³ einzuhalten.

Für biologische Abfallbehandlungsanlagen mit Ablufterfassung und –reinigung ist im BREF ein Biofilter vorgesehen, ein Grenzwertbereich für NH_3 mit 0,1 – 10 mg/Nm³ und für H_2S mit 0,1 – 1 mg/Nm³ ist zu erreichen (BVT 32). Biofilter sind auch in Österreich die übliche Methode zur Abluftreinigung bei Kompostanlagen. NH_3 wird manchmal überwacht, H_2S stellt einen in Österreich gänzlich neuen Grenzwert dar. Die österreichische Stellungnahme schlägt daher in diesem Punkt vor, Grenzwertbereiche für Geruch anstelle von H_2S vorzusehen.

Wesentliche Auswirkungen auf die österreichische Praxis hat BVT 20a, wonach alle Flächen, auf denen Abfälle gelagert oder behandelt werden, eine versiegelte Oberfläche (asphaltiert, betoniert) aufweisen müssen. Gemäß österreichischem Stand der Technik der Kompostierung dürfen verholzte Abfälle auf unbefestigten Flächen zwischengelagert werden. Werden gewisse Voraussetzungen erfüllt, kann die Nachrotte und Nachlagerung auf offenem Mutterboden ausgeführt werden.

6 BVT´S FÜR ANLAGEN ZUR MECHANISCH-BIOLOGISCHEN BEHANDLUNG VON ABFÄLLEN

Nur BVT 36 und 37 sind spezifische Verpflichtungen für MBA´s. Die Regelungsdichte bei den MBA´s ist überschaubar. Es gibt keine Fixierung einer Mindestaufenthaltszeit in einem geschlossenen oder umhausten Bereich, wie dies gemäß österreichischer MBA-Richtlinie mit mindesten 4 Wochen und einem $AT_4 < 20$ mg O_2/g TS vorgesehen ist. Da in den ersten Wochen der Rotte aber Emissionen entstehen, die es zu vermeiden gilt, wurde in der österreichische Stellungnahme vorgeschlagen, für die Intensivrotte ein geschlossenes System mit Abluftreinigung zu verwenden.

Es ist kein Geruchsgrenzwert vorgesehen, dafür aber ein Grenzwertbereich für H_2S mit 0,1 – 1 mg/Nm³ (BVT 32). H_2S stellt einen gänzlich neuen Parameter dar. Belastbare Messergebnisse von österreichischen Anlagen gibt es nicht, bei orientierenden Messungen an 3 MBA´s konnte H_2S nicht nachgewiesen werden. Der österreichischen Praxis entsprechend wird daher der Vorschlag unterbreitet, auf H_2S als Parameter zu verzichten, dafür aber einen Grenzwertbereich für Geruch vorzusehen.

Wie bei den Kompostanlagen ist ein Grenzwertbereich für NH3 mit 0,1 – 10 mg/Nm³ zu erreichen (BVT 32). NH_3 wird in Österreich meist überwacht, allerdings mit Grenzwerten > 10 mg/Nm³. Für Staub ist ein Grenzwertbereich von 2 – 5 mg/Nm³ vorgesehen, in Österreich ist zumeist 10 mg/Nm³ vorgeschrieben. Es wird daher vorgeschlagen, den Grenzwertbereich für Ammoniak auf 0,1 – 20 mg/Nm³ und für Staub auf 2 – 10 mg/Nm³ aufzuweiten.

Für ges. organ. C ist keine Frachtbegrenzung in der Abluft enthalten, auch eine kontinuierliche Überwachung ist nicht gefordert.

Als Abluftreinigungssystem ist ein Biofilter in Kombination mit einer weiteren Reinigungsstufe (Gewebefilter oder Wäscher oder thermische Oxidation) anzuwenden. Eine Kombination Biofilter und Wäscher oder/und Gewebefilter ist auch bei österreichischen MBA´s üblich.

Die größte Herausforderung stellt die Vorgabe einer Reingaskonzentration von 5 – 15 mg/Nm³ für ges. organ. C dar. Zwar wird eine thermische Abluftreinigung nicht verpflichtend verlangt, der Grenzwertbereich für ges. organ. C ist aber so niedrig angesetzt, dass er auf Basis der in Österreich bekannten Reingaswerte nur mit thermischer Abluftreinigung einzuhalten sein wird. Die publizierten Daten im Kapitel 4 des BREF zeigen, dass die niedrigen organ. C - Werte fast nur aus Referenzanlagen mit thermischer Abluftreinigung stammen. Anlagen ohne Abluftverbrennung haben höhere organ. C-Werte. Die Schlussfolgerung im BVT 37 ist daher nicht nachvollziehbar. Eine thermische Abluftreinigung führt nicht nur zu wesentlichen Mehrkosten in der Anschaffung und im Betrieb sondern auch zu Mehremissionen an CO_2, NOx und einem Verbrauch an fossilen Energieträgern und ist daher bei MBA´s ökologisch unsinnig. Die österreichische Stellungnahme sieht daher vor, den Grenzwertbereich auf 5 – 50 mg/Nm³ auszuweiten.

7 SCHLUSSFOLGERUNG BZW. ZUSAMMENFASSUNG

Das BREF Abfallbehandlung definiert, wie alle anderen BREF Dokumente, einen einheitlichen europäischen Standard. Einige Vorgaben im Entwurf vom Dezember 2015 gehen deutlich über den österreichischen Standard hinaus. Die größte Kluft besteht bei den Grenzwertbereichen für die Abwasseremissionen. Bei den Schwermetallen sind die Vorschläge der BREF zum Teil um den Faktor 5 – 50 strenger als in Österreich. Für diese extrem niedrigen Grenzwerte fehlen auch die Daten und Begründungen, auf deren Basis sie ausgearbeitet wurden.

Von Vertretern des Umweltministeriums und des Umweltbundesamtes und den Vertretungen betroffener Anlagenbetreiber wurde eine koordinierte Stellungnahme ausgearbeitet, die überzogene, über den österreichischen Standard hinausgehende BVT´s ablehnt und alternative Schlussfolgerungen vorschlägt.

Tritt das BREF Dokument in der vorliegenden Entwurfsfassung in Kraft, hätte das gravierende Auswirkungen auf die technische Ausstattung und den Betrieb der österreichischen Anlagen für die mechanische, biologische und chemisch-physikalische Behandlung von Abfällen.

Für die Genehmigung neuer Anlagen und Änderungen an bestehenden Anlagen gelten die Bestimmungen sofort nach Veröffentlichung. BVT Schlussfolgerungen sind als Referenzdokumente für die Erteilung einer Genehmigung für eine IPPC-Behandlungsanlage mit dem Tag der Veröffentlichung im Amtsblatt der Europäischen Union anzuwenden.

Bestehende Anlagen haben innerhalb eines Jahres nach der Veröffentlichung von BVT-Schlussfolgerungen der Behörde mitzuteilen, ob

- eine Anpassung an den Stand der Technik erforderlich ist und dadurch eine genehmigungs- oder anzeigepflichtige Änderung entsteht und
- eine Aktualisierung der Genehmigung erforderlich ist.

Ist eine solche Anpassung notwendig, hat der Betreiber unverzüglich ein Genehmigungsprojekt auszuarbeiten und der Behörde vorzulegen. Die Anpassungsmaßnahmen müssen innerhalb einer Frist von 4 Jahren nach Veröffentlichung der BVT-Schlussfolgerungen umgesetzt werden.

LITERATUR

Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft (2002) *Richtlinie für die mechanisch-biologische Behandlung von Abfällen*.

Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, (2002) *Erste Allgemeine Verwaltungsvorschrift zum Bundes–Immissionsschutzgesetz*, Technische Anleitung zur Reinhaltung der Luft – TA Luft.

Joint research centre, Institute for Prospective Technological Studies, Sustainable Production and Consumption Unit, European IPPC Bureau (2015) *Best Available Techniques* (BAT) Reference Document for Waste Treatment, Draft 1.

Großtechnische Schließung von Stoffkreisläufen in der Bau- und Recyclingindustrie

P. Van der Haegen & R. Albert
Eberhard Unternehmungen, Kloten, Schweiz

KURZFASSUNG: Die Eberhard Unternehmungen betreiben seit 1993 erfolgreich und grosstechnisch Recyclinganlagen in der Flughafenregion Zürich. Mit diversen Anlagen wurden in dieser Zeit schon mehr als 12 Mio. Tonnen Material in den Baustoffkreislauf zurückgebracht.
Um das verbleibende Potential für das Recycling abschätzen zu können, wurde ingenieurmässig eine „Rangliste“ der Umweltbelastung der Schweizer Hauptabfälle erstellt. Daraus wird ersichtlich, dass der Bausektor ist für ca. 50 % der gesamten Umweltauswirkung verantwortlich ist, gefolgt von der Industrie mit ca. 30 % und den Haushalten mit 20 %.
Eine Bewertung der Umweltauswirkungsrangliste nach weiterem Reduktionspotential zeigt auf, dass bei vielen Abfallströmen keine Maßnahmen nötig sind. Gewisses Optimierungspotential bieten die chemischen Abfällen, das Bausperrgut, der Mischabbruch und der Ausbauasphalt. Beim Elektroschrott und den Siedungsabfällen scheint eine Verminderung möglich.
Der grösste Handlungsbedarf insgesamt zeigt sich bei den Inertstoffen (Bau), dem Aushub und dem Gips. Falls z.B. lediglich 50 % des sauberen Aushubs der Schweiz verwertet – statt deponiert – wird und alle Rückbaumaterialien konsequent recycliert werden, müsste heute in der Schweiz kein Kies für die Betonproduktion mehr abgebaut werden.

1 EINLEITUNG

Im Jahre 1986 wurde das Umweltleitbild der Schweiz vom Bundesamt für Umwelt (BAFU, vormals BUWAL) publiziert. Es legte die auch heute noch gültigen Eckpfeiler der Schweizerischen Abfallpolitik fest. So wurde zum Beispiel das Prinzip Vermeiden, Vermindern und Verwerten eingeführt. Dass dieses Prinzip in der Schweiz nicht konsequent durchgesetzt wurde, ist offensichtlich. Die Schweizer Bevölkerung hat heute eines der weltweit höchsten Abfallaufkommen pro Kopf. Heute ist das Schlagwort „Kreislaufwirtschaft“ aktuell. Dies ist ein weiterer Hinweis, dass das Vermeiden und das Vermindern immer noch nicht die notwendige Priorität haben. Es ist aber sicher richtig, dass wenn aus verschiedensten Gründen Abfall nicht vermieden oder vermindert wird, wenigstens die Kreislaufwirtschaft gestärkt wird.

2 HEUTIGER BEITRAG EBERHARDS ZUR KREISLAUFWIRTSCHAFT

Die Eberhard Unternehmungen sind Experten der Kreislaufwirtschaft in der Bau- und Recyclingindustrie. In diesem Sektor betreiben wir seit 1993 erfolgreich und grosstechnisch unsere Recyclinganlagen:

- In der ESAR (Rümlang, Kanton Zürich), der schweizweit grössten und weltweit effizientesten Wasch- und Aufbereitungsanlage für kontaminiertes Material, werden Schadstoffe jeglicher Art aus belastetem Aushub- und Ausbruchmaterial einer Separation auf nassmechanischer Basis zugeführt. Als Produkte der Bodenwäsche werden sauberer Kiessand und ein Schadstoffkonzentrat ausgebracht. 1993 in Betrieb genommen werden 150.000 – 200.000 t/a umgesetzt, wobei jährlich ca. 85.000 Tonnen Outputmaterial direkt in der Betonproduktion Verwendung finden. Der Rest wird im Deponiebau verwertet, deponiert oder thermisch aufbereitet. Bis dato wurden so 4,5 Mio. Tonnen belastetes Aushub- und Ausbruchmaterial behandelt.

- Im EBIREC (Rümlang, Kanton Zürich) werden seit 1999 jährlich zwischen 350.000 und 450.000 Tonnen mineralische Bauabfälle aus dem Rückbau von Gebäuden und Infrastrukturbauten behandelt. Durchschnittlich 90 % der mineralischen Bausubstanz eines rückgebauten Gebäudes werden so zu hochwertigen Recycling-Baustoffen aufbereitet und gelangen in die Wiederverwertung. Dieses Urban-Mining-Konzept schliesst die Stoffkreisläufe und schont damit die natürlichen Ressourcen und das Deponievolumen. Seit 1999 wurden mehr als 6,5 Mio. Tonnen mineralische Bauabfälle recycliert.
- Das BAZO (Oberglatt, Kanton Zürich) steht für eine technisch hochstehende Vorbehandlung von stark belasteten Aushub-, Rückbau- und Industrieabfällen zur nachfolgenden optimalen und gesetzeskonformen Verwertung oder Entsorgung. Die Anlage eignet sich für die Vorbehandlung und Entsorgung von heterogenen Abfallgemischen wie mineralischen Materialien, diversen Schlacken und Materialagglomerate aus Abla-gerungs-, Betriebs- und Unfallstandorten. 2010 in Betrieb genommen werden derzeit ca. 100.000 t/a behandelt. Insgesamt wurden bereits rund 700.000 Tonnen stark belastete Abfälle behandelt.
- Mit supersort® (Lufingen, Kanton Zürich) können seit 2013 sämtliche Schlackentypen aus Kehrichtheizkraftwerken verarbeitet werden. Resource Mining mit Hilfe von supersort® entnimmt der Schlacke Roh- und Wertstoffe mit einer maximalen Separation an wiederverwertbaren Metallen durch die Ausscheidung mineralischer Stoffe. Dabei trennt die supersort®fein Technologie die metallischen Wertstoffe von der mineralischen Matrix bis zu einer Korngrösse von < 0,5 mm! Gegenüber konventionellen Anlagen wird dadurch die Ausbeute an Wertstoffen signifikant erhöht. Direkt an eine Deponie angebunden gelingt es die Umweltleistung und die Prozesswirtschaftlichkeit der Rostaschenverarbeitung wesentlich zu verbessern. In der kurzen Betriebsphase wurde seit 2013 bereits mehr als 300.000 Tonnen Schlacke entschrottet.
- Mit supersort®metall (Oberglatt, Kanton Zürich) kann ab Herbst 2016 dank einer innovativen Aufbereitungsanlage die Lücke zwischen der herkömmlichen Schlackenaufbereitung und den Schmelzwerken geschlossen werden. Nichteisenmetallkonzentrate aus supersort® und aus anderen Schlackenaufbereitungsanlagen, Shredderleicht-, und schwerfraktion sowie weitere metallhaltige Abfälle werden von Schlackenanhaftungen und Verunreinigungen befreit und zu nahezu reinen Leichtmetall- und Schwermetallfraktionen veredelt, welche den höchsten Qualitätsanforderungen standhalten. Die Produkte von supersort®metall erzeugen im Schmelzwerk kaum Schlacke und benötigen dadurch einen geringeren Energieaufwand.

3 UMWELTBELASTUNG DER SCHWEIZER ABFÄLLE

Eberhard trägt daher schon signifikant zur Kreislaufwirtschaft in der Schweiz bei. Das verbleibende Potential ist aber sicher immer noch gross. Es stellt sich daher die Frage, welche Stoffströme die Umwelt heute am stärksten belasten. Wo kann noch ein zusätzlicher, wesentlicher Beitrag zur Reduzierung der Umweltbelastung erreicht werden? Um zielgerichtet zu handeln wurde nach einer „Rangliste“ der Umweltbelastung der Schweizer Abfälle gesucht, jedoch keine gefunden. Dies ist verwunderlich, denn eine solche Rangliste wäre sicherlich auch bei der Prioritätensetzung in der Abfallbewirtschaftung seitens der Behörden nützlich.

Kurzum wurde beschlossen, eine eigene Rangliste zu erstellen. Dabei wurde als mittelständiges Unternehmen natürlich keine eigene Grundlagenforschung betrieben, sondern versucht, die Rangliste mit bestehendem Zahlenmaterial zu generieren.

Für die Analyse die Abfallströme der Schweiz steht viel Zahlenmaterial zur Verfügung. Insbesondere das BAFU, aber auch Hochschulen – z.B. die ETH und die HSR Rapperswil – und NGOs haben viele gute Studien publiziert. Die meisten Studien sind detailliert, präzis und befassen sich mit einem spezifischen Sektor. Eine überspannende Studie über alle Abfallmengen der Schweiz haben wir aber nicht gefunden. Bei der Sichtung des Datenmaterials fällt auf, dass über gewisse Stoffströme signifikant verschiedene Zahlen kursieren. Zudem existiert für gewisse Ströme viel und detailliertes Zahlenmaterial, für andere weniger.

Für die Analyse der Umweltbelastung dieser Stoffströme wurden inländisches und aus-

ländisches Zahlenmaterial für die sogenannten Umweltbelastungspunkte (UBP) verwendet. Die Umweltbelastungspunkte kondensieren die Umweltbelastung verästelter Stoffströme in einen Wert. Ein grosse Herausforderung beim Vergleich der Umweltbelastungspunkte sind die unterschiedlichen Systemgrenzen, Gewichtungsfaktoren und betrachtete Umweltbelastungen. Als Beispiel kann hier Gips genannt werden. Die Herstellung von Gips belastet die Umwelt nur mässig, etwa in der Grössenordnung anderer Baumaterialien. Wenn man aber zusätzlich die Deponierung in die Bilanzierung hineinnimmt, belastet der Gips die Umwelt ungleich höher als die anderen Baumaterialien wegen der vom Gips ausgehenden Schwefelwasserstoffbildung und der Betonkorrosion.

Die vorliegende Situationsanalyse ist nicht das Resultat einer aufwendigen Forschungstätigkeit, sondern wurde ingenieurmässig erstellt. Die verschiedenen Abfallmengen und deren Umweltbelastung wurden nach bestem Wissen normiert. Bei verschiedenen Mengenangaben wurde über Plausibilität und eigenem Wissen eine Menge festgelegt. Und bei der Umweltbelastung wurde insbesondere darauf geachtet, dass die Systemgrenzen bei allen Stoffströmen gleich sind. Entsprechend stimmt die untenstehende, resultierende Grafik „Menge zu Umweltbelastungspunkten" relativ besser als absolut. Die Umweltbelastungspunkte (UBP) sind auf die reine „Bereitstellung" der Materialien normiert, d.h. ausschlaggebend war die Menge an UBP, die das Material bei seiner Entstehungsgeschichte angehäuft hat, mit anderen Worten, wieviel Umweltbelastung eine Tonne Abfall insgesamt aufsummiert hat, wenn sie beim Entsorger auf dem Hof liegt.

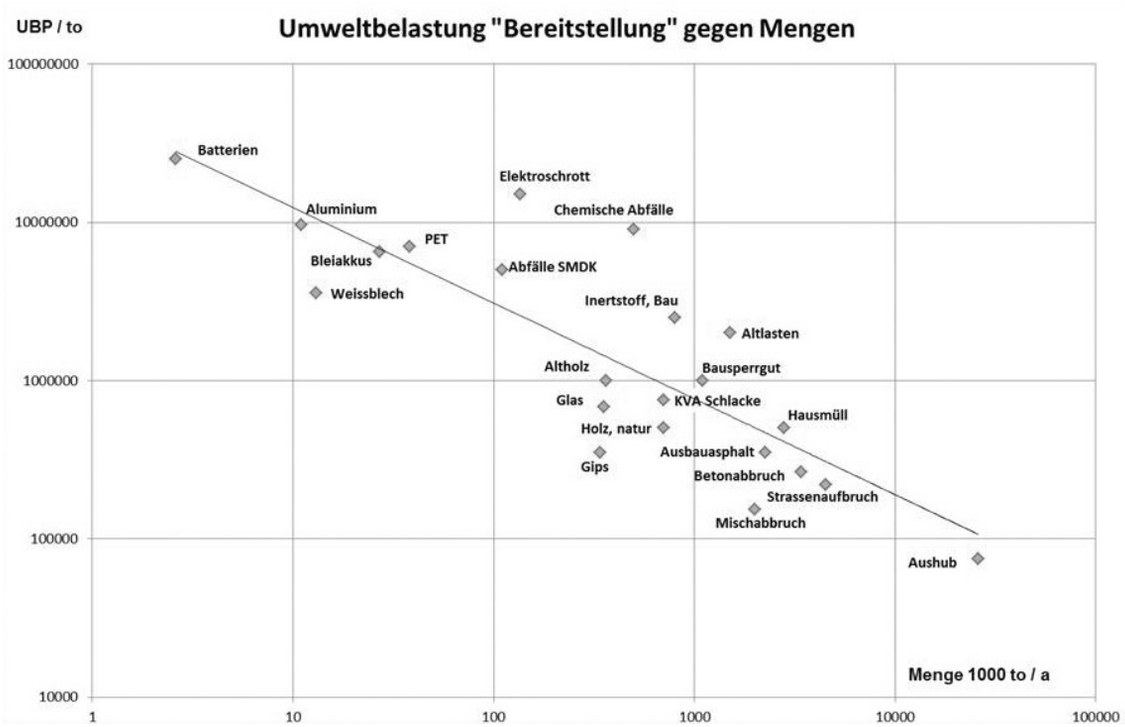


Abb. 1: Hauptabfallmengen der Schweiz zu Umweltbelastungspunkten „Bereitstellung".

4 RANGLISTE DER UMWELTAUSWIRKUNG DER SCHWEIZER ABFÄLLE

Sehr interessant ist die Multiplikation der relativen Umweltbelastungspunkte mit der Menge des Stoffstroms, d.h. die absolute Umweltauswirkung. Aus der absoluten Umweltauswirkung folgt die erwünschte „Rangliste" der Umweltbelastung der Schweizer Abfälle. Es zeigen sich erwartete und unerwartete Resultate.

UBP / to * Menge = Umweltauswirkung

1. Chemische Abfälle
2. Altlasten
3. Elektroschrott
4. Inertstoffe, Bau
5. Aushub
6. Siedlungsabfall
7. Bausperrgut
8. Strassenaufbruch
9. Betonabbruch
10. Ausbauasphalt
11. Abfälle SMDK
12. KVA Schlacke
13. Altholz, Bau
14. Altholz, natur
15. Mischabbruch
16. PET
17. Glas
18. Blei-Akkus
19. Gips
20. Aluminium
21. Batterien
22. Weissblech

Abb. 2: Rangliste der Umweltauswirkung der Schweizer Abfälle.

Nicht verwunderlich ist, dass die chemischen Abfälle die höchste Umweltauswirkung haben. Auch der Elektroschrott nimmt mit Rang 3 den erwartet hohen Platz ein. Überraschenderweise resultiert bei den Baustoffen, welche relativ zu anderen Materialien die Umwelt nur gering belasten, durch die grossen Mengen absolut eine hohe bis sehr hohe Umweltauswirkung.

5 SEKTORIELLE ZUORDNUNG

Wenn die Umweltauswirkung der Abfälle den drei Sektoren Industrie, Bau und Haushalt zugewiesen wird, zeigt sich klar, dass die Bautätigkeit mit ca. 50 % der totalen Umweltbelastung der Hauptabfallströme die grösste Umweltauswirkung hat. Auf dem 2. Podestplatz folgt die industrielle Tätigkeit mit ca. 30 %, wobei beachtet werden muss, dass ca. 50 % dieser Umweltauswirkung auf Altlasten zurückzuführen sind. Wenn die Altlasten dereinst bereinigt sind, wird die Industrie hinter die Umweltauswirkung der Haushalte (ca. 20 %) zurückfallen bzw. gleich sein.

UBP / to * Menge = Umweltauswirkung

1.	Chemische Abfälle	Industrie
2.	Altlasten	Industrie
3.	Elektroschrott	Haushalt
4.	Inertstoffe, Bau	Bau
5.	Aushub	Bau
6.	Siedlungsabfall	Haushalt
7.	Bausperrgut	Bau
8.	Strassenaufbruch	Bau
9.	Betonabbruch	Bau
10.	Ausbauasphalt	Bau
11.	Abfälle SMDK	Industrie
12.	KVA Schlacke	Haushalt
13.	Altholz, Bau	Bau
14.	Altholz, natur	Haushalt
15.	Mischabbruch	Bau
16.	PET	Haushalt
17.	Glas	Haushalt
18.	Blei-Akkus	Haushalt
19.	Gips	Bau
20.	Aluminium	Haushalt
21.	Batterien	Haushalt
22.	Weissblech	Haushalt

Die Bautätigkeit hat die grösste Umweltauswirkung

Abb. 3: Umweltauswirkung Industrie, Bau und Haushalt in der Schweiz.

6 REDUKTIONSPOTENTIAL DER UMWELTAUSWIRKUNGEN

Wird die Rangliste der Umweltauswirkung nach weiterem Reduktionspotential bewertet, folgt, dass die Situation nach unserer Einschätzung bei vielen Abfallströmen im grünen Bereich liegt. Gewisse Verbesserungen oder Optimierungen sehen wir bei den chemischen Abfällen, dem Elektroschrott, dem Siedlungsabfall, dem Bausperrgut und dem Mischabbruch. Beim Elektroschrott und den Siedungsabfällen wäre ausserdem eine Verminderung gut möglich. Wie eingangs erwähnt, produzieren wir alle immer noch viel zu viel Abfall.

Umweltauswirkung	Bewertung
1. Chemische Abfälle	Ggf. Optimierung möglich
2. Altlasten	Konsequente Umsetzung nötig
3. Elektroschrott	Reduktion nötig
4. Inertstoffe, Bau	Ressourcenverschwendung
5. Aushub	Ressourcenverschwendung
6. Siedlungsabfall	Reduktion und bessere Verwertung notwer
7. Bausperrgut	Optimierung möglich
8. Strassenaufbruch	Gelöst
9. Betonabbruch	Gelöst
10. Ausbauasphalt	Gelöst
11. Abfälle SMDK	Gelöst
12. KVA Schlacke	Gelöst
13. Altholz, Bau	Gelöst
14. Altholz, natur	Gelöst
15. Mischabbruch	Optimierung möglich
16. PET	Reduktion möglich
17. Glas	Reduktion möglich
18. Blei-Akkus	Reduktion möglich
19. Gips	Ressourcenverschwendung
20. Aluminium	Reduktion möglich
21. Batterien	Reduktion möglich
22. Weissblech	Reduktion möglich

Abb. 4: Bewertung Rangliste Umweltauswirkung der Schweizer Abfälle.

7 EXKURS HAUSHALTSABFÄLLE

Bei den Haushaltsabfällen sollte das ganze heutige System überdacht werden. Die Priorität sollte wieder auf Vermeiden und Vermindern zu liegen kommen. Wieso muss immer alles doppelt und dreifach eingepackt sein? Informationskampagnen sind angebracht, aber auch moderate Lenkungseingriffe des Staates sind wegen der Höhe des Abfallbergs bzw. der Grösse des Problems wahrscheinlich nicht vermeidbar. Dadurch könnte bei den separat gesammelten Mengen (PET, Glas, Alu, Batterien, Papier, etc.) die Menge reduziert werden. Für den dann ebenfalls reduzierten Restmüll sollte flächendeckend eine Trennung in „nass“ und „trocken“ eingeführt werden. Die nasse Fraktion kann vergast und in Energie überführt werden. Bei der trockenen Fraktion sollte analysiert werden, ob sich durch eine Vorsortierung Fraktionen abtrennen lassen, welche dann einer höheren ökologischen Verwertung zugeführt werden können. Z.B. Plastikabfälle sollten in einem thermischen Prozess verwertet werden, welcher die hohe Energiedichte von Plastik auch wirklich benötigt, z.B. in der Zement- oder Stahlproduktion. Die Kapazitäten an Kehrrichtverbrennung muss in der Folge angepasst werden.

8 PRIORITÄTEN FÜR EBERHARD

Der grösste Handlungsbedarf insgesamt zeigt sich bei den Inertstoffen (Bau), dem Aushub und dem Gips. Dass diese sehr grossen Stoffströme zurzeit meist auf Deponien landen, ist reine Ressourcenverschwendung. Das Recycling von Baumaterialien benötigt ungefähr gleich viel Energie wie die Gewinnung von Primärmaterialien. Das Recycling spart daher die Umweltbelastung der Deponierung und den entsprechenden Landverbrauch ein. Dies ist besonders in der

engräumigen Schweiz ein relevantes Thema.

Die Eberhard Unternehmungen setzen sich deshalb für die nächsten Jahre folgende Prioritäten:

- Bessere Aufbereitung von Mischabbruch und Bausperrgut,
- Betonherstellung aus dem mineralischen Anteil von „Inertstoffen“,
- Betonherstellung aus dem mineralischen Anteil von Aushub und Asphalt sowie
- Gipsrecycling.

9 FALLBEISPIEL KIES

Die Analyse der Situation der verfügbaren Kiesreserven in der Schweiz zeigt, dass sich die abbaubaren Reserven durch den hohen Kiesbedarf durch die Bautätigkeit reduzieren. Da aber der Grundwasserschutz, der Landschaftsschutz und die Bauzonen ebenfalls signifikante Teile der Kiesreserven „verbrauchen“, wird in naher Zukunft in der Schweiz Kies knapp werden. Dies wurde bereits 1986 vorausgesagt, wie aus dem untenstehenden Bild ersichtlich ist. Die „Kiesreserven“ in Form von Bauten steigen hingegen stetig an.

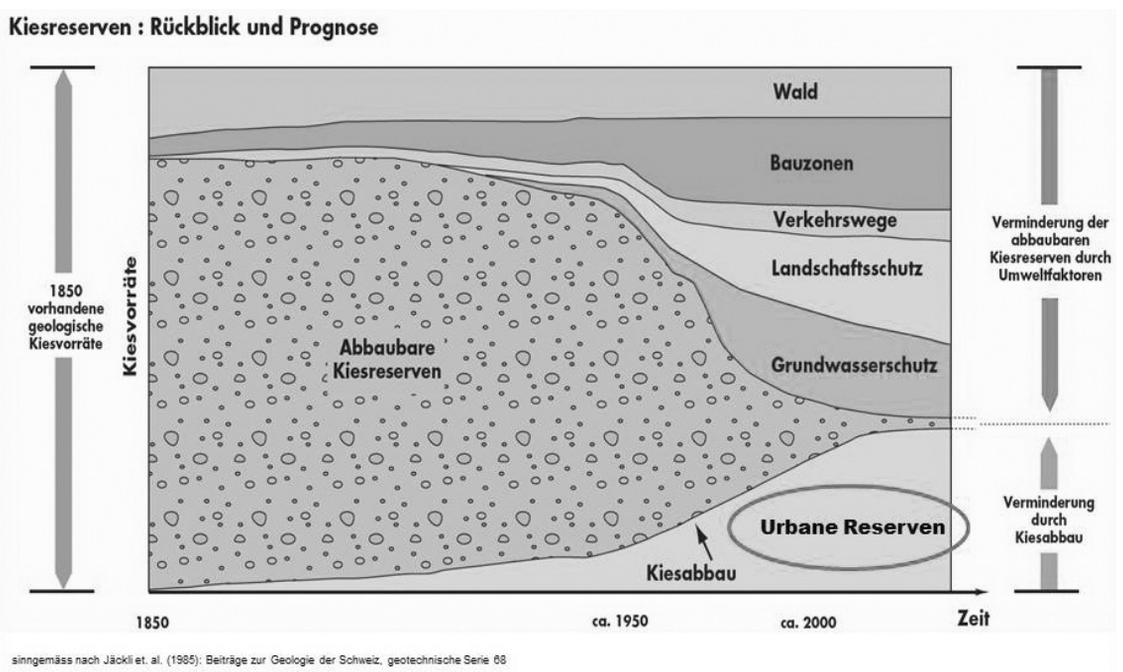


Abb. 5: Kiesreserven der Schweiz (Jäckli & Schindler 1986).

Wie aus untenstehender Bilanz ersichtlich wird, beträgt der heutige Kiesverbrauch der Schweiz rund 26 Mio. Tonnen pro Jahr. Dabei wird vom derzeitigen Betonverbrauch der Zementanteil abgezogen. Zieht man die bereits heute recyclierten Mengen an Baustoffen (nur ca. 8 %) ab, verbleibt ein Primärkiesverbrauch von 24 Mio. Tonnen pro Jahr. Die deponierte saubere Aushubmenge liegt bei rund 30 Mio. t/a. Unter der konservativen Annahme, dass davon ca. 50 % Material ist, welcher für die Betonproduktion nicht verwendet werden kann, verbleiben 15 Mio. Tonnen, welche die natürlichen Kiesreserven entlasten könnten. Dadurch würde sich der Kiesverbrauch auf ca. 10 Mio. t/a reduzieren. Diese 10 Mio. Tonnen entsprechen ziemlich genau den heute noch nicht recyclierten Baustoffen. Bei intelligenter Organisation müsste daher heute in der Schweiz kein Kies extra für die Betonproduktion mehr abgebaut werden.

Betonverbrauch	30 Mio. t	Aushubmenge	30 Mio. t
– Zementmenge	4 Mio. t	– 50% nicht verwendbar	15 Mio. t
Kiesverbrauch	26 Mio. t	Kiesersatz durch Aushub	15 Mio. t
– Recycling heute	2 Mio. t	Ab- und Ausbuchmenge	12 Mio. t
		– Recycling heute	2 Mio. t
Kiesverbrauch primär	**24 Mio. t**	Kiesersatz Recycling	10 Mio. t
		Kiesersatz total	**25 Mio. t**

Abb. 6: Bilanz Kiesersatz der Schweiz (BAFU 2015), (AWEL 2012).

Um dies zu erreichen sind auch hier moderate Impulse des Staates nötig. Z.B. sollte der Staat, welcher in der Schweiz ca. 50 % des Bauvolumens verantwortet, zunächst flächendeckend als Vorreiter auf Recyclingmaterialien bestehen. Zunächst im Hochbau, dann aber auch im Tiefbau. Die Pflicht zur Verwendung von Recyclingmaterialien sollte nur ausgesetzt werden, falls es dafür adäquate Gründe gibt, z.B. Statik, Denkmalschutz, etc. Diese Massnahme könnte morgen ohne Veränderung der Rechtslage umgesetzt werden. In einem zweiten Schritt könnten dann auch nicht staatliche Bauherren zur Verwendung von Recyclingprodukten motiviert werden.

Ziel ist, den derzeit grössten Abfallstrom aus etwa 40 Mio. Tonnen Aushub- und Abbruchmaterial pro Jahr in den Baukreislauf rückzuführen. Dies wäre mit einer starken Reduktion der Umweltbelastung verbunden und würde gleichzeitig einen enormen Gewinn an Nachhaltigkeit gewähren, Stichwort Grüne Wirtschaft. Auch ergibt sich eine Reduktion der Abhängigkeit von Importen und inländische Arbeitsplätze werden geschaffen. Die Konflikte und Umwelteinflüsse beim Primärabbau werden reduziert, sowie die Transporte. Die Bautätigkeit hätte nicht mehr die grösste Umweltauswirkung unter den Schweizer Abfällen.

Für die Zukunft ist daher davon auszugehen, dass die Eberhard Unternehmungen noch grössere Abfallströme aufbereiten dürfen. Mit den derzeit vorhandenen Systemen und den in Entwicklung stehenden Innovationen werden diese Herausforderungen gemeistert werden.

LITERATUR

Bischof, S. (2010) *Ökobilanzen rezyklierter Gesteinskörnung für Beton.* Ein Forschungsbericht der Holcim (Schweiz) AG.

Bunge, R. (2016) Recycling ist gut, mehr Recycling ist besser – oder nicht? In: *Recycling und Rohstoffe,* Band 9, 79-90 (Hrsg.: Thomé-Kozmiensky, K. J. & Daniel Goldmann D.).

Bunge, R. & Stäubli, A. (2014) Metalle – Reserven, Preise, Umwelt. In: *Recycling und Rohstoffe,* Band 7, 271-285 (Hrsg.: Thomé-Kozmiensky, K. J. & Daniel Goldmann D.).

Dettli, R., Fasko, R., Frei, U. & Habermachr, F. (2014) *Transformation der Abfallverwertung in der Schweiz für eine hohe und zeitlich optimierte Energieausnutzung.* Schlussbericht des Bundesamt für Energie BFE & Bundesamt für Umweltschutz BAFU.

Frischknecht, R. & Büsser Knöpfel, S. (2013) *Ökofaktoren Schweiz 2013 gemäss der Methode der ökologischen Knappheit.* Hrsg.: Bundesamt für Umwelt BAFU; Öbu – Netzwerk für nachhaltiges Wirtschaften.

Guerra, G. & Kast, B. (2015) *Bauabfälle in der Schweiz – Hochbau Studie 2015.* Wuest & Partner im Auftrag von Bundesamt für Umwelt BAFU Bern.

Jäckli, H. & Schindler, C. (1986) Möglichkeiten der Substitution hochwertiger Alluvialkiese durch andere mineralische Rohstoffe. Beitr. *Geol. Schweiz, geotech. Ser.,* 68.

Kohler F. (2009) *Materialaufwand der Schweiz - Umweltstatistik Schweiz Nr. 14.* Bundesamt für Statistik (BFS).

Monteil, M.B. (2016) *VVEA ! Alles neu ?* Vortrag - VVEA-Tagung 1.0 – Recycling lohnt sich.

Ökobilanzdaten im Baubereich (2009) 2009/1:2014, KBOB c/o BBL Bundesamt für Bauten und Logistik.

Rubli, S. & Inderbitzin, C. (2015) *Bauabfallaufbereitungsanlagen - Jahresbericht zu den Inspektionen 2014.* Amt für Abfall, Wasser, Energie und Luft (AWEL) & Aushub-, Rückbau- und Recycling-Verband Schweiz (ARV).

Schenk, K. (2002) Bauabfälle von heute sind Baustoffe von morgen. *umwelt* 3/02, 28-30.
Schneider, M. (2011) *Ablagerung von unverschmutztem Aushubmaterial in Materialabbaustellen und Inertstoffdeponien.* Auftraggeber Bundesamt für Umwelt BAFU, Abteilung Abfall und Rohstoffe.
Stäubli, B. & Winzeler, R. (2015) *Zahlen zur Siedlungsabfallwirtschaft 1998 – 2013.* Baudirektion Kanton Zürich; AWEL Amt für Abfall, Wasser, Energie und Luft; Abteilung Abfallwirtschaft.
Steiger U. (2014) *Erhebung der Kehrichtzusammensetzung 2012*. Bundesamt für Umwelt, Bern.
Wilhelm M. (2012) *Vom Flaschendilemma zur Unmöglichkeit einer Nachhaltigen Entwicklung.* 7. Schweizer Forum Fachdidaktiken Naturwissenschaften 20. Januar 2012, PHSG Gossau.

Rohstoffe für Erneuerbare Energien – Knappheit oder Überfluss?

M. Mocker
Ostbayerische Technische Hochschule Amberg-Weiden, Amberg, Deutschland

J. Aigner & S. Kroop
Fraunhofer-Institut für Umwelt-, Sicherheits- und Energietechnik UMSICHT, Institutsteil Sulzbach-Rosenberg, Sulzbach-Rosenberg, Deutschland

KURZFASSUNG: Windkraftanlagen, Photovoltaikanlagen und die Elektromobilität zeichnen sich durch einen sehr hohen Bedarf an Technologierohstoffen aus. Während bereits früher Kobalt, Lithium, Silber, Neodym und Dysprosium als kritisch identifiziert wurden, ist diese Auflistung nun um die Elemente Aluminium und Blei zu ergänzen. Sehr optimistische Ausbauprognosen für das Jahr 2040 im Vergleich zum Bezugsjahr 2012 würden dazu führen, dass schon der Verbrauch an Lithium, Neodym und Dysprosium für die drei genannten Technologien allein die aktuelle Produktion zum Teil erheblich übersteigen würde. Dementsprechend sollten Hochleistungspermanentmagnete in Generatoren und Elektromotoren zielgerichtet und effizient eingesetzt werden. Besondere Vorteile bietet ihre Verwendung in Elektrofahrzeugen und zum Teil in Windkraftanlagen auf See. Im Hinblick auf die politische und ökologische Situation in den Hauptförderländern ist vor allem Kobalt sehr kritisch zu bewerten. Weiterentwicklungen der Elektrodensysteme in Lithium-Ionen-Batterien mit (teilweiser) Substitution dieses Elements sind ebenfalls zu begrüßen.

1 EINLEITUNG

Durch den erfolgreichen Klimagipfel von Paris rückte die Erfordernis der Energiewende wieder in den Blickpunkt der Öffentlichkeit. Szenarien einer vollständigen, regenerativen Energieversorgung gelten sowohl für Industrienationen als auch für aufstrebende Entwicklungs- und Schwellenländer als realistisch, sofern der Umbau der Energiesysteme mit der Entwicklung von Effizienz- und Speichertechnologien einhergeht. Die hauptsächliche Motivation für die Energiewende stellt die Verminderung von Treibhausgasemissionen dar, um die Erwärmung der Atmosphäre auf den angestrebten Wert „deutlich unter zwei Grad“ zu begrenzen. Darüber hinaus bedeutet ein Verzicht auf die Verwendung der fossilen Energierohstoffe Öl, Gas und Kohle vermeintlich auch die Unabhängigkeit von der Endlichkeit irdischer Rohstoffe. Tatsächlich bilden solare Strahlungsenergie, Wind- und Wasserkraft sowie Geothermie quasi unerschöpfliche Potenziale, und auch der jährliche Zuwachs an Biomasse übersteigt den globalen Primärenergiebedarf um ein Vielfaches. Die Errichtung technischer Anlagen zur Nutzbarmachung dieser Potenziale ist jedoch mit einem erheblichen Bedarf an metallischen und mineralischen Rohstoffen verbunden, der insbesondere bei Windgeneratoren, Photovoltaikanlagen und dem Ausbau der Elektromobilität zu unerwarteten Restriktionen führen könnte.

Um mögliche Engpässe in der Versorgung einzelner Rohstoffe zu erkennen, wurden in einer früheren Untersuchung typische Anlagentechniken hinsichtlich des Materialeinsatzes bilanziert und mit globalen Ausbauszenarien dieser Technologien abgeglichen (Mocker et al. 2015). Dabei zeigte sich, dass der bis zum Jahr 2030 zusätzlich zu erwartende Bedarf für die Elemente Dysprosium, Kobalt, Lithium, Neodym und Silber den Schwellenwert von zehn Prozent der kumulierten Produktion teilweise deutlich übersteigt. Der Bedarf an Kupfer beträgt diesen Berechnungen zu Folge etwas mehr als drei Prozent der kumulierten Produktion bis 2030.

Der zusätzliche Rohstoffbedarf für Erneuerbare Energien (EE) wird spürbare Einflüsse auf die Rohstoffmärkte dieser Elemente ausüben. Um mögliche Verfügbarkeitseinschränkungen hieraus rechtzeitig zu erkennen, müssen die Berechnungen regelmäßig aktualisiert und fortgeschrieben werden. Im vorliegenden Beitrag wird das Ergebnis einer Hochrechnung bis zum Jahr 2040 auf der Basis neuerer Prognosen zum Ausbau der Erneuerbaren Energien präsentiert.

2 METHODIK

Prognosen zum globalen Ausbau der EE werden von verschiedenen Institutionen periodisch fortgeschrieben. Daraus geht die für die einzelnen Erzeugungstechnologien installierte elektrische Leistung in einem bestimmten Bezugsjahr hervor. Aus der Differenz kann auf den Leistungszubau in einem bestimmten Zeitraum, hier die Jahre von 2013 bis einschließlich 2040, geschlossen werden. Der spezifische Materialbedarf pro Leistungseinheit ergibt sich aus Ökobilanzen, einschlägigen Studien und eigenen Untersuchungen. Aus beiden Zahlen errechnet sich ein Absolutwert für den mit dem Zubau verbundenen Rohstoffbedarf. Zur weiteren Beurteilung wird dieser Rohstoffbedarf nun ins Verhältnis zum Rohstoffabbau im selben Zeitraum gesetzt. Die Kritikalitätsstufe ist erreicht, wenn mehr als 10 % der kumulierten Produktion als hier frei gewählter Schwellenwert für den Ausbau der EE aufzuwenden wären. Abgerundet wird die Kritikalitätsbewertung durch die Berechnung der statischen Reichweiten und das politische und ökologische Länderrisiko für die betrachteten Elemente.

2.1 Energieszenarien

Daten zum Ausbau der Windkraft und Photovoltaik wurden dem fünften World Energy Scenario entnommen (Greenpeace 2015). Diese aktuelle Prognose beinhaltet eine konservativ gehaltene Schätzung („Reference Scenario“), einen Ausbaupfad mit klimaverträglichen CO_2-Emissionen bei gleichzeitigem Atomausstieg bis zum Jahr 2050 („Energy [R]evelution“) sowie ein sehr ambitioniertes Szenario unter Annahme einer vollständig regenerativen globalen Energieversorgung bis zum selben Jahr („Advanced Energy [R]evolution“). Die geschätzte Anzahl an batterieelektrischen Kfz und Plug-in-Hybridfahrzeugen im Jahr 2030 lehnt sich an eine Veröffentlichung der Internationalen Energie Agentur an (IEA 2016). Bis 2040 wurde mit den dort genannten Steigerungsraten zwischen 7 und 10 % p.a. hochgerechnet. Der Zubau an elektrischer Anlagenleistung bzw. an Elektrofahrzeugen ergibt sich aus der Differenz der Prognosen für 2040 und des Bestands im Bezugsjahr 2012 und ist in Tab. 1 dargestellt.

Tab. 1: Angenommener Zubau an Anlagenleistung (Wind, PV) bzw. an Elektrofahrzeugen von 2012 bis 2040 (Greenpeace 2015, IEA 2016, eigene Berechnungen).

Szenario	Windkraft [GW]	Photovoltaik [GW]	Elektrofahrzeuge [Mio. Stück]
Reference Scenario	721	538	43,11
Energy [R]evelution	4.039	4.891	225,93
Advanced Energy [R]evolution	5.615	5.615	362,95

2.2 Materialbilanzen

Im vorliegenden Beitrag wurden die Technologien Windenergie, Photovoltaik und Elektromobilität genauer untersucht. Im Hinblick auf Art und Menge der eingesetzten Rohstoffe unterscheiden sich diese drei Technologien relativ deutlich von Anlagen zur Nutzung der übrigen erneuerbaren Energieträger Biomasse, Wasserkraft und Geothermie, bei denen im Wesentlichen konventionelle Stahl- und Verbundwerkstoffe, z.B. Kesselstähle, zum Einsatz kommen. Die Abschätzung des zukünftigen Bedarfs an mineralischen Rohstoffen beruht auf Daten aus Ökobilanzen, in denen die in den Anlagen verbauten Materialien inventarisiert vorliegen. Au-ßerdem dienten eigene Erkenntnisse als Datengrundlage. Bei Windkraftanlagen an Land wurde ein gleichverteilter Anlagenmix aus Bauformen mit Getriebe und fremderregtem Generator, Getriebe und permanenterregtem Generator sowie getriebelos mit fremderregtem Generator angenommen. Im offshore-Bereich wurde die ausschließliche Verwendung von permanenterregten Generatoren als eine Art „worst case“ Szenario postuliert (D’Souza et al. 2011, Moss et al. 2011, Garret & Rønde 2014). Diese Bauform unter Verwendung von Neodym und Dysprosium in Hochleistungsmagneten wurde auch bei Elektrofahrzeugen vorausgesetzt. Als Batteriesystem dienen Nickel-Mangan-Cobalt-Oxide-Zellen (NMC-Zellen), die neben Lithium nennenswerte Mengen an Kobalt, Nickel und Mangan enthalten (Buchert et al. 2011, Habermacher 2011, Dunn et al. 2012). Bei der Photovoltaik wurden ausschließlich die marktbeherrschenden siliziumbasierten Module bilanziert. Der prognostizierte Bedarf an Silber erklärt sich aus dem Einsatz als Kontaktmetall bei der Solarmodulproduktion.

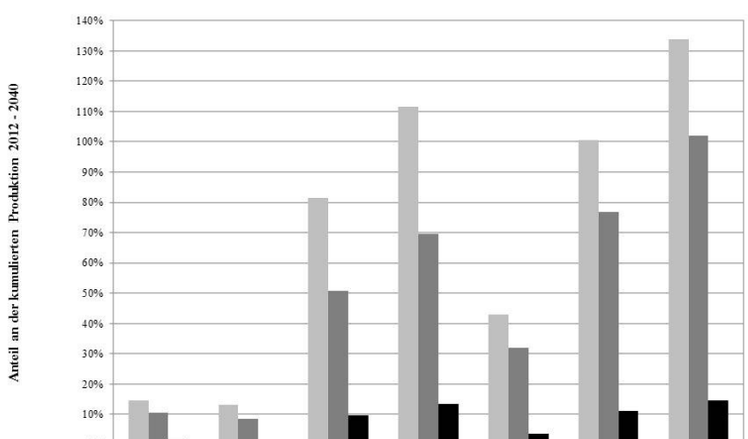
2.3 Kritikalitätsbewertung

Zum Vergleich mit der Bergbauproduktion der betrachteten Rohstoffe wurden Angaben des U.S. Geological Survey zu Grunde gelegt (USGS 2016). Unter Annahme gleichbleibender Fördermengen errechnet sich die kumulierte Produktion aus der Multiplikation der Daten für 2015 mit der Anzahl der Jahre im Betrachtungszeitraum. Statische Reichweiten wurden anhand von Angaben zu Rohstoffreserven in der gleichen Quelle gebildet. Die Systematik zur Bewertung der politischen und ökologischen Leistungsfähigkeit der Förderländer nach einer bekannten Methodik wurde beibehalten (IZT 2011).

3 ERGEBNISSE

Abb. 1 enthält alle Elemente, deren Bedarf für die betrachteten Technologien Windkraft, Photovoltaik und Elektromobilität den Schwellenwert von 10 % der kumulierten Förderung in mindestens einem Energieszenario überschreitet. Unter sehr optimistischen Annahmen übersteigt der Bedarf an Lithium, Neodym und Dysprosium für die drei betrachteten Technologien die kumulierte Förderung zum Teil erheblich, zudem liegen nun auch Aluminium und Blei über der Mengenschwelle. Die Seltenen Erden werden dabei zu etwa gleichen Teilen in Windenergieanlagen und Elektrofahrzeugen benötigt, während der Bedarf an Lithium ausschließlich den Batterien in Letzteren entstammt. Aluminium findet als Leichtbauwerkstoff vielfältige Verwendung, Blei wird in Seekabeln verbaut. Selbst unter Mutmaßung eines sehr moderaten Ausbaus der Erneuerbaren läge der Bedarf an Lithium, Neodym und Dysprosium noch über dem Schwellenwert von 10 %.

Die Angaben zur statischen Reichweite in Abb. 1 sind auf die Rohstoffreserven bezogen und lassen von daher keine Rückschlüsse auf den tatsächlichen Erschöpfungszeitpunkt der Vorräte zu. Für Aluminium werden vom USGS keine Reserven angegeben, aufgrund der sehr hohen Bauxitressourcen sind hier aber keine Engpässe zu erwarten (USGS 2016). Für die Rohstoffgruppe der Seltenen Erden (SE) errechnet sich nach diesen Angaben eine Reichweite von etwas über 1.000 Jahren. Wegen sehr unterschiedlicher Konzentration der einzelnen SE-Elemente in den bekannten Rohstoffvorkommen ist aber vor allem bei den Schweren Seltenen Erden, zu denen auch Dysprosium gezählt wird, durchaus mit Verfügbarkeitseinschränkungen zu rechnen (Elsner 2011). Im Hinblick auf die politische und ökologische Situation der Förderländer ergaben sich keine größeren Verschiebungen gegenüber den früheren Erkenntnissen (Mocker et al. 2015). Unter diesen Aspekten ist vor allem Kobalt sehr kritisch zu bewerten, da rund die Hälfte der Produktion aus der Demokratischen Republik Kongo stammt. Bei der Produktion der neu hinzugekommen Elemente Aluminium und Blei ist China dominierend, das in beiden Kenngrößen Platzierungen im unteren Mittelfeld aufweist.



	Aluminium	Blei	Kobalt	Lithium	Silber	Neodym	Dysprosium
Advanced Energy [R]evolution	14,4%	13,2%	81,5%	111,7%	43,0%	100,7%	133,8%
Energy [R]evolution	10,6%	8,5%	50,8%	69,5%	32,0%	76,8%	102,1%
Reference Scenario	1,2%	1,0%	9,7%	13,3%	3,5%	10,9%	14,5%
statische Reichweite [a]		18,9	57,3	430,8	20,9		

Abb. 1: Anteil an der kumulierten Produktion und statische Reichweite ausgewählter Rohstoffe in EE-Technologien.

4 SCHLUSSFOLGERUNG

Die Ergebnisse zeigen erneut, dass der Ausbau der EE neben der Verwendung biogener Rohstoffe auch zu einem erheblichen Mehrbedarf an Technologierohstoffen führen wird. Für die bereits früher als limitierend identifizierten Elemente Kobalt, Lithium, Silber, Neodym und Dysprosium sind noch erheblich größere Marktverwerfungen als bisher angenommen zu erwarten, zudem wächst die „Watchlist" der kritischen Rohstoffe um Blei und Aluminium an. Offensichtlich spielen derartige Restriktionen in den Ausbauszenaren aber immer noch keine gebührende Rolle. Die vorgestellten Resultate ließen sich zwar durch Veränderung einiger der getroffenen Annahmen etwas günstiger darstellen, dennoch liefern die Ergebnisse Hinweise auf mögliche Knappheiten bei der Rohstoffversorgung und die daraus zu ziehenden Schlüsse.

Um die von seriösen Institutionen propagierten Ziele zu erreichen, sind deshalb erhebliche Anstrengungen in technologischer Hinsicht vonnöten. Bei Hochleistungspermanentmagneten sind Verfügbarkeitseinschränkungen insbesondere für Dysprosium zu erwarten. Die bereits laufenden Entwicklungen zur sparsameren Verwendung dieses Elementes sind deshalb ausdrücklich zu begrüßen. Weiterhin sollten die Magnete bevorzugt dort Einsatz finden, wo sie besondere Vorteile bringen. Hinsichtlich Baugröße und Gewicht ist dies vor allem bei der Elektromobilität der Fall, bei Offshore-Windkraftanlagen kommt auch die geringere Stör- und Wartungsanfälligkeit von permanenterregten, getriebelosen Generatoren zum Tragen. Demgegenüber bestehen bei Windkraftanlagen an Land durchaus bewährte technologische Alternativen zum Einsatz von Permanentmagneten. Ein dadurch bedingter Mehrbedarf an Kupfer fiele unter den hier betrachteten Aspekten kaum ins Gewicht. Der erhebliche Verbrauch an Kobalt und Lithium stellt große Fragezeichen an die sehr optimistischen Wachstumsprognosen bezüglich der Entwicklung der Elektromobilität. Während sich Lithium durch eine ausreichende Reichweite und vergleichsweise stabile Förderländer auszeichnet, ist die Substitution von Kobalt in den Elektrodensystemen von Lithium-Ionen-Batterien unbedingt zu forcieren. Die gleiche Empfehlung gilt für den Ersatz von Silber als Kontaktmaterial in der Produktion von Solarzellen.

LITERATUR

Aigner, J., Franke, M., Kroop, S., Lohmeyer, R. & Mocker, M. (2015) Technologierohstoffe für erneuerbare Energien – Verfügbarkeit und ökologische Aspekte. *Chemie Ingenieur Technik* 87 (Nr. 4), 439-448.

Barnes, M., Dunn, J.B., Gaines, L., Sullivan, J. & Wang, M. (2012) *Material and energy flows in the materials production, assembly and end-of-life stages of the automotive lithium-ion battery life cycle.* Oak Bridge, United States of America: Argonne National Laboratory, US Department of Energy.

Buchert, M., Jenseit, W., Merz, C. & Schüler, D. (2011) *Ökobilanz zum Recycling von Lithium-Ionen-Batterien* (LithoRec). Freiburg, Germany: Öko-Institut e.V.

D'Souza, N., Gbegbaje-Das, E. & Shonfield, P. (2011) *Life Cycle Assessment of Electricity Production from a Vestas V112 Turbine Wind Plant.* Copenhagen, Denmark: PE North West Europe ApS.

Elsner, H. (2011) Kritische Versorgungslage mit schweren Seltenen Erden – Entwicklung „Grüner Technologien" gefährdet? *Commodity Top News* Nr. 36, Hannover, Germany: Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe (BGR).

Garret, P. & Rønde, K. (2014) *Life Cycle Assessment of Electricity Production from an onshore V126-3.3 MW Wind Plant.* Aarhus, Denmark: Vestas Wind Systems A/S .

Global Wind Energy Council, Greenpeace International & SolarPowerEurope (2015) *energy [r]evolution, a sustainable world, energy outlook 2015*. Amsterdam, Netherlands.

Habermacher, F. (2011) *Modelling material inventories and environmental impacts of electric passenger cars.* Master Thesis an der ETH Zürich, Switzerland.

IEA International Energy Agency (2016) *Global EV Outlook 2016.* Paris, France

IZT Institut für Zukunftsstudien und Technologiebewertung (Hrsg.) (2011) *Kritische Rohstoffe für Deutschland.* Berlin, Germany.

Kara, H., Kooroshy, J., Moss, R., Tzimas, E. & Willis, P. (2011) *Critical Metals in Strategic Energy Technologies.* Luxemburg: European Commission, Joint Research Centre, Institute for Energy and Transport.

USGS (2016) *Mineral commodity summaries 2016*. Reston, Virginia, United States of America: U.S. Geological Survey.

Zimmermann, T. (2013) Parameterized tool for site specific LCAs of wind. *International Journal of Life Cycle Assessment* 18, 49-60.

Beitrag der Verbrennung zum Recycling

W. Hauer & M. Merstallinger
Technisches Büro HAUER Umweltwirtschaft GmbH, Korneuburg, Österreich

H. Schöner
Austria Glas Recycling GmbH, Wien, Österreich

KURZFASSUNG: Verbrennungsanlagen waren ursprünglich zum Verringern des Abfallvolumens und zur Inertisierung der Abfälle vor deren Deponierung bestimmt. Nun können sie immer mehr Aufgaben nicht nur zur Nutzung der Energie sondern auch zum Recycling von Teilen der Verbrennungsrückstände übernehmen.

1 EINLEITUNG

Mit einem Vorschlag zur Novellierung der EU-Abfallgesetzgebung sollte „die Abfallwirtschaft in der Union verbessert werden". Dazu sollten die Zielvorgaben für die Vorbereitung zur Wiederverwendung und das Recycling von Abfällen … geändert werden" (Europäisches Parlament 2015). Dazu werden Quoten vorgeschlagen, in welchem Ausmaß Siedlungsabfälle einer Vorbereitung zur Wiederverwendung bzw. einem Recycling unterzogen werden müssen: 60 % bis 2025 und 65 % bis 2030.

„Für die Zwecke der Berechnung ist das Gewicht der „recycelten" Siedlungsabfälle das Gewicht des dem abschließenden Recyclingverfahren zugeführten Abfalls (Input)" (Europäisches Parlament 2015). Es dürfen somit nicht mehr die Mengen an getrennt gesammelten Altstoffen als „Recycling" berücksichtigt werden sondern nur die von Fehlwürfen befreiten und für die Herstellung eines Sekundärrohstoffes netto eingesetzten Mengen.

Im Entwurf zur Novelle wird ausgeführt, dass auch aus Verbrennungsrückständen abgeschiedene Metalle berücksichtigt werden können (Europäisches Parlament 2015). Manche Abfallverbrennungsanlagen können aber noch viel mehr zur Zielerreichung beitragen.

2 BEITRÄGE ZUR ZIELERREICHUNG

In Österreich fallen jährlich etwa vier Millionen Tonnen an Siedlungsabfällen an. Um die geforderten Quoten von 60 % bzw. 65 % zu erreichen, müssten demnach 2,4 Mio. Tonnen bzw. ab dem Jahr 2030 2,6 Mio. Tonnen einer Wiederverwendung oder einem Recycling zugeführt werden. Im Jahr 2014 betrug der Wert etwa 2,2 Mio. Tonnen. Daraus ergibt sich, dass zusätzliche 200.000 t/a bis zum Jahr 2025 bzw. 400.000 t/a ab 2030 Richtung Wiederverwendung oder Recycling gelenkt werden müssen.

2.1 Beitrag der getrennten Sammlung

Die getrennte Sammlung von Siedlungsabfällen ist in Österreich weitgehend ausgereizt: Glas, Papier und Gartenabfälle werden zu mehr als 80 % getrennt gesammelt. Von den sperrigen Abfällen werden rund drei Viertel als verwertbare Fraktionen gesammelt, dazu zählen vor allem Holz, Schrott und Papier/Kartonagen. Wo bestehen noch Potentiale? Im Restabfall befinden sich noch rund 250.000 t/a an Küchenabfällen. Würde davon die Hälfte getrennt erfasst und kompostiert, so wären die Ziele für 2025 erreicht, aber noch nicht jene für 2030. Da fehlen nochmals zumindest 200.000 t/a (vgl. Abbildung 1).

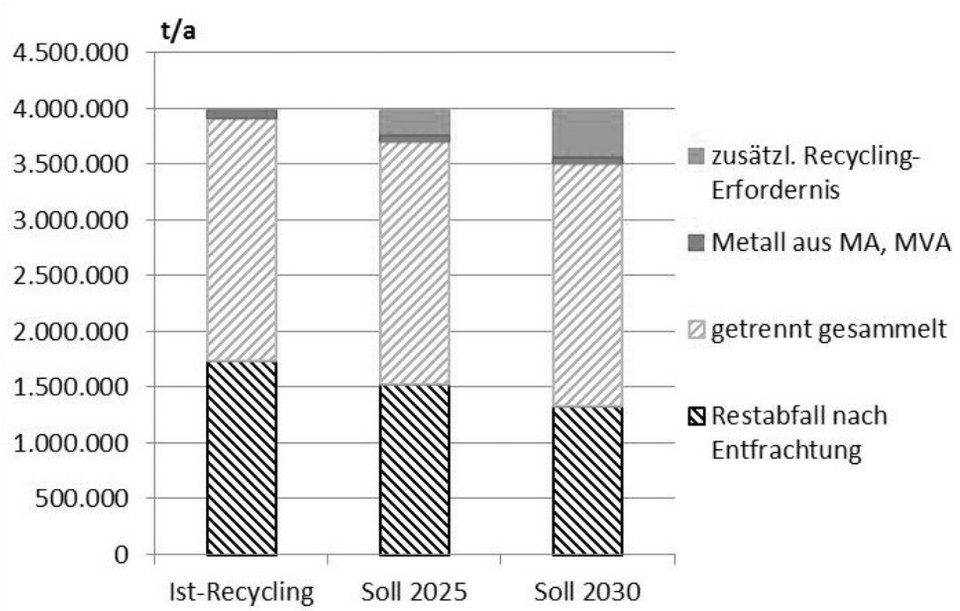


Abb. 1: Beiträge zum Erreichen der Ziele „60 %“ für 2025 und „65 %“ für 2030.

2.2 Beitrag der Abfallverbrennung

Der Beitrag der Abfallverbrennung zum Recycling beträgt derzeit rund 50.000 t/a durch die Abscheidung von Metallen aus den Verbrennungsrückständen. Wie weit kann dieser Beitrag gesteigert werden?

2.2.1 Metalle

Die Abscheidung von Metallen aus Verbrennungsrückständen unterliegt deutlichen technologischen Fortschritten. War bislang „nur“ eine Abscheidung von Grobschrott aus MVA-Schlacke Standard, so werden nun auch Feinschrotte und Buntmetalle mit hoher Effizienz aus den Verbrennungsrückständen abgetrennt. Dabei werden nicht nur Metalle abgeschieden, die grundsätzlich auch im Vorfeld getrennt gesammelt werden hätten können. Es wird auch ein erheblicher Anteil an Metallen erst im Verbrennungsprozess freigelegt und steht erst nach dem „Abbrennen“ anderer Werkstoffe abtrennbar zur Verfügung wie u.a. Beschläge aus Möbeln, Taschen- und Gürtelschnallen, Metallteile in Kunststoffartikeln, Sohlen von Schuhen, etc.. (vgl. Abbildung 2) Untersuchungen zeigen, dass ein Viertel bis ein Drittel der derzeit nach der Abfallverbrennung abgeschiedenen Metalle im Input nicht als Metallartikel vorhanden war sondern Teil eines anderen Gegenstandes war, teilweise untrennbar verbunden.

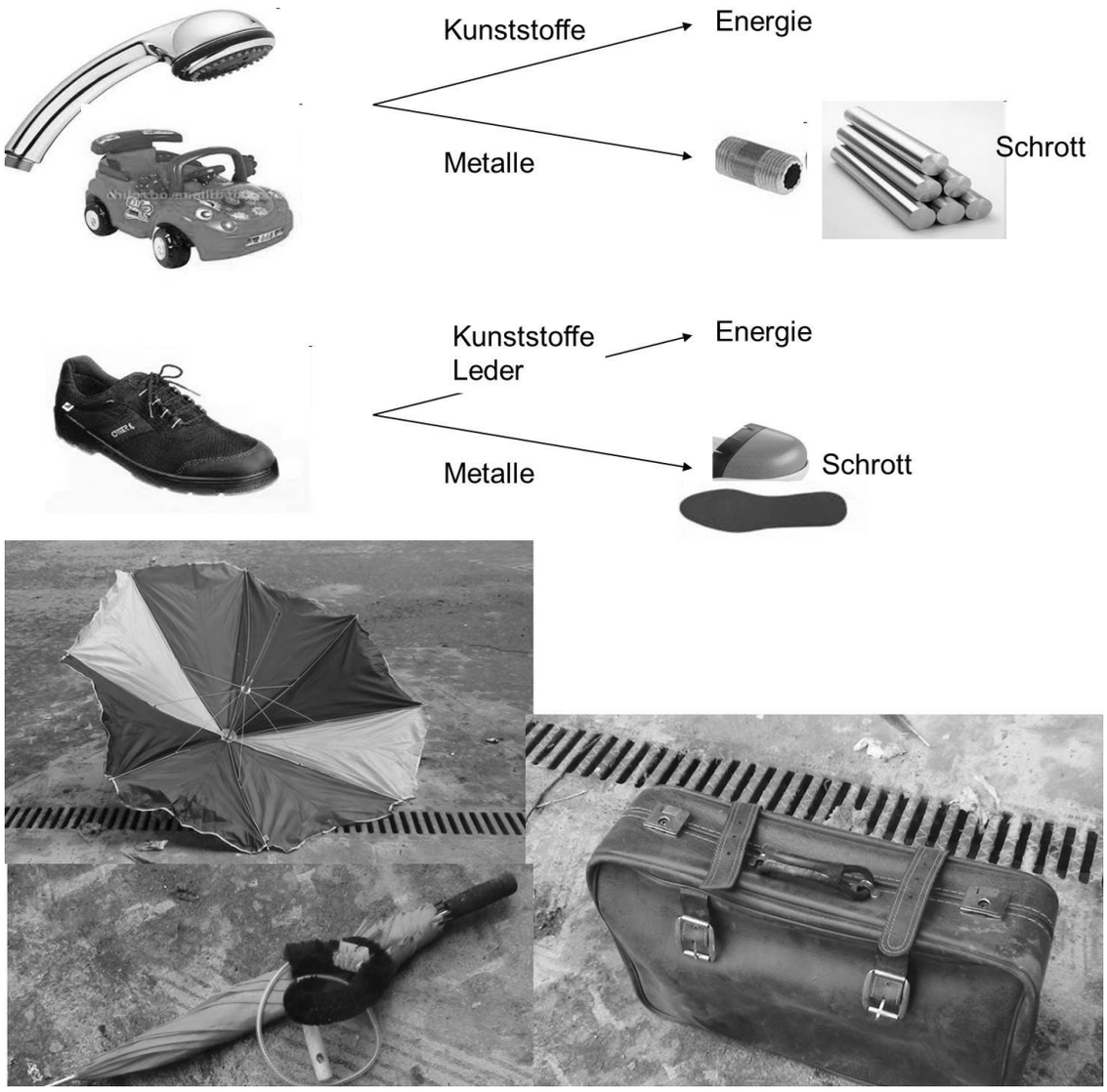


Abb. 2: Beispiele für Produkte, deren Metallanteile erst im Verbrennungsprozess freigelegt werden.

Somit liefert die Abfallverbrennung einen Beitrag, den eine getrennte Sammlung nicht liefern kann.

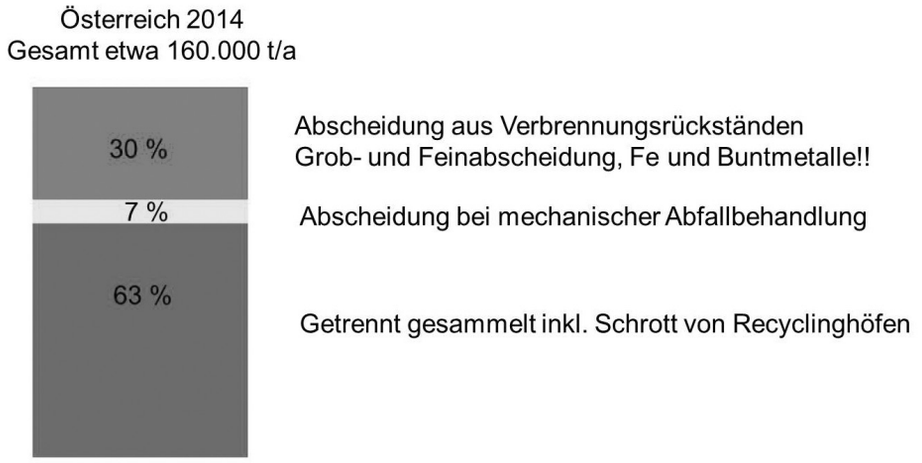


Abb. 3: Beiträge verschiedener Maßnahmen zur Erfassung von Metallen aus Siedlungsabfällen.

2.2.2 Glas

Bei trockenem Austrag von Verbrennungsrückständen wie insbesondere nach Wirbelschichtfeuerung kann Glas (Weiß- und Buntglas) von der Bettasche getrennt werden. Dies gelingt durch verschiedene Siebungen und optische Verfahren. In einem ersten Schritt wurde Glas abgetrennt für eine Verwendung von Schaumglas, einem sehr leichten, thermisch isolierenden, lastabtragendem Baustoff (Stoffliche Verwertung). Die Entwicklung bleibt nicht stehen, sodass bereits die Abtrennung von Weißglas zum Wiedereinsatz in der Hohlglasproduktion möglich ist (Recycling). Zu berücksichtigen ist dabei das unterschiedliche Verhalten von Glas aus verschiedenen Verbrennungsanlagen. Welche Einflüsse hier wirken, ist noch Gegenstand weiterer Untersuchungen.

Bettaschen aus Wirbelschichtfeuerungen für gemischte Siedlungsabfälle beinhalten bis zu 50 % Glas. Die Glasbestandteile können mittels Sieben und optischen Trennmethoden so gut abgetrennt werden, dass der Anteil an Keramik/Steinen/Porzellan nicht mehr als 1 % beträgt. Unter Berücksichtigung eines Anfalles von rund 50.000 t/a Bettaschen könnten bis zu etwa 20.000 t/a an Glas für eine Verwertung bereitgestellt werden.

2.2.3 Steine, Keramik, Porzellan

Trocken ausgetragene Verbrennungsrückstände wie insbesondere nach Wirbelschichtfeuerung können einfach in verschiedene Korngrößen klassifiziert werden. Schadstoffe konzentrieren sich in den Feinfraktionen, womit die Aufgabe der Schadstoffkonzentration (Senkenfunktion) optimal erfüllt wird. Die größeren Körner sind nach weiteren Klassierungen und Reinigungsschritten nicht nur im Tiefbau einsetzbar, sondern sind auch hervorragend als Substitut von Primärkies in der Herstellung von Betonbauteilen einsetzbar.

Hemmend steht dem Einsatz von Verbrennungsrückständen die gesetzliche Situation entgegen. Verbrennungsrückstände sind kein zulässiges Ausgangsmaterial für die Herstellung von Recyclingbaustoffen gemäß RecyclingbaustoffVO. Somit gibt es auch kein definiertes Abfallende. Darüber hinaus kommt bei einem Einsatz als Füllmaterial im Bauwesen der Ausnahmetatbestand für die Befreiung von Verbrennungsrückständen vom Altlastensanierungs-Beitrag nicht zum Tragen und für die verwerteten Mengen wäre Altlastenbeitrag für die Ablagerung zu entrichten.

Als Potential für ein Recycling stünden etwa 25.000 t/a zur Verfügung.

2.2.4 Möglicher Gesamt-Beitrag der Abfallverbrennung zum Recycling

Insgesamt könnte die Abfallverbrennung einen Beitrag von etwa 100.000 t/a zum Recycling liefern (vgl. Abbildung 4).

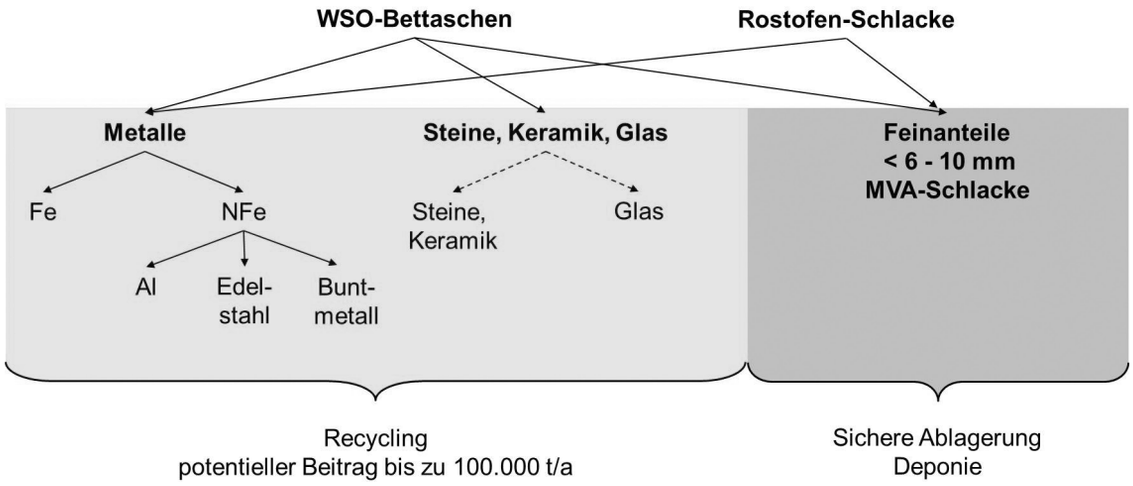


Abb. 4: Potentieller Beitrag der Abfallverbrennung zum Recycling von Siedlungsabfällen in Österreich.

3 SCHLUSSFOLGERUNG BZW. ZUSAMMENFASSUNG

Verbrennungsanlagen können einen essentiellen Anteil zum Erreichen von Recyclingzielen beitragen. Derzeit werden aus Verbrennungsrückständen rund 50.000 t/a an Metallen dem Recycling zugeführt. Mit einer Intensivierung der Metallabtrennung, einer Nutzung von Glas sowie von KSP (Keramik, Steine, Porzellan) aus Wirbelschichtfeuerungen könnte der Beitrag um weitere 50.000 t/a erhöht werden (vgl. Abbildung 5).

Zum Erreichen dieses zusätzlichen Beitrages zum Recycling sind jedoch gesetzliche Hürden zu überwinden (u.a. Altlastenbeitrag, Definition eines Abfallendes).

Zur Erreichung des 65 %-Recycling-Zieles gemäß EU-Kreislaufwirtschaftspaket sind dennoch weitere Maßnahmen erforderlich, welche die österreichische Abfallwirtschaft herausfordern.

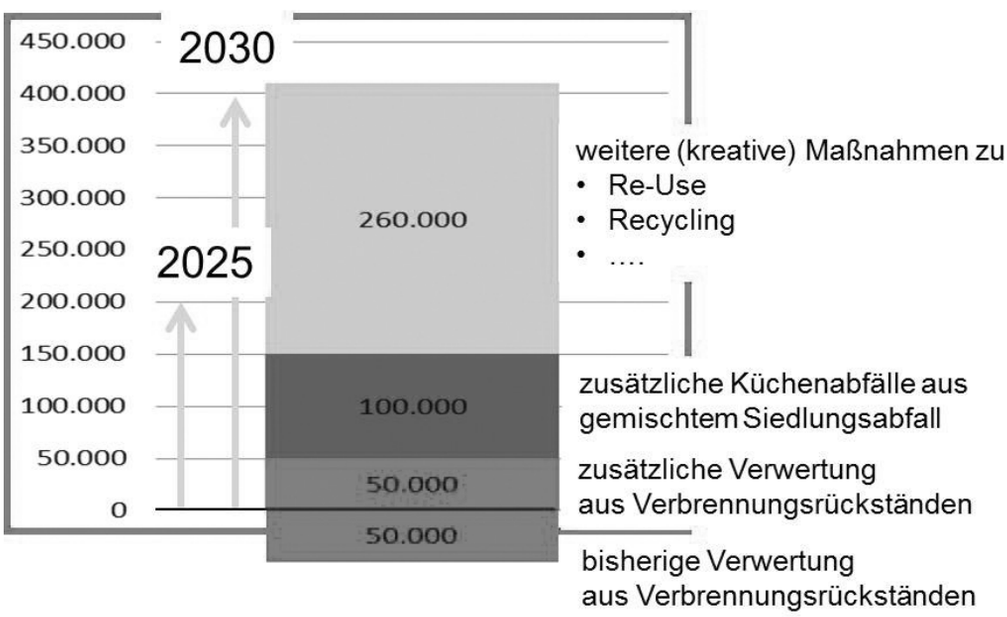


Abb. 5: Beiträge verschiedener Maßnahmen zum Erfüllen eines 65 %-Recycling-Zieles.

LITERATUR

Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft (2014) *Die Bestandsaufnahme der Abfallwirtschaft in Österreich - Statusbericht 2014.* Wien; Österreich.

Europäisches Parlament (2015) Vorschlag für eine Richtlinie des Europäischen Parlaments und des Rates zur *Änderung der Richtlinie 2008/98/EG über Abfälle* vom 2.12.2015.

Hauer, W., Schöner, H., & Zerz, H.-J. (2014) Abtrennung und Verwertung von Glas aus Wirbelschicht-Bettasche, In: *Tagungsband zur DepoTech 2014*. Leoben; Österreich.

TBHauer (2013) *Versuchsbegleitung für die Verwertung von Glas zu Schaumglas,* im Auftrag der Austria Glas Recycling GmbH.

TBHauer (2012) *Verwertung von WSO4-Bettasche,* im Auftrag der Austria Glas Recycling GmbH, 2011/12.

TBHauer (2010) *Verwertung von Verpackungsglas mit Wirbelschicht-Bettasche,* Gutachten im Auftrag der Austria Glas Recycling GmbH.

Big Brother in der Abfallwirtschaft – Anwendungsbeispiele für GIS und BIM

D. Söderlindh, J. Novak, M. Angst-Ragoßnig & A. Ragoßnig
UTC Umwelttechnik und Technische Chemie ZT GmbH, Klagenfurt, Österreich

KURZFASSUNG: Die Kommunikation zwischen Projektbeteiligten in einem Projekt erfordert den Austausch umfassender Datenmengen. Der Informationsfluss im Projekt wird oft durch eine eingeschränkte Kompatibilität der Austauschformate von Datensätzen unterbrochen, wodurch wertvolle Informationen verloren gehen. Die Nutzung von geografischen Informationssystemen (GIS) in Kombination mit Building Information Modeling (BIM) erlaubt eine verlustfreie Weitergabe von Daten. Die Nutzung von BIM und GIS erfolgt dabei softwareunabhängig über einen webbasierten Dienst und ermöglicht eine dreidimensionale Visualisierung des Projektes in seinem bestehenden räumlichen Umfeld. Die Visualisierung ist als digitales Abbild der Anlage oder des Bauwerkes zu verstehen, das über den gesamten Lebenszyklus hinweg mit Informationen erweitert wird. Anwendungsbeispiele für GIS und BIM finden sich in unterschiedlichsten Bereichen der Abfallwirtschaft und umfassen ein breites Spektrum an Möglichkeiten. Hervorzuheben sind in diesem Zusammenhang mobile Anwendungen, die durch die Verfügbarkeit von tragbaren Endgeräten mit GPS gestützter Positionsbestimmung, in den vergangenen Jahren sehr rasch weite Verbreitung gefunden haben.

1 EINLEITUNG

In der Fachliteratur wird davon ausgegangen, dass rund 80 % der Daten in einem Unternehmen einen räumlichen Bezug haben. Dieser räumliche Bezug kann bei der Verwaltung bzw. Nutzung der Daten herangezogen werden, um Abläufe zu vereinfachen oder zu beschleunigen. Kaufmännische wie technische Daten können einer geografisch orientierten Analyse zugeführt werden. Der räumliche Bezug eröffnet dabei neue Möglichkeiten im Umgang mit unternehmenseigenen Daten. Unternehmensdaten können anhand Ihrer geografischen Merkmale organisiert werden. Ein geeignetes Werkzeug dafür sind webbasierte, geografische Informationssysteme (GIS). GIS sind gut dazu geeignet um weitläufige räumliche Daten abzubilden, stoßen aber an Ihre Grenzen, wenn der geografische Bezug der Daten auf einen räumlich sehr engen Bereich begrenzt ist. In diesem Fall ist es zielführend die Daten objektorientiert zu verwalten. Für diese Aufgabe geeignet sind Building Information Modeling (BIM) Systeme. Durch die Kombination von GIS und BIM gelingt es, ein ganzheitliches digitales Abbild von Anlagen zu generieren, die den gesamten Lebenszyklus der Anlage umfassen.

Die Wahrnehmung von geografischen Informationssystemen und Building Information Modeling bewegt sich im Spannungsfeld zwischen „praktischem Werkzeug“ und „Big Brother“ als Synonym für unerwünschte Überwachung. Die folgenden Ausführungen zu den Grundlagen und Anwendungsmöglichkeiten dieser Systeme sollen das Potential dieser Technologien hervorstreichen, einen Ausblick auf mögliche Weiterentwicklungen in der Zukunft bieten und die Wahrnehmung dieser Werkzeuge in ein positives Licht rücken.

2 GIS - GEOGRAFISCHE INFORMATIONSSYSTEME – EINE EINFÜHRUNG

Bei Informationssystemen handelt es sich um computergestützte Systeme zur Verwaltung von Daten und Informationen. Die zu verwaltenden Daten werden in Datenbanken abgelegt und in Beziehung zueinander gesetzt. Geografische Informationssysteme (GIS) unterscheiden sich in

dieser Hinsicht nicht von anderen digitalen Informationssystemen. GIS sind allerdings zusätzlich mit Funktionen ausgestattet, die es erlauben, die in den Datenbanken abgelegten Informationen mit einer geografischen Komponente zu versehen. Einzelne Daten oder gesamte Datensätze können auf diese Weise einer bestimmten Position auf der Erdoberfläche zugeordnet werden. Bei GIS wird dies durch die Verknüpfung von Datenbanken mit Zeichnungsdaten (CAD Daten) umgesetzt. Durch die Verknüpfung von grafischen Elementen wie Punkten, Linien und Flächen mit Datenbanken können anwendungsspezifische Landkarten erstellt werden. Linien- und Punktelemente aus einem verorteten Kanallageplan werden durch die Verknüpfung mit Datenbanken zu Schacht- und Kanalbauwerken, auf die individuelle Informationen über deren Einbautiefe, Rohrdurchmesser, Baujahr, etc. aufgeprägt sind.

Der räumliche Aspekt eröffnet neue Visualisierungsmöglichkeiten für Datenbankeinträge und erlaubt es, Analysen unter Einbeziehung der geografischen Komponente von Daten durchzuführen. GIS stellen Instrumente zur Entscheidungsfindung bei speziellen Problemstellungen dar und können darüber hinaus zur übersichtlichen Dokumentation und Verwaltung von Daten genutzt werden. Als anschauliches Beispiel für die Nutzung von GIS bei der Entscheidungsfindung sei die Standortwahl für eine neue Deponie genannt. Durch die grafische Überlagerung von Informationen aus z.B. Flächenwidmungs- und Katasterplänen mit Daten aus Emissionsberechnungen kann eine rasche Vorauswahl geeigneter Standorte getroffen werden. Bestimmte Flächenwidmungen die beispielsweise eine Überschneidung mit Emissionsdaten bestimmter Intensität zeigen, können von der Standortwahl ausgeschlossen werden. In folgenden Analyseschritten kann die Anzahl der potentiell geeigneten Standorte durch die Einbindung von Informationen zur Geländetopografie, Standortgeologie, Anfahrtsrouten, etc. weiter eingeschränkt werden. Neben dieser technischen Faktoren, können auch wirtschaftliche Aspekte wie die Entfernung zu bestehenden Deponien und Einzugsgebieten in die Entscheidungsfindung mit Hilfe von GIS eingebunden werden.

Ein weit verbreitetes Anwendungsgebiet von GIS über Branchengrenzen hinweg, ist die Nutzung von GIS für die Dokumentation und Verwaltung von Anlageninformationen. Durch die Verknüpfung von Anlagendaten mit grafischen Objekten auf einer Karte, können Anlagendaten (Kenndaten, Dokumente, Fotos) für eine breite Nutzergruppe leicht verständlich und übersichtlich aufbereitet werden. Zusätzlich zur grafischen Darstellung von Anlagen mit Hilfe von Punkten, Linien und Flächen können Luftbilder, topografische Karten, etc. hinterlegt werden (vgl. Abbildung 1).

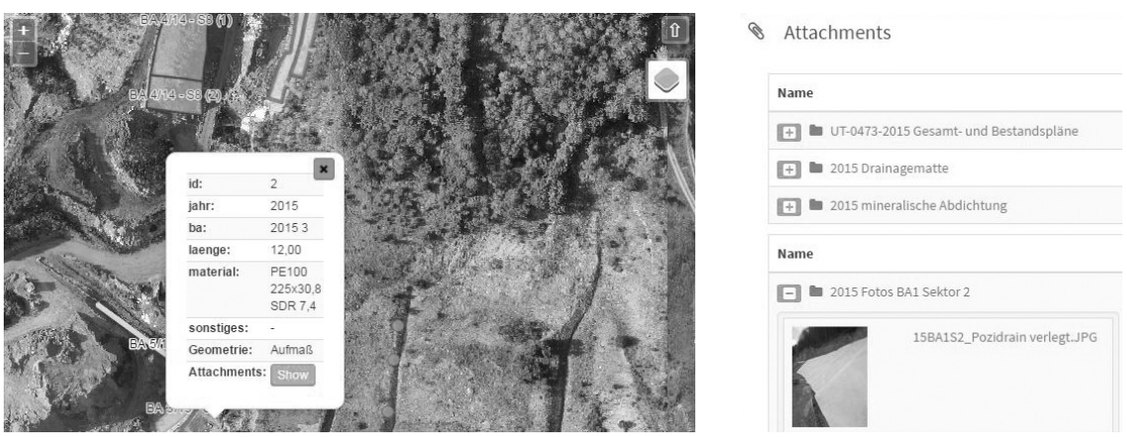


Abb. 1: GIS im Deponiebau. Erweiterungsflächen werden durch Polygone, Entwässerungsleitungen durch Linien und Schachtbauwerke durch Punkte auf einer Karte dargestellt. Die grafischen Elemente werden mit Kenndaten aus einer Datenbank und Dokumenten (pdf Dateien und Fotos) verknüpft. Als Hintergrundinformation dient ein Orthofoto aus einer Drohnenbefliegung. Der Zugriff auf die Daten erfolgt softwareunabhängig über einen Webbrowser (UTC ZT GmbH).

3 BIM – BUILDING INFORMATION MODELING – EINE EINFÜHRUNG

3.1 Definition von BIM

Bei einem Building Information Model (BIM) handelt es sich um ein umfassendes digitales Abbild eines Bauwerkes. Das Abbild umfasst ein dreidimensionales Modell des Bauwerkes und Zusatzinformationen über die einzelnen Bauteile, wie Typeninformationen, technische Eigenschaften oder Kosten. Ähnlich wie bei GIS, handelt es sich bei BIM um ein Informationssystem, das aus geometrischen Daten besteht, die um inhaltliche Informationen erweitert werden. Der Vorgang zur Erschaffung, Änderung und Verwaltung eines solchen digitalen Bauwerkmodells wird als Building Information Modeling zusammengefasst (Borrmann et al. 2015). In der US amerikanischen Norm für die Erstellung von BIM (Building Information Modeling Standard) wird BIM wie folgt definiert: „Building Information Modeling (BIM) is a digital representation of physical and functional characteristics of a facility. A BIM is a shared knowledge resource for information about a facility forming a reliable basis for decisions during its life cycle; defined as existing from earliest conception to demolition. A basic premise of BIM is collaboration by different stakeholders at different phases of the life cycle of a facility to insert, extract, update or modify information in the BIM to support and reflect the roles of that stakeholder."

Aus der Definition von BIM lassen sich die folgenden, wesentlichen Merkmale und Eigenschaften des Systems und des dahinterliegenden Konzeptes ableiten.

3.2 Objektorientierte Modellierung

Das auffälligste Kennzeichen eines BIM ist die dreidimensionale Darstellung eines Bauwerkes, aus der sich zweidimensionale Pläne und Grundrisse ableiten lassen. Die Erstellung eines dreidimensionalen BIM Modells erfolgt objektorientiert durch Auswahl von vordefinierten Bauteilen wie z.B. Wänden, Fenstern und Türen aus Bauteilkatalogen. Der Prozess zur Erstellung eines Modells ist eine erweiterte 3D Modellierung, bei der Objekte aus Katalogen ausgewählt werden. Im Gegensatz zur klassischen 3D Modellierung sind den Bauteilobjekten in der objektorientierten Modellierung beschreibende Merkmale und Beziehungen zu anderen Bauteilen aufgeprägt. Diese Form der Modellierung erlaubt es, unterschiedlichste Analyse- und Simulationswerkzeuge auf das Modell anzuwenden. Beispiele dafür sind Kollisionskontrollen zwischen Teilmodellen zur Überprüfung von Konflikten zwischen unterschiedlichen Gewerken und Evakuierungssimulationen für die Räumung von Gebäuden.

Die in den Bauteilkatalogen erfassten Objekte werden entsprechend der den Bauteilen zu Grunde liegenden Normen und Richtlinien beschrieben. Ein fertiges Modell kann auf die Einhaltung von Vorschriften, Normen und Richtlinien überprüft werden. Insbesondere hervorzuheben ist jedoch die Möglichkeit einer präzisen Massenermittlung, die die Grundlage für eine zuverlässige Kostenschätzung darstellt und die Erstellung von Leistungsverzeichnissen wesentlich beschleunigt.

3.3 Fächerübergreifende Zusammenarbeit

Die Verwendung von BIM erfordert eine neuartige und die Grenzen von Fachdisziplinen überschreitende Zusammenarbeit aller im Projekt beteiligten Akteure. Die im Zuge von Revisionen in einem Fachbereich erforderlichen Abänderungen in anderen Fachbereichen können ohne Zeitverzögerung umgesetzt werden. Im Gegensatz zum konventionellen Planungsprozess können notwendige Planungs- und Projektänderungen somit wesentlich früher erkannt und berücksichtigt werden. Im konventionellen Planungsprozess werden Konflikte zwischen unterschiedlichen Gewerken oft erst im Zuge der Bauausführung erkannt. Die Behebung von Fehlern, die in frühen Projektphasen erkannt werden, erfordert einen wesentlich geringeren finanziellen Aufwand. Die Kosten für Planungsänderungen steigen mit dem Fortschreiten des Projektes.

Diese neue Form der Zusammenarbeit führt auch zu neuen Rollenbildern und Aufgabenbereichen in Projekten. Bestehende Rollenbilder müssen bei der Umsetzung von BIM Projekten entsprechend erweitert oder ersetzt werden. Ein wesentliches Erfordernis ist die Koordination des Projektes auf der Ebene der Datenverwaltung. International etablierte Datenaustauschformate (ifc-Format) müssen zwingend von allen Akteuren verwendet werden, um die Kompatibilität der Daten zu gewährleisten.

3.4 Die Life-Cycle-Perspektive von BIM

Die Digitalisierung der Wirtschaft während der vergangenen Jahrzehnte hat einen immensen Zugewinn an Produktivität in den unterschiedlichsten Industriezweigen mit sich geführt. Im Bauwesen besteht trotz des hohen Grades der Digitalisierung jedoch weiterhin das Problem der eingeschränkten Weiternutzung von einmal erzeugten digitalen Informationen. Die etablierte Form der Informationsübermittlung umfasst die Weitergabe von gedruckten Plänen und eingeschränkt nutzbaren Digitalformaten. Die eingeschränkte Nutzbarkeit von Digitalformaten ist in der Regel auf eine unzureichende Kompatibilität der verwendeten Software zurückzuführen. Diese mangelhafte Informationsweitergabe tritt wiederholt über den gesamten Lebenszyklus eines Bauwerkes auf (Neuplanung, Bewirtschaftung, Umplanung, Rückbau). Der sich dadurch ergebende Informationsverlust über die Lebensdauer eines Objektes hinweg ist immens.

Dieser Informationsverlust, der durch einen wiederholten Bruch des Informationsflusses verursacht wird, kann mit Hilfe von BIM verhindert werden. Gemäß der Definition von BIM im US amerikanischen Building Information Modeling Standard, beschreibt BIM ein Objekt vom ersten Entwurf bis zu dessen Rückbau. Diese Life Cycle Perspektive von BIM zielt auf die Nutzung des digitalen Abbildes eines Objektes parallel mit dessen physischer Nutzung ab. Das digitale Modell wird von der Planung, über die Ausführung, während der Nutzung und schließlich bis zum Abbruch fortgeführt. In der Life Cycle Perspektive von BIM liegt das enorme Potential dieser Technologie. Der Wert eines BIM Modells steigt mit jedem Datensatz, der dem Modell hinzugefügt ist. Die Nutzung des digitalen Modells erfolgt in der Planung, während des Betriebes und der Wartung (Facility Management), im Umbau und beim Rückbau (vgl. Abbildung 2).

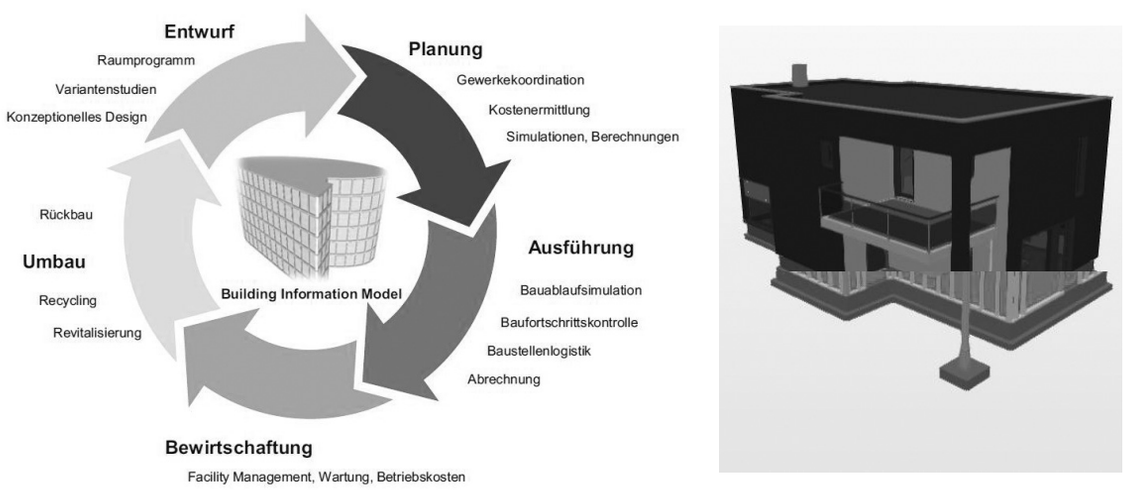


Abb. 2: (a) BIM - Verlustfreie Informationsweitergabe über den gesamten Lebenszyklus (Borrman et al. 2015); (b) 3D-BIM-Modell, Architektur- und Statikmodell (bimsync® 2016, Catenda Inc.).

Besonderer Nutzen aus BIM kann in der Abfallwirtschaft gezogen werden. Als Beispiel ist hier der Gebäuderückbau anzuführen. Zum Zeitpunkt eines Gebäudeabbruchs liegen in der Regel keine oder nur sehr begrenzte Informationen über das Objekt vor. Besonders schwierig ist die Ausgangssituation beim Abbruch von Industrieanlagen, die über mehrere Jahrzehnte in Betrieb waren und unzähligen Umbauten und Erweiterungen unterzogen wurden. Im Zuge einer Schadstofferkundung ist die Gebäudesubstanz aufwendig zu erheben und zu dokumentieren. Auf Basis dieser Erhebungen sind letztlich die Mengen für die zu entsorgenden bzw. wiederverwertbaren Abbruchsubstanzen zu berechnen. Auch bei aller Sorgfalt sind diese Mengenangaben immer als Schätzung zu interpretieren. Die Unsicherheiten in den Berechnungen steigen mit der Größe des Projektes und führen neben mangelnder Nachhaltigkeit auch ein nennenswertes wirtschaftliches Risiko mit sich. BIM bietet die Möglichkeit, durch eine verlustfreie Weitergabe von Informationen über den gesamten Lebenszyklus eines Objektes, dieses Risiko auf ein Minimum zu reduzieren und einen nachhaltigen Rückbau zu gewährleisten.

4 ABFALLWIRTSCHAFT 4.0 – DROHNEN, APPS, WEB-GIS UND BIM

4.1 Implementierung von neuen Technologien in der Abfallwirtschaft

Die Herausforderungen bei der Implementierung von neuen Technologien in der Industrie sind vielschichtig. Wesentliche Aspekte sind zweifelsfrei die Investitionskosten für die Anschaffung neuer Systeme und in weiterer Folge der Aufwand für die Implementierung neuer Arbeitsmethoden. Die Kosten für die Anschaffung von neuen Systemen kann durch die Nutzung von Synergien deutlich reduziert werden. Dennoch stellt die Investition in eine neuartige Softwarelösung in der Regel ein nennenswertes Risiko für Unternehmen dar, da die Zeitspanne bis zur Verbuchung von Erträgen aus dieser Investition schwer abschätzbar ist. Diese wirtschaftliche Hürde hemmt die Etablierung neuer Technologien.

Die Verfügbarkeit von Cloud basierten Diensten stellt eine Lösung für dieses Problem dar, die es ermöglicht, unabhängig von der Größe und dem Umfang eines Projektes, auf moderne Technologien wie GIS und BIM zuzugreifen. Einerseits erlauben webbasierte Dienste eine Integration von GIS und BIM ineinander, sodass die Vorteile beider Systeme genutzt werden können. Andererseits ermöglichen sie auch einem uneingeschränkten Nutzerkreis Zugriff auf die Projektdaten.

4.2 Mobile-GIS Anwendungen in der Abfallwirtschaft

Die Verfügbarkeit von satellitengestützten Daten auf dem Smartphone & Co hat die Entwicklung von mobilen Anwendungen, die sich geografischer Informationsdienste bedienen, in den vergangenen Jahren rasch voran getrieben. GPS gesteuerte Dienste werden in einer Vielzahl an Branchen standardmäßig für die Steuerung von Prozessen und zur Effizienzsteigerung eingesetzt. Auch in der Abfallwirtschaft findet diese Technologie Verwendung.

Erfolgreich eingesetzt werden mobile GIS-Tools und -Applikationen bei der Erkundung von Liegenschaften, in der Qualitätssicherung im Deponiebau, bei der on-demand Bereitstellung von Entsorgungsdienstleistungen (wie der Müllabholung) oder in der Forschung (Tracking von E-Waste).

Der GIS-gestützte Workflow zur Durchführung einer Liegenschaftserkundung umfasst die Festlegung eines Untersuchungsrasters auf einer Karte und die Definition der geografischen Koordinaten von Schurfpunkten. Diese Arbeiten erfolgen vor der Durchführung der eigentlichen Erkundung im Büro. Die Daten werden über eine web Plattform (web GIS) online zur weiteren Nutzung bzw. Bearbeitung bereitgestellt. Im Feld können die Daten mit Hilfe eines Handheld-GPS Device oder eines GPS-fähigen Mobilgerätes abgerufen werden. Mit Hilfe des GPS Empfängers im Gerät, können die im Zuge der Planung festgelegten Rasterpunkte im Feld aufgefunden werden. Die Visualisierung der Daten im Feld erfolgt dabei über einen Webbrowser. Die im Büro festgelegten Schurfpunkte sind auf einem Orthofoto dargestellt und können durch einen Abgleich der Schurfposition mit dem eigenen Standort auf wenige Meter genau abgesteckt werden. Die über den Web-Dienst bereitgestellten Informationen zu den Schurfpunkten, können im Feld editiert und mit Informationen aus der Erkundungsarbeit ergänzt werden. Der Web-Dienst ermöglicht es darüber hinaus, externen NutzerInnen Einblick in die auf einer Landkarte (Orthofoto) dargestellten Daten zu nehmen.

Ein weiteres Anwendungsbeispiel für mobile, geoinformationsgestützte Applikationen ist die on demand Bereitstellung von Entsorgungsdienstleistungen (Müllabholung). Die bedarfsorientierte Leerung von Mülltonnen erfolgt dabei auf expliziten Wunsch des Liegenschaftseigentümers. Die Kommunikation mit dem Entsorgungsunternehmen erfolgt über eine eigene „App“, durch die dem Unternehmen ein Entleerungswunsch zum nächst möglichen Termin mitgeteilt werden kann. Die Kundenanfragen werden gesammelt in einem Geoinformationssystem verarbeitet und für die Berechnung der optimalen Fahrtroute des Müllfahrzeuges verwendet, die automatisiert an den dessen Fahrer übermittelt werden.

4.3 Aerial Surveying für 3D Darstellungen

Die Grundlagen für die Erstellung von 3D Modellen und die Visualisierungen von abfallwirtschaftlichen Anlagen (z.B. Deponien) werden durch Befliegung des Projektgebietes mittels UAV (Unmanned Aerial Vehicle) erhoben. Mittels fotogrammetrischer Auswertung der Befliegungsdaten können Geländedaten berechnet werden und 3D Modelle von komplexen Topo-

grafien erstellt werden. Das dreidimensionale Geländemodell des Projektstandortes kann in weiterer Folge GIS- und BIM gestützt verarbeitet und für weiterführende Auswertungen herangezogen werden (z.B. Kubaturberechnungen). Die Bereitstellung der Daten erfolgt softwareunabhängig über einen Webdienst.

5 SCHLUSSFOLGERUNG

Die Synergien aus der Integration von BIM in geografische Informationssysteme (GIS) ermöglichen den NutzerInnen eine Visualisierung von Anlagen im Kontext ihrer räumlichen Umgebung. Planer, Eigentümer und externe Parteien sowie Kunden und Behörden profitieren von einer fachbereichsübergreifenden Darstellung des Projektes. Die dreidimensionale Visualisierung im tatsächlichen räumlichen Umfeld des Projektes erleichtert das Verständnis und die Kommunikation mit Außenstehenden (z.B. Anrainern). Die Nutzung von webbasierten Plattformen ermöglicht es die Daten einem uneingeschränkten Nutzerkreis zur Verfügung zu stellen. Durch die Nutzung von Webdiensten ist die Investition in Softwarepakete nicht länger erforderlich.

BIM ermöglicht es eine Life Cycle Perspektive auf Anlagen und Bauvorhaben anzuwenden. Die Erstellung eines digitalen Abbildes eines Objektes beginnt in der Konzeptphase und wird über die Planung, den Betrieb, den Umbau bis hin zum Rückbau eines Objektes fortgeführt. Der Wert eines BIM-Modells steigt mit jedem Datensatz, der dem Modell hinzugefügt wird. Die größte Wertschöpfung kann somit am Ende des Lebenszyklus, beim Rückbau eines Objektes erzielt werden. An diesem Punkt in der Wertschöpfungskette befindet sich die Abfallwirtschaft.

Der Nutzen und das Potential dieser Technologien werden sichtbar, wenn der Blick in der Projektentwicklung von einer abgegrenzten, fachspezifischen Projektbearbeitung auf eine systemorientierte Modellierung gelenkt wird. Die Herausforderung in der Verbreitung und Implementierung dieser neuen Technologien liegt in der Vermittlung dieses „big picture“.

LITERATUR

Borrmann, A., König, M., Koch, C. & Beetz, J. (2015) *Building Information Modeling, Technologische Grundlagen und industrielle Praxis.* Wiesbaden, Deutschland: Springer Vieweg.

Datta, A. (2015) Under Construction. In: *Geospatial World* (2277-3434) 06, pp. 14-22.

Färber, K.D. (2007) *Business GIS, Integration in Unternehmen.* Saarbrücken, Deutschland: VDM Verlag Dr. Müller.

Mavropoulos, A., Tsakona, M. & Anthouli, A. (2015) Urban waste management and the mobile challenge. In: *Waste Management & Research 2015,* Vol. 33 (4), 381-387.

Nilsson, G. (2013) Bättre analys av byggprojekt med hjälp av BIM och GIS. In: *OPENBIM Infoblad, BIM Alliance Sweden.*

Nilsson, G. (2014) Gemensamma kravnivåer på BIM hos statliga aktörer. In: *BIM Alliance Sweden Infoblad, BIM Alliance Sweden.*

Schüssler, F. (2006) *Geomarketing, Anwendung geografischer Informationssysteme im Einzelhandel.* Marburg, Deutschland: Tectum Verlag.

Abfallwirtschaft 2.0 – Ein neues Modell digitaler Innovation für die Entsorgungswirtschaft

A. Opelt & R. Mittermayr
Saubermacher Dienstleistungs AG, Feldkirchen bei Graz, Österreich

KURZFASSUNG: Die Digitalisierung wird als die vierte industrielle Revolution gehandelt und bietet auch für die Abfallwirtschaft neue Möglichkeiten. Gleichzeitig werden dadurch aber auch neue Anforderungen seitens der Endkunden gestellt. Während andere Industrien ihre Kunden an moderne Kommunikationskanäle bereits gewöhnt haben, sind in der Abfallwirtschaft das Telefon und der Papierlieferschein heute noch ein probates Mittel. Doch auch die Abfallwirtschaft wird schon in naher Zukunft digitaler werden. Neben der offensichtlichen Digitalisierung der Prozesse entstehen in der Abfallwirtschaft 2.0 aber auch ganz neue – sogenannte disruptive – Modelle des klassischen Geschäfts. Wir stellen hier erstmals ein noch nie da gewesenes Geschäftsmodell in der Entsorgungswirtschaft vor: Wastebox.biz ist eine App, mit der (Bau-)Unternehmen ganz einfach, schnell und vollkommen transparent die Entsorgung ihrer Baustellenabfälle mit dem Smartphone organisieren können. Die innovative Plattform sorgt auf intelligente Weise dafür, dass möglichst regionale Entsorgungspartner in einem Netzwerk ihre Entsorgungsleistungen erbringen und steigert gleichzeitig den Nutzen für die Kunden massiv. Ähnlich wie z.B. der Fahrdienstleister Uber stellt wastebox.biz eine Anwendung dar, die Kunden und Lieferanten intelligent vernetzt. Durch den vergrößerten Ressourcenpool wird ein schnellerer und flexibler Service möglich. Über eine in Echtzeit mit einer Cloud verbundenen App kann jeder Kunde mit nur wenigen Klicks das Entsorgungsservice seiner Wahl bestellen. Die App meldet die Kundenorder an alle verfügbaren und logistisch am günstigsten positionierten Fahrzeuge bzw. Fahrer. Das spart Zeit, schont die Umwelt und fördert gleichzeitig regionale Unternehmen. Wir sind davon überzeugt, dass wastebox.biz die Abfallwirtschaft in gewissen Bereichen revolutionieren wird.

1 EINLEITUNG

Die Abfallwirtschaft hat sich in den letzten Jahrzehnten sehr weit entwickelt. Viele europäische Länder befinden sich in den fortgeschrittenen Phasen der Entsorgungswirtschaft. Neben der getrennten Sammlung und der strikten Umsetzung der Deponieverordnung werden beispielsweise Sekundärrohstoffe wie etwa Ersatzbrennstoffe erzeugt. (Kampfl-Pernold & Gelbmann 2006). Diese Entwicklung wurde aus einem sehr „abfallzentrischen“ Denken kontinuierlich vorangetrieben, während die Innovationen und Fortschritte im Hinblick auf neue Kundenservices weniger rasant vorangegangen sind. Für viele Endkunden, vor allem für jene, die sich weniger für die Aufbereitung ihres Abfalls interessieren, ist diese Entwicklung auf die Abfalltrennung vor Ort (sei es zu Hause oder auf der Baustelle) oder in manchen Bereichen auf die elektronische Verwiegung (in Ausnahmefällen sind Abfallbehälter bereits mit Sensoren ausgestattet), beschränkt. Dies war und ist sicher wichtig. Aber retrospektiv betrachtet, konzentrieren sich die tatsächlichen Innovationen der Abfallwirtschaft auf die Aufbereitung und Verwertung von Abfall an sich, nicht auf den Kunden. Durch die Digitalisierung, bei der es sich nicht nur um eine Modeerscheinung handelt, sondern die bereits als die vierte industrielle Revolution gehandelt wird (Koch et al. 2014), entstehen auf Kundenseite völlig neue Möglichkeiten und Herausforderungen. Die Veränderungen, die die vierte industrielle Revolution mit sich bringen (z.B. 86 % der Mobiltelefone sind bereits Smartphones – (Mobile Marketing Association 2015)) beeinflussen unsere Lebensweise massiv und wirken folglich auch auf die Kunden der Abfallwirtschaft sowie auch auf die Abfallwirtschaft an sich.

In diesem Artikel betrachten wir diese Entwicklungen und analysieren, wie sie die Abfallwirtschaft zu einer Abfallwirtschaft 2.0 verändern. Anschließend wird an einem ganz konkreten Beispiel gezeigt wie sich daraus neue – disruptive – Geschäftsmodelle ergeben.

2 ENTWICKLUNGEN ANDERER INDUSTRIEN

Unterschiedliche Industrien wurden in den letzten Jahren von der Digitalisierung stark beeinflusst und ganz neue Methoden zur Abwicklung der Prozesse oder des Kundenkontaktes entdeckt. In manchen Branchen hat sich sogar das Geschäftsmodell komplett verändert. Die Veränderungen durch die Digitalisierung werden in den nächsten Jahren selbst in diesen Branchen noch weiter zunehmen und auch andere Branchen erreichen. Während viele andere Industrien schon überlegen, wie sie nach dem Terminus „4.0“ weiter machen, sind wir in diesem Artikel rund um die Abfallwirtschaft gerade in der Transition zum „2.0“. Das bedeutet aber auch, dass wir von den Erfahrungen anderer lernen können. Die Anzahl der Branchen, die uns hier zur Verfügung stehen ist hoch und reicht von Versicherungen, Telekommunikation, Energieversorger bis hin zum Einzelhandel. Ideen und Innovationen rund um „Industrie 4.0“ und „Smart Everything“ sind in Zukunftsforen fast allgegenwärtig. Die Experten sind sich einig, dass hier große Möglichkeiten, aber auch essentielle Herausforderungen vorliegen (Pannagl 2015). Wir betrachten im Folgenden exemplarisch drei dieser Branchen.

2.1 Was lernen wir von der Industrie: Telekommunikation

Die Telekommunikationsindustrie hat in den letzten 30 Jahren eine massive Entwicklung vollzogen. Vom Viertelanschluss zu WhatsApp! Wobei die Digitalisierung die schnellste Veränderung in den letzten zehn Jahren ermöglicht hat. Zum einen hat sie die Technologie, wie wir sie heute nutzen, überhaupt möglich gemacht. Zum anderen hat die Digitalisierung aber auch zu einer rasanten Veränderung der Kundenschnittstellen und Services beigetragen. Wer bekommt heute noch eine Papierrechnung von seinem Telefonbetreiber oder geht persönlich zum Shop? Aber noch viel mehr als andere wird die Branche von disruptiven Geschäftsmodellen, beginnend beim virtuellen Mobilfunkbetreiber bis zu Skype und Co, beflügelt. Dieser Druck und die absolute Austauschbarkeit des Services haben dazu geführt, dass die Schnittstellen zum Kunden als besonders wichtig erkannt wurden. Kundenportale und -service wurden exzessiv weiter entwickelt. Für die Abfallwirtschaft lernen wir, dass virtuelle Betreiber schnell und wendig, Kundenportale und deren Weiterentwicklung ein Schlüssel zum Erfolg sind und die Usability und Prozesse rund um die Kunden immer noch Potential haben.

2.2 Was lernen wir von der Industrie: Energieversorger

Energie ist für unser Dasein als Menschen in der heutigen Lebensweise essentieller als je zuvor (Roßbach et al. 2015). Die Branche ortet vor allem in den letzten Jahren aufgrund der neuen Möglichkeiten durch die Digitalisierung massive Veränderungen. Die vormaligen Differenzierungen wie „Grüner Strom“ sind längst zum Standard degradiert. Die nur schwer differenzierbaren Services werden heute z.B. über digitale Plattformen, die einem Nutzer schnell und unkompliziert einen Anbieterwechsel bei gleichzeitiger Kostenersparnis organisieren, stark unter Druck gesetzt. Doch auch die Energieversorger nutzen die Möglichkeiten der Digitalisierung, um selbst virtuelle neue Betreiber zu gründen oder neue Services für die Endkunden, z.B. vom Car-Sharing bis zur Gemeinde App, anzubieten (Energie Steiermark 2016). Erneut sehen wir hier für die Abfallwirtschaft, dass virtuelle Betreiber neue Möglichkeiten schaffen, aber auch dass Digitalisierung eine Chance zur Differenzierung bietet.

2.3 Was lernen wir von der Industrie: Taxiunternehmen

In den Medien wird seit Monaten darüber berichtet wie Uber und andere TaxiApps die Branche massiv verändern (Ludewig 2015). Selbst ein streng regulierter Markt wird hier durch neue Möglichkeiten der Digitalisierung durchgerüttelt. Was als ein „sicheres“ Geschäft erschien ist nun von der Ablösung bedroht. Hat die Taxiwirtschaft hier den Trend verschlafen und weiterhin auf

die „veraltete“ Kundenschnittstelle – den Telefonanruf – vertraut? Auch in der Abfallwirtschaft besteht diese Gefahr. Für den Entsorgungsbereich bietet das Modell Uber, d.h. die Logistikleistung in Ballungsräumen und deren Anforderungen für eine automatisierte Vermittlungsplattform, erhebliche Lernpotentiale.

3 NEUE ANFORDERUNGEN UNSERER KUNDEN

Die Digitalisierung hinterlässt ihre Spuren in vielen Branchen. Vor allem aber verändert sie auch die Anforderungen unserer Bürger und Kunden. Digitale Schnittstellen werden von der Innovation zum Status-quo. Das bedeutet, dass Kunden diese bereits erwarten. Die Anforderungen, die wir bei unseren Kunden beobachten, lassen sich in drei Hauptkategorien zusammenfassen:

- Transparent und aktuell: Vom Paketdienst, über die digitale Rechnung bis hin zur vollkommenen Nachverfolgbarkeit sind unsere Kunden es gewohnt, immer die Übersicht zu haben und diese Information möglichst aktuell abzurufen (Groß 2013),
- Individuell und Bequem: Der Megatrend der Individualisierung zeigt sich vermehrt auch bei unseren Kunden. Gleichzeitig steigt der Wunsch nach mehr „Convienence“ und
- Immer und schnell: „Always on“ ist nicht nur so daher gesagt, sondern ein aktuelles Credo der heutigen Zeit. Heute müssen Services auch am Sonntag Nachmittag vom Sofa aus schnell und einfach bestellt werden können (Schlechtriem et al. 2010).

Diese Ansprüche werden de-facto zu „State-of-the-art“ und die Kunden unterscheiden immer weniger zwischen modernen und traditionellen Branchen.

4 WAS IST ABFALLWIRTSCHAFT 2.0

4.1 Entwicklungen in der Abfallwirtschaft

Digitale Innovationen und geänderte Kundenbedürfnisse werden auch in der Abfallwirtschaft zu einer Vielzahl von Veränderungen führen. Bis vor einiger Zeit waren Unternehmen in der Abfallwirtschaft noch sehr „analog“ unterwegs. In den letzten Jahren haben erste Veränderungen wie z.B. Telematik-Funktionalitäten in Fahrzeugen, elektronische Lieferscheine, Tourenoptimierung und Themen wie „Digital Sorting“ erste digitale Aspekte in die Branche gebracht. In Richtung Kunden bzw. in der Basis ihres Geschäftsmodells ist und bleibt die Abfallwirtschaft aber weiterhin sehr analog. Einzig in spezifischen Forschungen und punktuellen kommerziellen Anwendungen, die oft unter dem Schlagwort „Smart City“ zu finden sind (Ambrose 2015), finden sich Ansätze von Digitalisierung für Kunden bzw. neue Geschäftsmodelle. Der tatsächliche kommerzielle Nutzen, ein großflächiger Einsatz bzw. essentieller Beitrag zur Nachhaltigkeit (in einer Gesamtbetrachtung) ist aber bei diesen Forschungen und Einzelanwendungen meist noch offen. Eine Vorreiterrolle im Hinblick auf die Digitalisierung der Abfallwirtschaft nehmen die Unternehmen im Segment der Verpackungs-Systeme ein. Diese betreiben schon seit einigen Jahren ein de-facto virtuelles und digitales Geschäftsmodell (z.B. ARA+, DKR). Der Rest der Branche befindet sich zwar in Aufbruchsstimmung und nutzt zunehmend digitale Hilfsmittel, aber von einer Digitalisierung kann man noch nicht sprechen. Der Bedarf unserer Kunden dafür wächst aber stetig.

4.2 Begriff: Abfallwirtschaft 2.0

Die Änderung im Kundenverhalten stellt die Abfallwirtschaft vor große Herausforderungen, bietet aber auch die Chance diesen Trends für eine Weiterentwicklung ihrer Geschäftsmodelle und Dienstleistungen zu nutzen. Eine Abfallwirtschaft, die den gesamten Prozess vollständig digitalisiert hat bzw. ganz neue Geschäftsmodelle auf Basis von digitalen Technologien ermöglicht, bezeichnen wir als Abfallwirtschaft 2.0 – sozusagen die nächste Generation der Abfallwirtschaft aus Kundensicht!

5 EIN KONKRETES INNOVATIONSMODELL DER ABFALLWIRTSCHAFT 2.0 – DIE WASTEBOX.BIZ

Saubermacher hat in den letzten Monaten intensiv evaluiert, was erfolgreiche Branchen und Unternehmen machen, welche Möglichkeiten der Digitalisierung genutzt werden und vor allem wie konkret auf die geänderten Ansprüche der Kunden proaktiv reagiert wird. Folgendes wurde dabei beobachtet: Das Verwertungsparadoxon (Gelbmann 2001), in welchem ein zentraler Partner zwei Rollen einnimmt (Lieferant und Kunde), ist auch in anderen Branchen bei genauerer Betrachtung vorzufinden (natürlich unter anderen Aspekten als der Verwertung). So z.B. in der Telekommunikationsbranche, wo der klassische Endkunde nur einen Teil der Komplexität ausmacht. Die Telekommunikationsunternehmen sind nämlich ihrerseits, wenn sie kein eigenes Netz haben (virtuell), wieder sogenannte „Wholesale-Kunden" eines anderen Unternehmens. Diese Modelle werden in anderen Industrien als sogenannte „Multi-sided" oder „Double-Business Models" bezeichnet. Im Vergleich zu diesen Branchen ist das Verhältnis von der Anzahl der Endkunden in der Abfallwirtschaft noch eher gering. Wo die Abfallwirtschaft aber gewiss eine Herausforderung hat, ist die Komplexität, in welcher sich viele hundert Verwerter gegenüberstehen, die über regionale und schwankende Preise und Kontingente angesteuert werden müssen. Dies ist ein Optimierungsproblem mit signifikanter Komplexität. Analog gesteuert ist dies bisher immens aufwändig. Das verlangt förmlich nach Digitalisierung!

Die Saubermacher Dienstleistungs AG hat dafür ein neues, digitales Geschäftsmodell entwickelt und damit ein Vorzeigebeispiel für die Abfallwirtschaft 2.0 geschaffen. Es geht dabei um eine Online-Plattform, die Endkunden mit Entsorgungspartnern dynamisch vernetzt, Vorteile für beide Seiten garantiert und gleichzeitig zum Umwelt- und Klimaschutz beiträgt.

In der ersten Phase konzentriert sich das Modell auf das Muldengeschäft. Das Einsatzpotential ist groß. Nach Hochrechnungen, die auf Saubermacher-interne Auftragsdaten basieren, werden in etwa rund 600.000 Muldenfahrten pro Jahr allein in Österreich durchgeführt. Für die DACH-Region (Deutschland, Austria, Schweiz) ergibt sich hier ein Marktpotential von ca. 8. Mio. Muldenfahrten. Heute werden die einzelnen Transaktionen nach wie vor weitestgehend manuell durchgeführt, obwohl die Komplexität gering ist (bei Betrachtung nicht gefährlicher „Standardabfälle").

Die Kernfunktionalitäten bestehen aus einer intelligenten IT-Plattform sowie einer App, die je nach Login, für Endnutzer und Entsorgungspartner (sogenannte „Frontends") genutzt werden kann. Die Frontends funktionieren mit iOS und Android und ermöglichen die Organisation der Entsorgungsaufträge mit nur wenigen Klicks. Gleichzeitig werden diese Bestellungen bzw. Aufträge den in der Nähe befindlichen Entsorgungspartnern über die intelligente Plattform angeboten. Durch die Vernetzung von Angebot und Nachfrage in Echtzeit ist keinerlei Disposition oder langfristige Planung für das Standardgeschäft in der Abfallwirtschaft mehr notwendig (wenn auch weiterhin möglich). Kernelement ist die „Usability", das heißt die Einfachheit und der Komfort der Bedienung sowie die erhebliche Reduktion der nötigen Vorlaufzeit. Bisher lag die Vorlaufzeit für die Aufstellung bzw. Abholung einer Mulde bei zwölf bis 24 Stunden. Mit der neuen Anwendung lassen sich, so vermuten wir, deutlich geringere Vorlaufzeiten erzielen. Wo es heute noch zu Fehlern in der Auftragsannahme von Standardaufträgen kommt (z.B. Adresse oder Abfallfraktion falsch vermerkt) ist künftig mit einfachem „Self-service" eine fast 100 %ige Qualität erreichbar. Neue Aufträge werden von den Entsorgungspartnern durch einen einfachen „Klick" angenommen. Die intelligente Plattform wählt im Hintergrund auf Basis der Geopositionen des jeweiligen Vertragspartners und der Leistungen der jeweiligen Entsorgungspartner, den geografisch am besten positionierten Lieferanten aus und bietet den Auftrag in „real-time" an. Ein Überblick über die Funktionalität wird in nachfolgender Illustration gegeben:

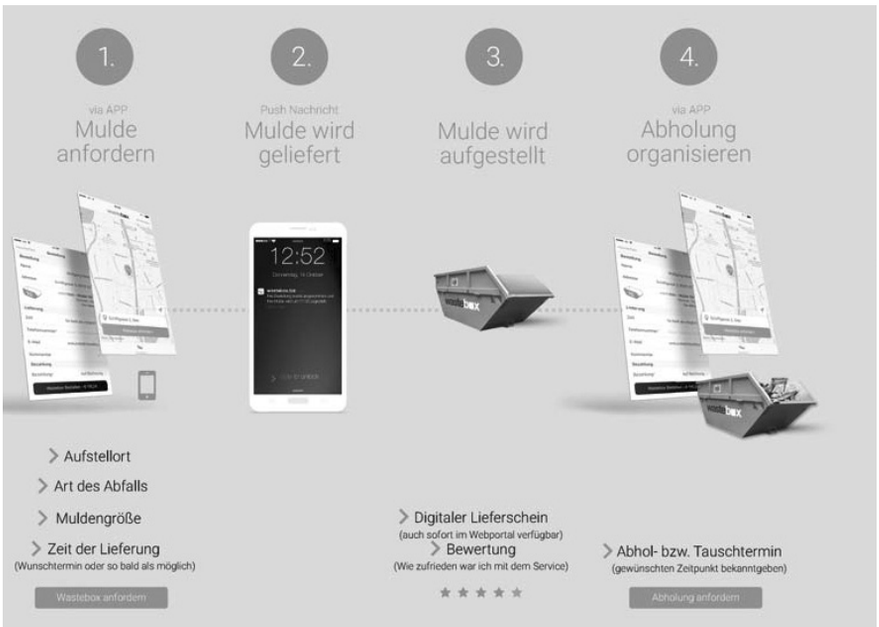


Abb. 1: Darstellung der Funktionalität der Wastebox.biz.

Durch diese intelligente Vernetzung werden klassische Sternfahrten (von A nach B und wieder zurück nach A, bevor der nächste Auftrag wieder von A nach C gefahren wird) reduziert. Da in etwa 50 % der Kosten der Entsorgungsleistungen aus der Logistik resultieren, ergibt sich dadurch ein erhebliches Einsparungspotential. Dieses Potential lässt höhere Margen und attraktivere Endkundenpreisen zu. Aber nicht nur die kommerzielle Einsparung ist erheblich. Auch die Umwelt profitiert maßgeblich. Bei einer durchschnittlichen Anfahrtstrecke von 15 km beinhaltet die derzeitige Muldenzustellung und Abholung eine notwendige Transportstrecke von rund 30 km. Mit einem durchschnittlichen Absetzkipper kann man die CO_2 Belastung mit ein Kilogramm pro Fahrzeugkilometer annähern. Bei oben angeführten 600.000 Muldentransporten pro Jahr in Österreich sind das bedenkliche 18.000 Tonnen CO_2. Wenn wastebox.biz nur für 50 % der Transporte (bevorzugt im urbanen Raum) eingesetzt wird, kann mit einer Reduktion des Transportweges auf zumindest 20 km im Durchschnitt gerechnet werden. Dies entspricht einer CO_2 Einsparung von 6.000 t/a. Bei einer ähnlichen Nutzung in den Ballungszentren der DACH-Region ergäbe sich eine Einsparung von 80.000 Tonnen CO_2. Neben der positiven Einflussnahme auf die CO_2-Bilanz steigt gleichzeitig die Servicequalität für die Kunden und ermöglicht regionalen Partnern den Zugang zu neuen Aufträgen.

Zusätzlich eröffnet das digitale Geschäftsmodell auch ganz neue Möglichkeiten in der Steuerung der Servicequalität und stellt gleichzeitig eine motivierte Leistungserbringung sicher. Die Anwendung beinhaltet ein zweiseitiges Bewertungs-Modul, das es sowohl dem Endkunden als auch dem Entsorgungspartner ermöglicht, jede Fahrt/Leistung (aus der Sicht der neuen Plattform, „Transaktion“ genannt) sofort mit nur einem „Klick“ zu bewerten. Die Macht derartiger online Kundenbewertungen wird schon seit einigen Jahren von anderen Branchen massiv genutzt. So führt ein gut bewertetes Produkt z.B. im Online-Verkauf zu einer 200 %igen Steigerung des Absatzes (Onlinemarketing 2016). Dieses Bewertungsinstrument kann auch in der Abfallwirtschaft 2.0 für neue Aspekte in der Kaufentscheidung genutzt werden. Zum einen bewerten die Endkunden den Entsorgungspartner, der die Leistung durchgeführt hat. Zum anderen hat auch der Entsorgungspartner die Möglichkeit den Kunden zu bewerten, z.B. Länge der Wartezeit, Zufahrtsmöglichkeit. Dadurch kann der Plattform Betreiber sofort auf unzureichende Qualität reagieren. Bei wastebox.biz steht jedoch der positiv motivierende Aspekt im Vordergrund. So wie bei Uber Taxi (Peck 2015) kann auch hier regionsweise z.B. ein „Entsorgungspartner des Monats“ Preis vergeben werden. Durch die Bewertungen kann – ähnlich wie es bei dem Transportdienstleister Uber gelungen ist – die Qualität der Entsorgungsleistung auf ein Top-Niveau gehoben werden.

In einem zweiten Schritt wollen wir weitere Digitalisierungsaspekte für neue Services im Sinne einer Abfallwirtschaft 2.0 beleuchten, beispielsweise die gezielte Steuerung von Kundenqualitäten oder die kommunale Abfallsammlung.

6 SCHLUSSFOLGERUNG BZW. ZUSAMMENFASSUNG

Wastebox.biz orientiert sich an etablierten digitalen Geschäftsmodellen und nutzt die Vorteile für Teilbereiche in der Abfallwirtschaft. „Uber for Trash", wie man die innovative Anwendung auch bezeichnen könnte, vernetzt auf intelligente Art und Weise Endkunden mit Entsorgungspartnern in Echtzeit und erlaubt gleichzeitig die Organisation der Abfallentsorgung in einfachster und komfortabler Art und Weise. Die Art der Abwicklung ist völlig neu und stellt ein disruptives Modell in der klassischen Abfallwirtschaft dar. Der Erfolg zeigt sich in der Reduktion der Vorlaufzeit für Entsorgungsdienstleistungen, der Verringerung von Fehlern und der Missverständnissen im Prozess aber auch in der Einsparung bei Kosten und CO_2-Emissionen. Überzeugen Sie sich selbst und laden Sie die App vom Google/Apple-Store oder verschaffen Sie sich einen Eindruck unter www.wastebox.biz.

LITERATUR

Ambrose, T., Ford, C. & Morris, M. (2015) *Smart Trash Survey,* Spotidoc.

Energie Steiermark (2016) *Geballte (App-)Power – Zwei steirische Leitbetriebe setzen gemeinsam neue Maßstäbe in modernen Bürgerservice,* Pressemitteilung, Graz, 12.04.2016.

Gelbmann, U. (2001) *Externe Abfallbewältigung im Business-to-Business-Bereich, Entwicklung eines marketingorientierten Ansatzes und Instrumentariums,* Wiesbaden: Deutscher Universitäts-Verlag.

Groß, S. (2013) Online-Shops: Was Kunden wollen, *estrategy-magazin.de,* aufgerufen am 14.04.2016, http://www.estrategy-magazin.de/online-shops-was-kunden-wollen.html.

Kampfl-Pernold, H. & Gelbmann, U. (2006) *Quantensprünge in der Abfallwirtschaft: Entwicklung eines innovationsorientierten Phasenmodells der europäischen Abfallwirtschaft,* Verlag: Shaker, 1. Auflage.

Koch, V., Kuge, S., Geissbauer, R. & Schrauf, S. (2014) *Indrustrie 4.0: Chancen und Herausforderungen der vierten industriellen Revolution,* PwC & Strategy.

Ludewig, C. (2015) *myTaxi – eine App verändert eine Branche,* aufgerufen am 12.05.2016, http://www.marktding.de/strategie/mytaxi-eine-app-veraendert-eine-branche/.

Mobile Marketing Association, Mobile Communications Report (2015) aufgerufen am 24.07.2016, http://www.mmaaustria.at/.

Onlinemarketing (2016) http://onlinemarketing.de/news/kundenbewertungen-produkte-mit-positivem-rating-verkaufen-sich-um-200-prozent-besser, aufgerufen am: 2.1.2016.

Pannagl, S. (2015) *Digitalisierung der Wirtschaft – Bedeutung, Chancen und Herausforderungen,* Wirtschaftskammer Österreich.

Peck, E. (2015) *Here's What Uber Is Doing For Its Very Best Drivers;* Huffington Post, 17.4.2015; http://www.huffingtonpost.com/2015/04/17/uber-sixth-star_n_7082150.html.

PwC (2016) *Die Digitalisierung verändert Unternehmen weltweit und branchenübergreifend,* aufgerufen am 16.05.2016, http://www.pwc.de/de/digitale-transformation/die-digitalisierung-veraendert-unternehmen-weltweit-und-branchenuebergreifend.html.

Roßbach, P., Jobb, A. & Laszlo, M. (2015) *Experteninterviews: Die Digitale Transformation bei Energieversorgern,* Q_Perior AG.

Schlechtriem, M., Muscheid, B., Brösse, K., Hesse, T., Schoegel, K. & Koob, C. (2010) *LFE - Digitales Leben,* Deutsche Telekom AG, 2. Auflage.

Neue Wege (Möglichkeiten, Erkenntnisse) in der kommunalen Gebiets- und Tourenplanung

W. Fischer
UNI Graz, Geographie und Raumforschung, Graz, Österreich

KURZFASSUNG: Anlass der hier vorgestellten Projektarbeit ist die mit 1.1.2015 in Kraft getretene steirische Gemeindestrukturreform. Von den Umstrukturierungen sind neben vielen anderen Bereichen auch die abfallwirtschaftlichen Belange der fusionierten Gemeinden betroffen. Dadurch eröffnet sich die Chance, in den neuen größeren Gemeinden verbesserte abfallwirtschaftliche Maßnahmen zu realisieren, die mittelfristig sowohl ökonomische als auch ökologische sowie soziale Vorteile nach sich ziehen. In drei Projektgemeinden wurden mittels Vorort-Erhebungen spezifische Kennzahlen der Restmüllsammlung erhoben, um optimierte Szenarien in Form von entsprechend berechneten Einzugsgebieten und Sammelstrecken darzustellen. Neben dem Aufzeigen des monetären Einsparungspotentials für die Gemeinden ist es mittels eines Berechnungsmodells möglich, den ökologischen Fußabdruck einer Sammeltour darzustellen.
Ziel ist es, die berechneten Einsparungspotentiale für Teilstrecken darzustellen, um durch entsprechende Gebiets- und Tourenoptimierungen und unter Miteinbeziehung der Bevölkerung gezielt Optimierungsmaßnahmen setzen zu können. Dafür erhielt das Projektkonsortium im Frühjahr 2016 vom Bundeskanzleramt einen Sonderpreis. Der Beitrag bietet einen groben Überblick, detaillierte Ergebnisse sind aus Vertraulichkeitsgründen nicht darstellbar.

1 EINLEITUNG

Das hier angedachte Optimierungsbestreben im Bereich der Abfallsammlung wurden von Dornbusch (2005), der auf eine erforderliche innerbetriebliche logistische Neuorganisation und Hermannspann (2005), der vor allem auf Fuhrpark- und Personalkosten Bezug nimmt, thematisiert. Ausgangspunkt sind die Entsorgungsbetriebe, die im Auftrag der Gemeinden die Sammlung der unterschiedlichen Abfallfraktionen durchführen und folglich die aus ihrer Sicht passenden Touren pflegen. Nach welchen Gesichtspunkten diese erfolgen verbleibt üblicherweise als Betriebsinternum beim Entsorgungsbeitrieb zumal seitens der beauftragenden Gemeinden auch kein Interesse daran besteht, solange die Sammlung und Abfuhr funktioniert und es keine Beschwerden seitens der Bürger und Bürgerinnen gibt. Es werden immer wieder Sammeltouren in Bezug auf ihre Effizienz unter Zugrundelegung verschiedenster Ansätze analysiert (Fischer 2009). Stegmann (2009) etwa unterstreicht die Notwendigkeit einer systematischen Untersuchung der Restmüllsammlung zur Erfassung des Energie- einsparungspotentials.

In der vorliegenden Arbeit wird der gängige Nachhaltigkeitsansatz verfolgt. Drei steirische Kommunen zeigten sich interessiert an Optimierungsmöglichkeiten bei der Restmüllsammlung. Die Initiative geht somit von den Kommunen aus, die immer öfters exaktere Kenntnisse über die Restmüllsammlung haben wollen, um darauf aufbauend ihre eigenen Vorstellungen von den Serviceleistungen des beauftragten Entsorgers verwirklicht haben zu können. Zudem lassen sich so bestehende Gebührensysteme optimieren. Die Gemeinden haben so die notwendige Klarheit in ihrem Entsorgungswesen, was die heutzutage stärker denn je notwendige Professionalisierung von kommunalen Aufgaben fördert. Dies versteht sich als eine unabdingbare Verantwortung gegenüber den Bürgerinnen und Bürgern. Darin begründet sich die vorliegende Arbeit, die als ein weiterer Schritt in Richtung noch stärker nachhaltige Abfall- wirtschaft zu sehen ist. Die Arbeit des Projektkonsortiums - allen voran die Firma ADENSO (Dank an Dr. I. Weltin) - wurden durch die Überreichung eines Staatspreises durch das Bundeskanzleramt im Frühjahr 2016 zudem

gewürdigt.

Birkfeld war jene Gemeinde, die gemeinsam mit der Universität Graz, der Firma ADENSO, dem Amt der Steiermärkischen Landesregierung und dem Abfallwirtschaftsverband sowie dem Dachverband der Steirischen Abfallwirtschaftsverbände ein Pilotprojekt startete. Es folgten die Gemeinden Mariazell und Gratwein/Straßengel. Auf der Basis dieser drei im Detail analysierten Restmüllsammelstrukturen und -prozesse ist es möglich, Erkenntnisse abzuleiten (Fischer 2016). Die Gemeinden sind nun in der Lage, vorgeschlagene Maßnahmen, die künftig eine verbesserte Restmüllentsorgung nach sich ziehen würde, umzusetzen. Die generell gut funktionierende Restmüllsammlung in den Gemeinden kann so noch effizienter als bisher durchgeführt werden. Es wäre das Ansinnen, dies für die gesamte Steiermark zu realisieren, weil damit ein weiterer bedeutender Schritt in Richtung nachhaltiger Abfallwirtschaft erfolgen würde.

2 ZUGANG ZUM THEMA

Was ist mit „neue Wege“ gemeint? - Es handelt sich um einen neuen Interessenszugang. Die Gemeinde als Auftraggeber für Entsorgungsunternehmen veranlasst eine detaillierte Analyse der Strukturen und Prozesse ihrer im gegenständlichen Fall Restmüllsammlung. Dies war bislang eher unüblich. In Zeiten knapper werdender Budgets aber steigt die Notwendigkeit einer ökonomischen höheren Effizienz. Dieses Ansinnen von Gemeinden zielt darauf ab, detailliert über die Restmüllbereitstellung und die Art und Weise der Sammlung Bescheid zu wissen, um von sich aus Kalkulationen durchführen zu können, sei es in Bezug auf die einzuhebenden Gebühren oder als geeignete Grundlage für Angebotsverhandlungen mit in Frage kommenden Entsorgungsunternehmen. Das generierte Wissen über Strukturen und Prozesse in der eigenen Gemeinde gereicht so zum Vorteil und es können deshalb Ausschreibungen zur Restmüllsammlung konkreter formuliert werden.

- Es erfolgt eine Umkehr von „Machtpositionen“: die Gemeinde kann mit besseren Systemkenntnissen selbstbewusster auftreten und auch Vorschläge zur verbesserten Restmüllsammlung nach ökonomischen, ökologischen und sozialen Gesichtspunkten kommunizieren.
- Damit wird der herrschenden Forderung nach einer nachhaltigen Abfallwirtschaft weiter Rechnung getragen. Die durchgeführte Systemoptimierung zielt auf alle drei Nachhaltigkeitsprinzipien ab. Der soziale Nachhaltigkeitsaspekt wird bereits während der Erhebungsarbeiten in Gang gesetzt, da im Zuge der Begleitung der Restmüllsammeltouren durch das Erhebungsteam Aufmerksamkeit erlangt wird, die durch Nachfragen der Bevölkerung „was denn hier passiere“ Bestätigung findet. Auf diese Art und Weise erfolgt eine Konfrontation mit der von der Bevölkerung getätigten Art und Weise der Restmüllbereitstellung (Abb. 1) und damit auch der überwiegend mangelnden Mülltrennung. Durch wiederholte Bewusstseinsbildung und verstärkte Partizipationsprozesse kann dieser Effekt noch verstärkt werden.

Abb. 1: Behälterfüllgrad mit Optimierungsmöglichkeit.

- Die im Zuge dieser Projektarbeit durchgeführte empirischen Datenaufnahme kann nach der Erstellung des Kalkulationsmodells durch die Firma ADENSO und der Uni Graz im erforderlichen regelmäßigen Aktualisieren der Daten auch von den Gemeinden selbst durchgeführt werden. Die hier zur Anwendung gebrachte gewählte Methodik ist neben heutzutage durchaus gängigen und auch erprobten vollautomatisierten Systemen eine kombinierte Methode. Neben der digitalen Routenaufzeichnung kommt auch Erhebungspersonal zum Einsatz. Der Grund für den Einsatz der hier vorgestellten Methodik besteht darin, dass auch ohne „intelligente Müllsammelbehältnisse“ mit der dafür kostenintensiven technischen Ausstattung - die auch kaum wo im alltäglich Gebrauch zum Einsatz kommt - und auch Fehleranfälligkeit je nach Bedarf und ohne aufwendige Vorplanung durchführbar ist.
- Es ergeben sich aus den Optimierungsprojekten der kommunalen Restmüllsammlung heraus zwangsläufig „neu Wege“ als effizientere Restmüllsammelstrecken.
- Zum Schluss ergäbe sich noch ein weiterer „neuer Weg“, nämlich jener der „partnerschaftlichen Abfallwirtschaft“. In einer solchen Abfallwirtschaft wären die Partner alle gleich gestellt: Bürger, Gemeinde und Entsorgungsunternehmen würden darin intensiver zusammenarbeiten. Dies wird wie Erfahrung aus den Projektgemeinden schließen lässt bislang nicht so wahrgenommen. Das Entsorgungsunternehmen gilt landläufig als einziger „Gewinner“ in diesem Geschäftsverhältnis und seitdem Abfall verstärkt als Wertstoff kommuniziert wird umso mehr.

3 THEORETISCHE GRUNDLAGEN

Die Planung für die öffentliche Entsorgung in den Gemeinden obliegt bei uns in Österreich am Ende den Gemeinden und manifestiert sich als eine Vielzahl von kommunalen Abfallwirtschaftsplänen, die alle das Ziel haben, die Entsorgung vor allem zur Zufriedenheit aller und möglichst nach den Prinzipien der Nachhaltigkeit zu erledigen. Diese Planung der Kommunen unterliegt den Vorgaben des Bundesabfallwirtschaftsplanes sowie jener Pläne der Länder und der Verbände. Unter Planung versteht man - und das geht bereits aus der frühen abfallwirtschaftlichen Literatur hervor - „... die auf Vernunft und Überlegung gegründete Ordnung und Festlegung von Maßnahmen, die dazu dienen, ein bestimmtes Ziel zu erreichen: Beschreibung von Weg und Ziel“ Fröhlich (1996).

Die hier als Teil des Restmüllentsorgungsprozesses dargestellte Sammlung mittels entsprechenden Fahrzeugen vereint Wege und Ziele, wobei nicht bloß das räumliche Ziel sondern auch jenes der Optimierung in einer Verbesserung im Zentrum steht. Dahingehende Planungen stoßen erfahrungsgemäß auf Widerstände, da sie von gewohnten und zumeist auch durchaus funktionierenden Wegen in Summe ein wenig abweicht. Dieses Abweichen bedeutet im Falle der Restmüllsammlung etwa von einem Einzelnen ein gar nicht so geringes Abweichen und verlangt deshalb nach Verständnis und Einsicht, die mittels Partizipationsmodellen vermittelt werden können. So kann nicht nur Widerstand verhindert sondern auch aktive Mitgestaltung zumindest induziert werden. Widerstand – so Fröhlich (1996) – „…ist eine hindernde Kraft“. Wenn diese Kraft einer Kraftanstrengung hin zu einer Verbesserung entgegenwirkt geht Energie verloren, weshalb eine gemeinsame Kraftbündelung mit viel weniger Energieaufwand zu einem besseren Ergebnis führt. Deshalb ist es notwendig – wie das hier vorgestellte Beispiel zeigt, dass alle Beteiligten gemeinsam an einem Strang ziehen, Kommunen wie Entsorger! Das setzt aber voraus, dass die Vorteile von Struktur- und Prozessoptimierungen allen Beteiligten verständlich gemacht werden muss. Verdrängen führt nicht zum Ziel. Eine klare Darstellung der aktuellen Situation ist für diesen Verständnisprozess unabdingbar, weswegen eine detaillierte Systemanalyse die Basis der vorliegenden Arbeit ist. Widerstand als bewusst eingesetzte Gegenkraft verhindert oder verzögert zumindest Anpassungsvorhaben im Sinne einer Optimierung durch ent-sorgungspflichtige Körperschaften. Deshalb müssen anhand von Pilotprojekten Vorteile dargestellt werden, nur so kann eine Implementierung realisiert werden. Im Falle einer nachhaltigen Abfallwirtschaft muss in allen drei Bereichen, also durch ökonomische, ökologische und soziale Ansätze Überzeugungsarbeit geleistet werden.

Das räumliche Muster der Sammlung von Abfällen unterliegt einer ständigen Veränderung: Anzahl, Größe und Positionen von Sammelbehältnissen sind dynamisch. Behältnisse werden wegen ihrer Größe ausgetauscht, die Behältnisse sind nicht bei jedem Entleerungstermin bereit-

gestellt und weisen einen sich laufend ändernden Füllgrad auf. Es ist deshalb nicht möglich, vorab 100 %ig genau über die Sammlung Bescheid zu wissen, außer bei automatisierten Systemen, bei denen ein Sensor den Füllgrad meldet oder wenn volle Behältnisse per App von der Bevölkerung als „abholbereit" gemeldet werden. Aus statischen Tourenplänen werden flexible, die in Summe aber in längeren Sammelstrecken resultieren, was ökologisch betrachtet von Nachteil ist. Außerdem haben statische Tourenpläne den Vorteil, dass Abholtermine vorgegeben werden, an die sich die Bevölkerung rasch gewöhnt (Stummer et al. 2010). Beim vorliegenden Optimierungsansatz wird an einen statischen Tourenplan festgehalten. Flexibilität besteht aber dennoch, indem Abfuhrrhythmen oder Behältergrößen am Beginn der neu gestalteten Restmüllsammeltour entsprechend den Analyseergebnissen der „alten" Touren vorgeschlagen werden bzw. in den „neuen" Touren Berücksichtigung finden. Es ergeben sich daraus mehrere Szenarien, die auch auf ihre ökonomischen sowie ökologischen Werte hin dargestellt werden.

4 ARBEITSSCHRITTE

Folgende zehn Arbeitsschritte wurden für eine zielführende Untersuchung festgelegt:

- Beauftragung durch die Gemeinde, Bestimmung des Arbeitsgebietes und der Abfallart,
- Beschaffung relevanter abfallwirtschaftlicher Daten, Auswahl der Erhebungsmethode,
- Tourenbegleitung (mind. 2 mal)
  - Erfassung der bereitgestellten Müllbehälter
    - Erfassung der Position (GPS) des Behälters ...
    - … der Anzahl der Behälter pro Stopp,
    - … der Behältergrößen,
    - … der Füllstände und
    - … der Trennqualität sowie
  - Abgleich mit den Haushaltslisten der Gemeinde (Verrechnungsgrundlage)
- GIS (Geo Information System) Applikation mit Status-Quo Darstellung
- Berechnung von Optimierungsszenarien
  - gemäß ökonomischen Ansatz und
  - gemäß ökologischen Ansatz
- Darstellung von möglichen Optimierungspotentialen
  - auf Basis Gewichtsfaktor,
  - auf Basis Zeitfaktor und
  - auf Basis sozialer Faktor (Mitarbeit durch die Bevölkerung – Bereitstellung bei Sammelinseln, u.ä.)
- Maßnahmenvorschläge für die Gemeinde,
- Diskussion mit Verantwortlichen über Umsetzungsschritte, Beratung,
- Pflegen des Datensystems und
- Wiederholte Systemprüfung vor der nächsten Ausschreibung zur Vergabe der Abfallsammlung.

5 DAS BERECHNUNGSMODELL MIT ÖKONOMISCHEN OPTIMIERUNGS- HINTERGRUND

All diese logistisch weniger effizienten Strukturen und Prozesse entsprechen nicht dem Bestreben nach einer bestmöglichen ressourcensparenden und emissionsreduzierten Abfallsammlung. Nur auf Basis einer möglichst guten Kenntnis der Gegebenheiten der Abfallsammlung, wie es hier durch die Ermittlung von im Zuge der Begleitung von Touren gewonnen Echtdaten der Fall ist, ist es möglich, Optimierungsvorschläge zu unterbreiten und auch die Auswirkungen je nach Veränderung im Sammelsystem zu simulieren. Der hier zu Grunde liegende systemische Modellierungsansatz ermöglicht es, Szenarien zu visualisieren und zu diskutieren. Dabei liefern die oben gelisteten input-Parameter die notwendige Basis. Die Ergebnisse werden den Gemeinden in Form von Excel-Tabellen geleifert, so dass für diese durch die Eingabe entsprechend aktualisierter Daten eine laufenden Systemkenntnis ermöglicht wird. So kann die Gemeinde ständig Entwicklungen beobachten und gegebenenfalls von sich aus entsprechend reagieren und neue

verbesserte Wege vorgeben.

6 DAS CO_2-BERECHNUNGSMODELL MIT ÖKOLOGISCHEN OPTIMIERUNGSHINTERGRUND

Als ein wesentlicher Bestandteil einer nachhaltigen Gebietsoptimierung finden auch ökologische Belange Betrachtung. Üblicherweise spielen dabei die anfallenden CO_2-Emissionen eine sehr bedeutende Rolle, weshalb in der vorliegenden Untersuchung auf diesen Faktor Augenmerk gelegt wurde. Zur Bestimmung des ökologischen Optimierungspotenzials werden die erfassten Daten anhand eines eigens entwickelten Models auf Excel Basis gerechnet (Dank an Dr. P. Saccon, Waterdrop Consulting GmbH). Mit dem Berechnungsmodell wurde auf der Basis der Parameter Streckenlänge in Kombination mit der Topographie sowie dem kumulierten Gewicht des ge-sammelten Restmülls und dem Eigengewicht des Müllsammelfahrzeuges der im Zuge der Sammeltouren in den fünf Ortsteilen Birkfelds anfallende CO_2-Ausstoß ermittelt. Bei der Berechnung der CO_2-Emissionen wird Augenmerk auf den sogenannten „direkten CO_2-Ausstoß“ gelegt. Es handelt sich dabei um die TTW (Tank-To-Wheel) Emission, die mit einem Faktor von 2.692 kg/Lt. Dieseltreibstoffverbrauch gerechnet wird.

Zur Berechnung dienen bekannte Grundformeln, die im Model anhand geeigneter und erweiterter Formeln zusammengeführt werden, was zu einer komplexen Berechnungsmethode führt. Zusammen mit bekannten Treibstoffverbrauchswerten für die jeweiligen Restmüllsammeltouren konnten einerseits Berechnungen auf einen Zielwert hin durchgeführt werden, die mit jenen Berechnung anhand der typenspezifischen Grundverbrauchswerte unter Miteinbeziehung der relevanten Tourenparameter hochgerechnet wurden und sodann verglichen werden konnten. Am Ende wurden die Einzelergebnisse auf ihre Plausibilität hin überprüft und für die neue Gemeinde Birkfeld zusammengeführt. Die im Rahmen der Studie erhobenen Daten erlauben Rückschlüsse auf die Restmüllsammeltouren, die sich als Streckenprofile abbilden lassen. Die Daten sind dermaßen detailliert, dass sie Neigungsverhältnisse in Sekunden- abständen (zu beachten ist die unterschiedliche Geschwindigkeit) aufzeichnet. Streckenlänge und die zudem gemessenen Höhenunterschiede ermöglichen das Errechnen von Steigungswinkeln (bergauf und bergab). Streckenanstiege bzw. Streckengefälle werden von Stopp zu Stopp ermittelt, gemittelt und bzgl. ihrer Neigung kategorisiert. Parallel dazu werden die Müllbehälter pro Stopp über den erhobenen Füllgrad und die standardisierten Gewichtsfaktoren aufsummiert (Abb. 2).

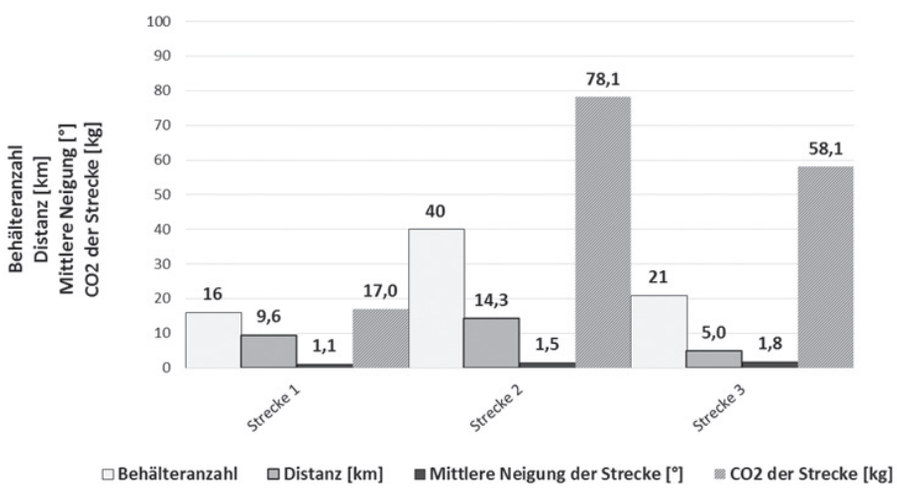


Abb. 2: Darstellung der errechneten CO_2-Emission nebst weiteren Faktoren für Teilstrecken.

Ziel dieses Rechenprozesses ist es, die optimierten Gebietssammlungen für die neue Gemeinde Birkfeld aus ökologischer Sicht mit den aktuellen Strukturen und Prozessen zu vergleichen, um daraus den ökologischen Gewinn einer künftigen Gebietsoptimierung anhand der unterbreiteten Vorschläge ableiten und quantifizieren zu können. Zudem ist es möglich in den unterschiedlich dicht besiedelten Ortsteilen einer Gemeinde einen „erhöhten Aufwand“ darzustellen, der sich

durch eine zonale Manifestierung - wenn gewollt - auch in entsprechend angepasste gerechte Gebührenzonen Anwendung finden kann.

7 SCHLUSSFOLGERUNG

Es hat sich anhand der drei Untersuchungsgemeinden gezeigt, dass bei entsprechender Sammeleinzugsgebietsoptimierung ein ökonomisches Einsparungspotenzial bereits unter Zugrundelegung von Minimalannahmewerten im zweistelligen Prozentbereich gegeben ist. Die dargelegten Systemverbesserungsmaßnahmen sind hierfür sehr einfach umsetzbar und bedürfen nur geringe Umstrukturierungsmaßnahmen. Die Schritte hin zu einer Systemoptimierung obliegen den politischen Verantwortlichen.

Im ökologischen Bereich sind CO_2-Einsparungspotenziale gegeben, da die neu berechneten Touren und Einzugsgebiete eine höhere Sammeleffizienz durch bessere Auslastung der Fahrzeuge und somit Streckenverkürzungen ermöglicht. Aufgrund der Erfassung und Berechnung von topographisch besonders emissionsfreudigen Teilstrecken ist es möglich, diese durch gezielte Maßnahmen wie Vorbringen der Behälter zu Konsolidierungspunkten (durch Private oder die Gemeinde mit Pritschenwagen) zu entlasten. In Summe mag die Verringerung des ökologischen Fußabdrucks für eine Gemeinde gering erscheinen, würde man die Emissionen für alles Gemeinden der Steiermark und für ein ganzes Jahr bestimmen, so wäre dies am Ende ein nicht unwesentlicher Beitrag zur Verbesserung der Klimarelevanz der Abfallwirtschaft in der Steiermark.

Bezüglich des sozialen Effektes lässt sich anmerken, dass allein schon durch die Begleitung und Kartierungs- und Datenaufnahmetätigkeit des Teams während der Sammeltouren Aufmerksamkeit erlangt wird. Diese schlägt sich in der Form positiv nieder, dass etwa wie die Erfahrung zeigt, beim zweiten Tourenbegleiten die Qualität merklich besser war. Es sprach sich herum, dass „kontrolliert wird“, was einen gewissen Erziehungseffekt bzw. zumindest zu einem Nachdenken bei einigen Personen führte. Es wurde auch immer wieder das Gespräch mit den Touren begleitenden Personen geführt. Auch sahen sich die Gemeinden aufgrund der schlechten Ergebnisse bei der Trennqualität dazu veranlasst, erneut Bewusstseinsbildungsmaßnahmen in Zusammenarbeit mit den zuständigen Abfallwirtschaftsverbänden zu setzen.

In Summe ist es das gemeinsame Vielfache, das die steirische Abfallwirtschaft einen weiteren Schritt vorwärts in Richtung nachhaltige Abfallwirtschaft bringt. Gekrönt wäre der Erfolg von einer wie zu Beginn der Arbeit angesprochenen „partnerschaftlichen Abfallwirtschaft“, an deren Strang alle Beteiligten mit selber Stärke ziehen.

LITERATUR

Dornbusch, H-J. (2005) Grundsätzliche Anforderungen an eine moderne Abfallsammlung. In: A. I. Urban, G. Halm & M. Weber (eds.) *Optimierung der Abfalllogistik. Kassler Abfalllogistiktage.* Schriftenreihe des Fachgebietes Abfalltechnik. Universität Kassel.

Fischer, W. (2016) The Management of Residual Waste Collection in Rural Areas with regard to the Potentials for Optimization. 721-729. In: Yildis Technical University Istanbul (eds.) *EURASIA 2016 Waste Management Symposium Proceedings.* Istanbul. Yildis Technical University Istanbul.

Fischer, W. (2009) Waste management in rural areas in Styria/Austria - potentials of optimization under the aspect of demographic changes and depopulation. In: Guzoviz, Z., Duic, N., Ban, M. (eds.) *Proceedings - Energy, Water and Environment Systems.*

Fröhlich, W. (1996) Planung und Widerstand im Bereich der Abfallentsorgung. 273-285. In: *Öffentlicher Nahverkehr und Abfallwirtschaft im kommunalen Umfeld.* Hamacher, H. u. Schöbel, A. (Hrsg.). SHAKER Verlag. Aachen. 335 S.

Hermannspann, P. (2005) Moderne Logistiksysteme und damit einhergehende Einsparpotentiale in der Hausmüllsammlung. In: A. I. Urban, G. Halm & M. Weber (eds.) *Optimierung der Abfalllogistik. Kassler Abfalllogistiktage.* Schriftenreihe des Fachgebietes Abfalltechnik. Universität Kassel.

Stegmann, R. (2009) Optimierungspotentiale in der Abfallwirtschaft. In: *Müll und Abfall.* 2/09. Berlin: Erich Schmidt Verlag GmbH & Co.

Stummer, S., Kiechle, G., Edlinger, K.M. & Schweiger, G. (2012) Sensordatenbasierte Tourenoptimierung in der Entsorgungslogistik. In: Lorber K. et al. (eds.) Depotech 2012. *Abfallwirtschaft. Abfalltechnik. Deponietechnik und Altlasten.* Essen, Eigenverlag Montanuniversität Leoben. 191 – 196.

Untersuchung der Zusammensetzung von Elektrokleingeräten und Entwicklung einer Demontagedatenbank

P. Beigl & S. Salhofer
Universität für Bodenkultur Wien, Institut für Abfallwirtschaft, Wien, Österreich

KURZFASSUNG: Die Verbesserung von Verfahren zur Aufbereitung und Verwertung von Elektroaltgeräten (EAG) erfordert umfassendere Methoden und Datengrundlagen zur Charakterisierung dieses heterogenen Abfallstroms. Das Ziel eines laufenden FFG-Projekts ist die Entwicklung und Optimierung der gesamten Rückgewinnungskette für kritische Rohstoffe aus EAG (Projekt „Rohstoffe aus EAG“). Ein Unterziel dieses Projekts stellt die Charakterisierung von repräsentativ ausgewählten Elektrokleingeräten mittels Demontageversuchen dar. Dieses Paper beschreibt die Entwicklung der Demontagedatenbank auf Basis von manuellen Demontagen von Elektroaltgeräten. Die Demontagedatenbank mit derzeit 1.005 Elektroaltgeräten aus 77 Gerätearten ermöglicht einen detaillierten Einblick in die Materialzusammensetzung sowie Variabilität der Materialanteile. Neben der methodischen Vorgehensweise werden Ergebnisse zur Auswertung von ausgewählten Gerätearten vorgestellt. Darüber hinaus werden Anwendungsfelder für die Nutzung der Datenbank für Verwertungsbetriebe diskutiert.

1 EINLEITUNG

Die Verbesserung von Verfahren zur Aufbereitung und Verwertung von Elektroaltgeräten (EAG) erfordert umfassendere Methoden und Datengrundlagen zur Charakterisierung dieses heterogenen Abfallstroms. Der derzeitige Schwerpunkt der Beprobung von EAG basiert zumeist auf analytischen Verfahren von wertstoffreichen Bauteilen wie z.B. Leiterplatten. Die Zusammensetzung des Abfallstroms basierend auf den typischen Eigenschaften von Produktgruppen wurde bisher kaum untersucht.

Die stark unterschiedliche Charakteristik von Elektroaltgeräten in den einzelnen Sammelkategorien ist eine große Herausforderung für die Optimierung von Aufbereitungs- und Verwertungsprozesse. Bezogen auf die Gesamtmasse sind Elektrogroßgeräte wie z.B. Waschmaschinen sehr relevant, während kleine IT-Geräte, wie Personal Computer, Multifunktionsdrucker, Mobiltelefone und Receiver eine untergeordnete Rolle spielen. Im Gegensatz dazu zeigt der Fokus auf Leiterplatten und andere wertvolle Bauteile, dass der Beitrag von kleinen IT- und Telekomgeräten diesbezüglich deutlich höher als der von Elektrogroßgeräten ist. Die Schwierigkeit besteht also darin, Aufbereitungsverfahren für unterschiedliche Sammelkategorien effizient umzusetzen.

Weiters sollten die Unterschiede zwischen Gerätetypen innerhalb einer Sammelkategorie nicht unterschätzt werden. Während der Massenanteil an Wertmetallen für manche Gerätetypen niedrig und mangels Technologiesprüngen recht gleichmäßig ist, können Wertmetallanteile im Fall von Produkten mit kurzen Innovationszyklen und relativ kurzer Nutzungsdauer sehr stark variieren, z.B. bei kleinen, tragbaren, elektronischen Geräten.

Bisher beschränkten sich die Methoden zur Charakterisierung von EAG in Europa nur auf die Beprobung der Outputströme bei EAG-Vorbehandlungsanlagen. Da EAG-Sammelmengen anfangs betreffend Herkunft und Sammelkategorien undifferenziert verarbeitet wurden, bestand nur Erfahrungswissen über die Mischung dieser Sammelware. Im Zuge der Einführung der EAG-Richtlinie (EG 2002) sowie der Altfahrzeug-Richtlinie (EG 2000) wurden Batchversuche mit standardisierten Sammelkategorien eingeführt, um belastbare Erkenntnisse zu Recyclingquoten und Prozessoptimierung zu gewinnen. Die Inputströme der jeweiligen Batchversuche beschränkten sich auch breite, getrennt erfasste Sammelkategorien (z.B. Altfahrzeuge, Elektrogroßgeräte, Elektrokleingeräte). Aktuelle, angewandte Forschungsprojekte legen den Focus

auf kleinmaßstäbliche Batchversuche mit 2 – 5 Tonnen Input mit definierten Gerätetypen, z.B. kabelgebundene Telefone beim RePro-Projekt (Sander 2014). Der aktuelle Trend geht in Richtung der weiteren Differenzierung nach Gerätetypen um die Rückgewinnungsquoten von wertvollen Technologiemetallen in Kombination mit intensivierten Demontageschritten zu optimieren.

2 ZIELSETZUNG

Das Ziel eines laufenden FFG-Projekts ist die Entwicklung und Optimierung der gesamten Rückgewinnungskette für kritische Rohstoffe aus EAG (Projekt „Rohstoffe aus EAG"). Ein Unterziel dieses Projekts stellt die Charakterisierung von repräsentativ ausgewählten Elektrokleingeräten mittels Demontageversuche dar. Damit kann die Zusammensetzung von Elektroaltgeräten auf Bauteilebene präzisier bestimmt und für die Abschätzung von verwertungsrelevanten Outputströmen (z.B. Edelmetalle, Kupfer) herangezogen werden.

Um das Inputmaterial im Hinblick auf den Gehalt an Wertmetallen (Kupfer, Edelmetalle und Elemente der Seltenen Erden) zu charakterisieren, wird basierend auf vorliegenden Daten, Literaturdaten und Zerlegeversuchen ein Inventar erstellt. Bei den Zerlegeversuchen werden ausgewählte Gerätearten (z.B. CD-Player) mit einem standardisierten Protokoll in ihre Bauteile zerlegt, diese werden verwogen und in der Folge mit Literaturdaten zu den Bauteilen (z.B. Leiterplatten) verknüpft. Bisher wurden im Zuge unserer Arbeiten rund 1.000 Elektrokleingeräte bezüglich ihrer Zusammensetzung in einer Datenbank erfasst. Das Inventar beschreibt die Gerätearten mit ihrem Gehalt an Wertmetallen. In diesem Beitrag wird auf die Zerlegeversuche näher eingegangen.

3 VORGEHENSWEISE

Die Entwicklung der Demontagedatenbank erfolgte parallel zu den Gerätedemontagen von Elektrokleingeräten in folgenden Arbeitsschritten:

- Konsolidierung und Standardisierung bestehender Demontagedaten,
- Auswahl der zu demontierenden Geräte,
- Manuelle Demontagen und
- Dokumentation und Auswertung mittels MySQL-Datenbank.

3.1 Konsolidierung und Standardisierung bestehender Demontagedaten

Den Ausgangspunkt für den Aufbau der Demontagedatenbank bildeten Demontageversuche sowie Gerätezählungen aus Vorprojekten, die vom Institut für Abfallwirtschaft (BOKU) in Kooperation mit Projektpartnern, insbesondere dem Demontage- und Recycling-Zentrum (DRZ), durchgeführt wurden (Grassl 2014, Meskers et al. 2009, Salhofer 2013). Im Zuge der Verwendung von unterschiedlichen Klassifikationen für Geräte-, und Bauteiltypen war eine Standardisierung und Konsolidierung erforderlich.

Innerhalb der letzten Jahre wurden auf nationaler und internationaler Ebene zahlreiche Klassifikationen für Elektroaltgeräte eingeführt und weiterentwickelt. Die Kataloge variieren sehr stark bezüglich der Ausrichtung auf gesetzliche Anforderungen (z.B. EAG-VO (BMLFUW 2014) oder ROHS-RL (EU 2011)), sammel- und verwertungsorientierte Aspekte sowie auch Herkunft. Daraus ergibt sich auch eine stark unterschiedliche Definition und somit Umfang der verwendeten Kategorien, die von z.B. sechs Sammelkategorien laut EAG-Richtlinie (EU 2012) über die erweiterten 17 Sammelkategorien laut WEEE Forum/UNU (Huisman 2014) bis zu 1.062 Gerätetypen laut Geräteliste des BMLFUW (BMLFUW 2016) reichen kann. Mit Blickrichtung auf die EAG-Verwertung wurde im laufenden Projekt eine Katalog mit 216 Gerätetypen verwendet, der auf den etablierten UNU Keys (Baldé et al. 2015) mit derzeit 54 Gerätegruppen aufbaut. In der entwickelten Geräteklassifikation wurden Gerätetypen innerhalb der UNU Keys differenziert, die bezüglich Stückmasse und Zusammensetzung nach Materialien homogen sind. Als Beispiel für die verwendete Einteilung sind die Geräteypen innerhalb der kleinen IT- und Telekom-Geräte laut EAG-Richtlinie 2012/19/EU in Tab. 1 aufgelistet.

Tab. 1: Verwendete Geräteklassifikation: Beispiel Kleine IT- und Telekommunikationsgeräte laut EAG-Richtlinie (EU 2012).

UNU Key (Baldé et al. 2015)	Gerätetypen laut eigener Klassifikation
0301 Small IT & accessories	Registrierkasse klein; Schreibmaschine; Taschenrechner; Festplatte (PC-Bauteil); Festplatte (extern); Laufwerk (optisch); Laufwerk (sonstige); Leiterplatte (Motherboard); Leiterplatte (RAM); Leiterplatte, sonstige IT-; Lüfter (CPU); Maus; Router, Modem (klein); Netzteil (klein); Netzteil (mittel); Netzteil, PC-; Tastatur; Webcam; Freisprecheinrichtung; USV-Anlage
0302 Desktop PCs	PC (komplett); PC (ohne Festplatte); PC (Server); PC (wertstoffberaubt)
0304 Printers	Drucker, Laser-; Drucker, Multifunktions-; Drucker, Nadel-; Drucker, Tintenstrahl-; Druckerpatrone; Faxgerät; Scanner
0305 Telecom	Anrufbeantworter; Funkgerät / Babyphon / Schnurlostelefon; Gebührenzähler; Telefon, kabelgebunden; Telefon, Schnurlos- (Station)
0306 Mobile phones	Telefon, Mobil- (mit Akku); Telefon, Mobil- (ohne Akku)
0307 Professional IT	Router (groß)

Zur Standardisierung und auch als Vorbereitung zur mechanischen Demontage wurden eine hierarchische Material- sowie eine Bauteilklassifikation entwickelt, um jedes Bauteil bezüglich der Materialzusammensetzung sowie auch der technischen Funktion zuordnen zu können. Zur Materialklassifikation wurde ein offener Materialkatalog in drei hierarchischen Ebenen erstellt, der derzeit 123 Kategorien umfasst (Tab. 2). Beim verwendeten Katalog ist berücksichtigt, dass die Demontage von zum Teil eingeschweißten bzw. verkapselten Bauteilen mit herkömmlichem Werkzeug mit angemessenem Aufwand nicht möglich bzw. sinnvoll ist. Diese sog. komplexen Bauteile beinhalten mehrere (Mono-)Materialien, während Materialverbunde maximal zwei Materialien beinhalten (i.d.R. ummantelte Daten- oder Stromkabeln).

Tab. 2: Materialklassifikation nach Hauptgruppen inkl. Beispielen.

Materialgruppe	Untergruppen	Beispiele
Schadstoffhältige Bauteile	17	Batterien, Kondensatoren, Toner, LCD
Fe-Metalle	4	Stahl, Magnetstahl
NE-Metalle	5	Cu, Al, Mg, Messing, Bronze
Kunststoffe	13	Elastomere, ABS, HIPS, PC, PE, PP, PS, PVC
Sonstige Materialien	5	Holz, Textilien, Papier, Kartonagen, Glas, Beton
Materialverbunde	1	Kabel (Cu) mit Isolierung
Leiterplatten	3	Nach Leiterplattenqualitäten (Q1, Q2, Q3)
Komplexe Bauteile	61	Motoren, Lüfter, Laufwerke, Stecker, Transformatoren

3.2 Auswahl der zu demontierenden Geräte

In Hinblick auf eine verbesserte Abschätzung des Wertmetallgehalts in Elektrokleingeräten war es erforderlich, die zu diesem Zeitpunkt bestehenden Demontagedaten zu erweitern. Auf Basis einer Literaturauswertung wurden dazu Gerätegruppen mit wertstoffreichen Bauteilfraktionen identifiziert. Zur Ergänzung der bereits vorhandenen Datensätze wurde auf Basis des Leiterplattenanteils an der gesamten Gerätemasse, des Anteils am gesamten Gerätewarenkorb (auf Basis von mehreren Gerätezählungen) und der bisher zerlegten Geräteanzahl eine Auswahl der Gerätegruppen für die Demontagen getroffen. Grundlage für den Gerätewarenkorb waren Gerätezählungen der Sammelware von mehreren österreichischen Abfallwirtschaftsverbänden, wobei der erläuterte Katalog mit 216 Gerätearten verwendet wurde. Die Gewichtung berücksichtigte den Wertmetallgehalt auf Grundlage von Literaturdaten, wobei zu erwartende, wertmetallreiche Geräte stärker repräsentiert waren.

Im Rahmen des laufenden Projektes wurden bisher jeweils 20 Geräte von folgenden Gerätetypen demontiert: Audiogerät (klein) (z.B. MP3-Player, Walkman), Computerspielkonsole (z.B. Playstation), Diskman, Joystick, Laptop/Notebook (mit Akku), Lautsprecher (groß, mittel sowie klein), Maus, Mobiltelefon (mit Akku), Multifunktionsdrucker, PC, PC (Server), Receiver und Uhren. Die Zerlegung von weiteren Gerätegruppen ist derzeit in Vorbereitung.

3.3 Manuelle Demontagen von Elektrokleingeräten

Die Gerätedemontage inklusive Bauteilidentifikation erfolgte mit Hilfe verschiedener Schraubenzieher, Zangen, Seitenschneidern, Hämmern und Magneten. Zusätzlich zur Verwiegung der Bauteile wurde, wenn möglich, eine Altersbestimmung der Geräte durchgeführt. Zuerst wurden, soweit vorhanden, alle Gehäuseschrauben gelöst um das Gehäuse abzulösen. Im Inneren des Gerätes befindliche Schrauben wurden ebenfalls gelöst, soweit dies zur Auftrennung in verschiedene Bauteile vonnöten war. Alle Kabel wurden von anderen Bauteilen getrennt.

Die Demontagetiefe wurde durch den Bauteilkatalog bestimmt: Die Zuteilung erfolgt zur detailliertestmöglichen Ebene des Bauteilkataloges. Wenn mit den zur Zerlegung verwendeten Werkzeugen eine weitere Fraktionierung nicht möglich war bzw. eine eindeutige Zuteilung zu einer eigenen Materialkategorie (z.B. PCBs) nicht möglich war, wurde das Bauteil als „komplexes Bauteil“ klassifiziert, z.B. Motoren (Cu-Fe-Verbund), Festplatte, etc.).

Abb. 1 zeigt die Demontage eines Receivers nach Öffnung der Abdeckung sowie nach Demontage.

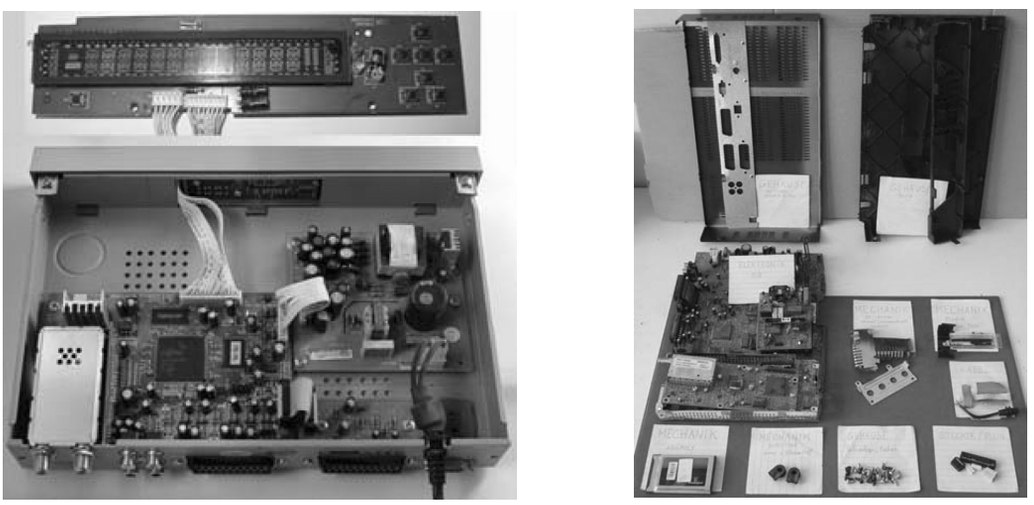


Abb. 1: Gerätedemontage am Beispiel eines Receivers vor und nach Demontage.

3.4 Dokumentation und Auswertung mittels MySQL-Datenbank

Die dokumentierten Daten wurden in einer MySQL-Datenbank mit Ergebnissen von früheren Untersuchungen zusammengeführt. Die Datenbank, die neben Demontagedaten auch Ergebnisse von Gerätezählungen umfasst, ermöglicht den Abgleich von derzeit 20 verschiedenen EAG-Gerätesystematiken sowie unterschiedlichen Materialsystematiken sowie Bauteilhierarchien.

4 DEMONTAGEDATENBANK

4.1 Umfang und Funktionalität

Die Demontagedatenbank wird im Rahmen der laufenden Aktivitäten stetig erweitert und umfasst derzeit 1.005 Elektroaltgeräten aus 77 Gerätearten. Der Schwerpunkt liegt hierbei bei Elektrokleingeräten und Bildschirmgeräten (z.B. Laptops, FDP-Monitore). Die Masse der bisher demontierten ca. 17.400 Bauteile beträgt 3.520 Kilogramm.

Parallel zu den Demontageaktivitäten durchgeführte Gerätezählungen dienen dem Zweck, die Verteilung der EAG-Sammelmengen nach Gerätetypen zu erheben, um die Zusammensetzung von sogenannten EAG-Warenkörben nach Gerätetypen sowie – statistisch abgeschätzt – nach Materialgruppen zu ermöglichen. Dabei werden Anzahl, Stückmasse, Zustand und je nach Fragestellung weitere Charakteristika nach Gerätetyp erhoben. Die vom Institut für Abfallwirtschaft durchgeführten Gerätezählungen zu unterschiedlichen Studien umfassen derzeit ca. 18.000 Geräte mit ca. 38 Tonnen Gesamtmasse.

Für die Abschätzung von Materialanteilen innerhalb von Warenkörben ist die Verschneidung von Demontage- und Zählungsdaten wesentlich, damit Vorabinformation z.B. über Wertstoff-

gehalte von Outputströmen bereitgestellt werden können. Aus funktioneller Sicht ermöglicht die erstellte Datenbank diesen Abgleich unter Verwendung von beliebigen Geräte- und Materialklassifikationen.

4.2 Beispiel: Auswertung des Leiterplattenanteils nach Gerätetypen

Abb. 2 zeigt eine exemplarische Darstellung des Leiterplattenanteils von Elektrokleingeräten in absteigender Reihenfolge. Der mittlere Leiterplattenanteil in Masse-% ist aufgeteilt nach Leiterplattenqualität (Q1, Q2, Q3) dargestellt. Bei den Gerätetypen handelt es sich fast durchwegs um Geräte mit geringer Stückmasse, die jedoch aufgrund ihres Anteils in den Warenkörben einen nicht zu unterschätzenden Beitrag an der gesamten Leiterplattenmasse ausmachen. Im Rahmen des laufenden Projektes wurde die Erfahrung gemacht, dass daher nicht nur den großen IT-Geräten mit großen Leiterplatten (PCs, Server), sondern auch kleinen IT- und Telekom-Geräten mit hohem Leiterplattenanteil Beachtung zu schenken ist.

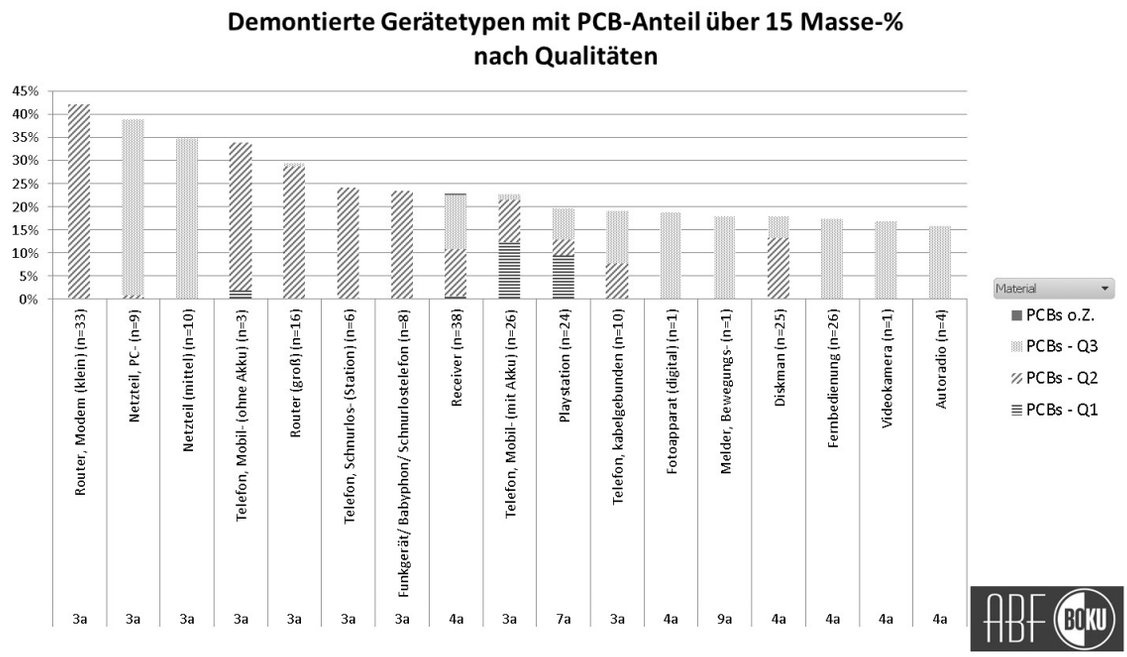


Abb. 2: Leiterplattenanteil nach Gerätetypen, absteigend nach Massenanteil.

4.3 Anwendungsfelder

Demontagedaten können im Verbund mit EAG-Gerätezählungsdaten für eine systematische Charakterisierung des EAG-Inputs verwendet werden, um je nach Fragestellung eine Massenabschätzung von z.B. Technologiemetallen, aber auch schadstoffhaltigen Bauteilen zu ermöglichen. Erste Abgleiche von input- mit outputbasierten Massenabschätzungen bei Wertmetallen im Rahmen des laufenden Projekts lassen den Schluss zu, dass es sich um eine taugliche Methode mit ausreichender Genauigkeit handelt. Ein verwandtes Anwendungsfeld stellt die systematische Erhebung von Veränderungen des EAG-Warenkorbs im Zeitverlauf, z.B. mittels Altersbestimmung von Elektrokleingeräten dar.

5 SCHLUSSFOLGERUNG UND AUSBLICK

Die systematische Untersuchung der Zusammensetzung von Elektroaltgeräten fördert das Verständnis der Massen- und Schadstoffrelevanz von Bauteilen und verwendeten Materialien und erlaubt die Quantifizierung der Materialanteile in Geräten sowie in EAG-Sammelware. Aufgrund der stark wachsenden EAG-Sammelmengen und der zu erwartenden Veränderungen im Zuge des technologischen Wandels bei der Produktgestaltung ist mit einer hohen Relevanz dieses Themas für die Entsorgungswirtschaft zu rechnen.

Derzeit wird dieses Thema in nationalen und internationalen Aktivitäten des Instituts für Abfallwirtschaft weiterverfolgt. Anliegen sind dabei die Entwicklung eines standardisierten Leitfadens für EAG-Gerätezählungen sowie EAG-Demontagen, der demnächst in Brasilien und Südafrika getestet werden soll. Aus methodischer Sicht wird die Entwicklung von geeigneten Charakterisierungsverfahren für Elektroaltgeräte verfolgt.

6 DANKSAGUNG

Das Projekt „Rohstoffe aus EAG" wurde durch die Österreichische Forschungsförderungsgesellschaft (FFG) im Rahmen der FTI-Initiative „Produktion der Zukunft" gefördert. Die Demontagedatenbank basiert auf Vorarbeiten durch Die Wiener Volkshochschulen GmbH/DRZ – Demontage- und Recycling-Zentrum.

LITERATUR

Baldé, C.P., Wang, F., Kuehr, R. & Huisman, J. (2015) T*he global e-waste monitor* – 2014, United Nations University, IAS – SCYCLE, Bonn, Germany.

BMLFUW (2016) *Geltungsbereich der Elektroaltgeräteverordnung* – aktuelle Listen Jänner 2016 https://www.bmlfuw.gv.at/greentec/abfall-ressourcen/elektroaltgeraete/geltungsbereich.html.

BMLFUW (2014) *Elektroaltgeräteverordnung* idF 2014 (EAG-VO).

EG (2002) *Richtlinie 2002/96/EG* vom 27.1.2003 über Elektro- und Elektronik-Altgeräte (EAG-RL I).

EG (2000) *Richtlinie 2000/53/EG* vom 18.9.2000 über Altfahrzeuge (ELV-RL).

EU (2012) *Richtlinie 2012/19/EU* vom 4.7.2012 über Elektro- und Elektronik-Altgeräte (EAG-RL II).

EU (2011) *Richtlinie 2011/65/EU* vom 8.6.2011 zur Beschränkung der Verwendung bestimmter gefährlicher Stoffe in Elektro- und Elektronikgeräten (ROHS-RL).

Grassl, P. (2013) *Sammelversuch zur Erfassung wertstoffreicher Elektrokleingeräte.* Masterarbeit an der Universität für Bodenkultur Wien, 2013

Huisman, H. (2014) *Countering WEEE Illegal Trade (CWIT) – Database and WEEE Classification Listing.* Accessed at 27 July 2016 at http://www.cwitproject.eu/wp-content/uploads/2013/11/CWIT_D2-3_Database-and-WEEE-classification-listing.pdf.

Meskers, C.E.M., Hagelüken, C., Salhofer, S. & Spitzbart, M. (2009) Impact of pre-processing Routes on Precious Metal Recovery from PCs. *Proceeding of EMC 2009*, pp 527 - 540

Salhofer, S. (2014) *Small, but powerful – Why we should put more emphasis on the collection of small WEEE.* Vortrag beim Symposion on Urban Mining, Bergamo, 19. – 22.5.2014

Salhofer, S. (2013) *Management of small high grade WEEE.* Presentation at the ISWA Beacon Conference „Optimising Collection and Recycling of WEEE" Düsseldorf 13./14. November 2013.

Sander, K., Hartfeil, T., Hobohm, S., Wasserberg, S. & Kuchta, K. (2014) *Weiterentwicklung der abfallwirtschaftlichen Produktverantwortung unter Ressourcenschutzaspekten am Beispiel von Elektro- und Elektronikgeräten;* UFO Plan-Vorh. FKZ 3711 95 318; Workshop zum Arbeitspaket 3 am 27.2.2014.

Herausforderungen bei der Fortschreibung des Landesabfallwirtschaftsplanes für die Steiermark

P. Cichy & W. Himmel
Amt der Steiermärkischen Landesregierung, A14 – Referat für Abfallwirtschaft und Nachhaltigkeit, Graz, Österreich

M. Wellacher
Montanuniversität Leoben, Lehrstuhl für Abfallverwertungstechnik und Abfallwirtschaft, Leoben, Österreich

KURZFASSUNG: Die Ausgangslage für die Fortschreibung des Landes-Abfallwirtschaftsplanes kann sich sehen lassen: Die Steiermark verfügt über die dichteste Infrastruktur zur getrennten Sammlung. Etwa 80 % des gesamten Siedlungsabfalls in der Steiermark werden einer stofflichen oder sonstigen Verwertung zugeführt. Die Verwertung von Papier, Kartonagen, Hohl- und Flachglas, PE-Folien und PE-Hohlkörpern, Eisenschrott, Altspeiseöl und Biomüll erfolgt überwiegend bis vollständig über Wertschöpfungsketten im eigenen Bundesland und sichert etwa 3.000 Arbeitsplätze. Die thermische Nutzung bzw. die Ersatzbrennstoffnutzung erreicht energetische Wirkungsgrade von > 80 %. Der Massenstrom auf die Massenabfalldeponien konnte 2012 (ggü. 2003) um 91 % auf 73.000 Tonnen reduziert werden. Die Entsorgungssicherheit ist für die nächsten 15 Jahre sichergestellt. Für die Bewusstseinsbildung gibt es engagierte Abfallberater in jeder Region. Gemeinden und Verbände vergeben unter Beachtung von Nachhaltigkeitskriterien Dienstleistungen auf Grundlage öffentlicher Ausschreibungen an den Bestbieter und verrechnen dafür verursachergerechte Abfallgebühren. Die klimarelevanten Emissionen konnten durch das Ablagerungsverbot unbehandelten Abfalls um > 90 % verringert werden (Klima-Bilanz-Tool). Die Bevölkerung ist mit den Leistungen der Abfallwirtschaft zu 75 % sehr bzw. zufrieden. Wie soll die Abfallwirtschaft Steiermark 2025/2030 aussehen? Der Beitrag beschreibt welche Zielsetzungen verfolgt werden und was zur Erreichung dieser Ziele noch getan werden muss.

1 EINLEITUNG

Die Generalversammlung der Vereinten Nationen hat am 25. September 2015 die 2030 Agenda für Nachhaltige Entwicklung und die darin enthaltenen 17 Ziele für Nachhaltige Entwicklung (Sustainable Development Goals - SDGs) beschlossen. Alle 193 UN-Mitgliedstaaten einigten sich darauf, Maßnahmen zu setzen, um auf lokaler und globaler Ebene entschieden gegen Armut, Ungleichheit, die Zerstörung der Ökosysteme und den Klimawandel vorzugehen und vermehrt soziale, ökologische und ökonomische Nachhaltigkeit zu fördern.

Im Rahmen der UN-Klimakonferenz konnte in Paris am 12. Dezember 2015 erreicht werden, dass 175 Mitglieder der UNFCC das Übereinkommen, das eine Begrenzung der globalen Erwärmung auf möglichst 1,5 °C im Vergleich zum vorindustriellen Level vorsieht, unterzeichneten. Um dieses Ziel zu erreichen, müssen die Treibhausgasemissionen weltweit zwischen 2045 und 2060 auf Null gesenkt werden.

Das größte Emissions-Einsparungspotenzial im Bereich der österreichischen Abfallwirtschaft liegt im gezielten Recycling von unterschiedlichen Materialien, nachdem die Einsparpotenziale im Bereich der Ablagerung von Abfällen durch die Bestimmungen der Deponieverordnung bereits weitgehend ausgeschöpft sind. Die Verfahren zur Abfallbehandlung leisten einen relevanten Anteil zur regionalen Wertschöpfung und sichern Arbeitsplätze (Green Jobs). Auf europäischer Ebene schlägt das von der Kommission im Dezember 2015 veröffentlichte EU-Kreislaufwirtschaftspaket derzeit hohe Wellen. Darin werden die bis 2025 bzw. 2030 zu erreichenden Sammel- und Verwertungsquoten deutlich angehoben und gleichzeitig die Berechnungsmethoden zur Ermittlung von Recyclingquoten deutlich verschärft. Wurden die Recyclingquoten im Allgemeinen bislang aus dem Anlagen-INPUT abgeleitet, sollen in Zukunft nur noch jene Mengen

berücksichtigt werden, die aus dem Anlagen-OUTPUT berechnet werden. Die Folge davon ist, dass die bisher angegebenen Recyclingquoten nach unten korrigiert werden müssen.

Die Zusammenlegung von Gemeinden im Zuge der Landesverwaltungsreform, die mit 01.01.2015 wirksam wurde, blieb auch für die Abfallwirtschaft nicht ohne Konsequenzen. Die Reduktion der Anzahl der steirischen Gemeinden von 542 auf 287 hat bewirkt, dass es innerhalb der neuen Gemeindegrenzen teilweise mehrere Altstoffsammelzentren gibt.

Zeitgleich wurde die Haushaltsreform durch das Steiermärkische Landeshaushaltsgesetz 2014 eingeführt. Die Steiermark ist somit das erste Bundesland Österreichs, das, dem Bund folgend, mit dem Finanzjahr 2015 die Haushaltsführung von der Kameralistik auf eine wirkungsorientierte Budgetgestaltung (Wirkungscontrolling) umgestellt hat. Damit ergibt sich das Erfordernis, dass für sämtliche budgetrelevante Entscheidungen konkrete Wirkungsziele und Wirkungsindikatoren zur Messung der Zielerreichung anzuführen sind.

2 STATUS QUO, VISION UND UMSETZUNGSSTRATEGIEN 2025/2030

2.1 Abfallvermeidung

Die Wiederverwendung von Gegenständen und Verpackungen (Re-Use) verursacht weniger schädliche Klimagase als das Recycling und schafft zusätzliche Arbeitsplätzen. Im Verpackungsbereich spricht man dabei von Mehrwegsystemen.

Die Mehrwegquote von Getränkeverpackungen lag im Jahre 1990 noch bei rund 80 %. Nach aktuellen Angaben (WKO 2014, Greenpeace 2015) lag die Mehrwegquote 2014 bei nur mehr 22 %. Ein Produkt, welches mehrfach Verwendung findet, schont Ressourcen, v.a. den Energieaufwand für die Produktion und die Entsorgung. Die Getränke-Logistik hat im Allgemeinen einen hohen regionalen Anteil, Einwegflaschen legen fast den doppelten Transportweg im Vergleich zu Mehrwegflaschen zurück. Einige große Handelsketten betreiben eine Infrastruktur zur Rücknahme von Pfandflaschen und Einrichtungen zur Sortierung und Reinigung von Mehrwegflaschen sind in der Steiermark ebenso verfügbar. Es steht zweifelsfrei fest, dass die Wiederverwendung von Glasflaschen gegenüber der Sammlung und dem Recycling von Glasflaschen (Einschmelzen bei 1.400°C) betreffend Ressourcen- und Klimaschutz die sinnvollere Alternative darstellt. Leichtverpackungen und PET Flaschen werden über Sammel- und Verwertungssysteme gesammelt, sortiert aber nur in einem untergeordnetem Ausmaß einer stofflichen Verwertung zugeführt, die Mehrweg-PET Flasche wurde in Österreich vor mehreren Jahren bedauerlicherweise vom Markt genommen.

Hingegen ist zu beobachten, dass sich auch in der Steiermark eine re-use Dynamik entwickelt, die von der Bevölkerung gut angenommen wird. re-use-Shops, repair-Cafés, Tauschecken und -börsen sowie re-use-Design Initiativen verfolgen alle dasselbe Prinzip: die Wiederverwendung und Reparatur oder Umwidmung von Gebrauchsgegenständen zur Abfallvermeidung.

Beispiele für re-use - Initiativen in der Steiermark:

- Re-Use Shop im Abfallsammelzentrum: Mit einer Kundenfrequenz von 20-40 Kunden pro Tag werden im ASZ Leoben durchschnittlich 100 Euro am Tag erwirtschaftet. 2016 wird ein Jahresumsatz von 50.000 Euro erwartet. Dabei kommen Gebrauchtgegenstände wie Kleinmöbel, Elektrogeräte, Geschirr, Dekomaterial, Sportgeräte und Schallplatten besonders gut an, während beispielsweise Röhrenfernseher oder Stofftiere eher nicht angenommen werden. 2015 wurden etwa 500 Elektrokleingeräte gekauft. Die in der Re-Use Ecke des ASZ übernommenen Gegenstände nehmen rechtlich nicht Abfalleigenschaft an, da sie zum Zwecke der Wiederverwendung noch vor der Entsorgungslinie in den re-use Shop gelangen (Lugmayr 2016). Der ökonomische Faktor von Re-Use liegt größenordnungsmäßig bei 1 €/kg und damit deutlich über den zu erzielenden Erlösen beim stofflichen Recycling.

- Die re-use Box ist ein im Rahmen eines EU-Projektes von der ARGE Abfallvermeidung, der Stadt Graz und dem Land Steiermark entwickelter Sammel-Karton für wiederverwendbare Genstände. Seit 2014 gibt es in Graz mehrere Ausgabe- und Rücknahmestellen. Die erhaltenen Gegenstände werden von Re-Use-Shops wie BAN und Carla übernommen, sortiert, auf die Wiederverwendung vorbereitet und verkauft. Um die Bevölkerung zu motivieren, werden auch Gewinnspiele beim Zurückbringen der Box in bestimmten Aktionszeiträumen angeboten (Loidl 2014).
- Es gibt von unterschiedlichen Trägereinrichtungen wie z.B. der Caritas (CARLA Läden), Vereinen Promente, Buglkraxn, Vinzigemeinschaften, Chance-B ein dichtes Sammelnetz an re-use und second-hand shops sowie erfolgreiche online-Plattformen, wo ein direkter user-to-user Austausch von Gegenständen erfolgt.
- Seitens des Landes Steiermark wurden bereits erfolgreich Sammel- und Wiederverwendungsmaßnahmen zur Unterstützung von re-use, re-pair und second hand Initiativen gesetzt. Folgende Instrumente und Plattformen stehen dafür bereits zur Verfügung:
  - Kleine Zeitung Abfall-ABC (Smartphone App zur Lokalisierung von ASZ und Alttextil-Sammelcontainern in der Steiermark,
  - www.reparaturfuehrer.at und
  - www.fair-fashion.at.

2.1.1 Vision 2025/2030

Kommunale Altstoffsammelzentren (ASZ) sollen durch Adaptierungs- und Erweiterungsmaßnahmen zur Annahme re-use tauglicher Güter ausgebaut werden. Damit soll die dichte ASZ-Struktur in der Steiermark einen wesentlichen Beitrag zur Versorgung bereits bestehender Einrichtungen mit wiederverwendbarer Ware leisten. An gut frequentierten ASZ-Standorten sollten auch entsprechende re-use Shops eingerichtet werden (Ressourcenparks). Die Gemeinden und Abfallwirtschaftsverbände pflegen eine gute Partnerschaft mit den einschlägig tätigen privaten Initiativen und gemeinnützigen Einrichtungen. Onlineplattformen für Recyclingbaustoffe, EAG und Textilien werden von der Bevölkerung gut angenommen und dienen auch der entsprechenden Informations- und Öffentlichkeitsarbeit.

2.1.2 Umsetzungsstrategien

Um die Wiederverwendung zu forcieren, sollte die Rücknahmepflicht, wie sie derzeit für Verpackungen und Elektroaltgeräte bereits besteht, auch auf weitere Güter ausgedehnt werden. Produktgebundener Mehrweg kann nur durch legistische Vorgaben an die Hersteller erfolgreich umgesetzt werden. Die Steiermark wird sich in Abstimmung mit den anderen Bundesländern dafür einsetzen, dass entsprechende Regelungen auf Bundesebene wirksam werden.

Eine Verlängerung der Gewährleistungspflicht für Verbrauchsgüter über die derzeit geltende Frist von zwei Jahren hinaus, würde deren Nutzungsdauer erhöhen und das Abfallaufkommen senken. Technologische Lösungen wie z.B. der Einsatz von RFID Chips in Mehrwegprodukten mit relevanten Produktinformationen könnten bei der Eingangskontrolle für Wiederverwendungsverfahren entsprechende Hilfestellung bieten.

Re-use-Aktivitäten sollte durch Entflechtung der abfallrechtlichen Bestimmungen betreffend Sammlung und Behandlung von wiederverwendbaren und weiterverwendbaren Gütern entsprechend erleichtert werden. Die Diskussion über erforderliche Berechtigungen zur Abfallsammlung und Abfallbehandlung sollen abfallwirtschaftlich sinnvolle Maßnahmen nicht behindern (zB. die Diskussion über das Erfordernis einer abfallrechtlichen Bewilligung einer Nähmaschine, mit der gebrauchte LKW-Planen zu Taschen verarbeitet werden - AWG-Anlage!!).

2.2 Abfallsammlung

Durch die immer stärkere Globalisierung und internationale Vernetzung erhöht sich der Wettbewerbsdruck der Städte und Regionen untereinander. Zukünftige Stadtentwicklungsmodelle gehen davon aus, dass aufgrund des technologischen Wandels und der Individualisierung dynamische Prozesse wie Verstädterung und Schrumpfung schneller als im vorindustriellen Zeitalter ablaufen werden. Die Abfallwirtschaft als vorwiegend statische Einrichtung tut sich zunehmend schwerer, auf diese Entwicklungen zu reagieren. Abfallsammelzentren und Abfallbehandlungsanlagen stellen Einrichtungen dar, die stark standortabhängig sind. Mit einem zunehmenden Mobilitätsbedürfnis, der Individualisierung und durch Veränderung der Lebensstile der Bevölkerung muss sich auch die Abfallwirtschaft zukünftig flexibler gestalten, um sich an diese besser anzupassen.

Die Steiermark verfügt mit rd. 350 Altstoffsammelzentren und 44 Problemstoffsammelzentren über die europaweit dichteste Infrastruktur zur getrennten Sammlung von Alt- und Problemstoffen. Aufgrund der Gemeindestrukturreform verfügen viele Gemeinden innerhalb ihrer neuen Gemeindegrenzen über zwei oder mehr ASZ. Viele dieser zum Teil sehr kleinen ASZ sind nur wenige Stunden pro Monat geöffnet und stehen somit teilweise wochenlang den Bürgern nicht zur Verfügung. Hinzu kommt, dass durch die räumlich beengten Verhältnisse nicht genügend Fläche für die Aufstellung weiterer Sammelcontainer zur Verfügung steht, um insbesondere Altstoffe wie z.B. Altmetalle in der entsprechenden Sortenreinheit getrennt zu erfassen. Daraus folgt, dass Bürger, die ein örtlich unzureichendes Angebot an ASZ Öffnungszeiten vorfinden, Sperrmüll und Hausrat an illegal tätige ausländische Abfallsammelbrigaden weitergeben, wodurch sich auch die Übergeber dieser Abfälle abfallrechtlich strafbar machen. Jährlich fließen durch diese illegalen Sammlungen etwa 70.000 Tonnen wertvoller Rohstoffe aus Österreich ab. Die in der Steiermark vorhandene ASZ Infrastruktur könnte bei besserer Zusammenarbeit der Gemeinden untereinander z.B. durch aufeinander abgestimmte Öffnungszeiten und Erweiterung des Einzugsbereichs der anlieferberechtigten Bevölkerung wesentlich verbessert werden. Bürgerfreundliche Betriebsweisen zeichnen sich durch ein besseres Angebot an Öffnungszeiten aus, die lokale Verfügbarkeit ist dabei weniger von Bedeutung. Auswertungen von ASZ Sammelmengen zeigen, dass ASZ-Entfernungen von bis zu 15 km (Anfahrtszeiten bis zu 15 Minuten) gut und gerne angenommen werden. Ein Konzept zur Optimierung der ASZ Infrastruktur (Ressourcenpark - das Altstoffsammelzentrum der Zukunft) wurde in Zusammenarbeit mit dem Institut für Gebäudelehre an der TU-Graz ausgearbeitet (Gangoly 2016) und dient den Gemeinden und Abfallwirtschaftsverbänden als fachliche Grundlage der eigenen Planung.

287 Gemeinden in der Steiermark sind jeweils für die Sammlung und 17 Abfallwirtschaftsverbände sind für die Behandlung der kommunalen Siedlungsabfälle zuständig. Beispiele für die gemeinsame Ausschreibung von Dienstleistungen im Bereich der Abfallsammlung auf der Ebene von Abfallwirtschaftsverbänden nach den Kriterien des Bestbieter-Prinzips zeigen, welche Synergiepotenziale gehoben werden können und damit ökologische und ökonomisch relevante Verbesserungen erzielbar wären.

Im Bereich der innerkommunalen Öffentlichkeitsarbeit sind in der Steiermark flächendeckend Abfallberater tätig und mit dem Land Steiermark gut vernetzt. Zusätzlich wurde mit der Ausbildungsinitiative „Abfallberater light“ ein breitenwirksames Netzwerk zur Bewusstseinsbildung geschaffen, wo man ehrenamtlich engagierten Leuten eine fachliche Grundlage und Vernetzung mit Gleichgesinnten anbietet.

2.2.1 Vision 2025/2030

Die Gemeinden und Abfallwirtschaftsverbände kommen ihren Aufgaben und Verpflichtungen im Sinne der Daseinsvorsorge für die Bevölkerung nach. Die Zusammenarbeit mit der privaten Entsorgungswirtschaft auf Basis korrekter Ausschreibungsverfahren nach dem Bestbieterprinzip ist geübte Praxis. Durch Beibehaltung der abfallwirtschaftlichen Entsorgungsregionen auf Basis der 17 Abfallwirtschaftsverbände ist es auch gelungen, in Zusammenarbeit mit der privaten Entsorgungswirtschaft die regionale Wertschöpfung und Arbeitsplätze im Bereich der Abfallwirtschaft in den Entsorgungsregionen zu erhalten und auszubauen.

Der Bevölkerung werden kostendeckende Abfallgebühren nach einem landesweit einheitlichen verursachergerechten Aufteilungsschlüssel (Grundgebühr + variable Gebühr) verrechnet. Mehr als die Hälfte der Siedlungsabfälle werden über die ASZ gesammelt. Das liegt vor allem daran, dass alle ASZ ausgelastet, untereinander vernetzt und aufeinander abgestimmt sind. Alle Steirerinnen und Steirer haben die Möglichkeit, Abfälle an allen steirischen ASZ Standorten abzugeben. Gut ausgebildetes und freundliches Personal hilft bei der Abfallentsorgung. Die Benutzerfreundlichkeit (Öffnungszeiten, Entsorgungsdienstleistungen) wurden an die Bedürfnisse der Bevölkerung angepasst.

2.2.2 Umsetzungsstrategien

Eine Anpassung der Abfallsammelinfrastruktur an die dynamischen Prozesse der Standortentwicklung erfordert strategisch unterschiedliche Maßnahmen und ist an das regionale Entwicklungsprogramm REPRO des Landes Steiermark angepasst:

Zielgerichtete und regional abgestimmte Verbesserungen bei der ASZ Infrastruktur. Alle Bürger der Steiermark sollen die Möglichkeit haben, Altstoffe, Elektroaltgeräte, Altmöbel (sperrige Abfälle und re-use-taugliche Gegenstände) als auch Problemstoffe über die gesamte Woche hindurch im Bedarfsfall rasch in die Sammeleinrichtungen zu bringen. ASZ an frequentierten Standorten machen es dabei möglich "im Vorbeifahren" diese Einrichtungen zu nützen - ohne zusätzliches Verkehrsaufkommen zu erzeugen. Einrichtungen wie z.B. re-use-Shops, Cafes, die zum Verweilen einladen, oder auch regelmäßig abgehaltene repair-cafes machen die ASZ der Zukunft (Ressourcenparks) noch attraktiver. Regionale ASZ verfügen über eine Fläche von mindestens 10.000 m² und haben einen Einzugsbereich von rd. 20.000 EW. Bei den Überlegungen für eine zukunftsgerechte ASZ Infrastruktur werden alle vorhandenen Einrichtungen der Gemeinden, Abfallwirtschaftsverbände und der privaten Entsorgungswirtschaft einbezogen. Für gemischtwirtschaftliche Betriebsformen (public private partnership) ist ein Leitfaden des Landes Steiermark verfügbar. Neue Dienstleistungsangebote unter Nutzung von online-Plattformen (Abfallwirtschaft 4.0) sollen gezielt in die Überlegungen der Gemeinden und Abfallwirtschaftsverbände einfließen.

2.3 Abfallverwertung

Die weitgehende stoffliche Verwertung von Papier, Kartonagen, Hohlglas, Flachglas, Polyethylen-Folien und Polyethylen-Hohlkörpern, Eisenschrott, Altspeiseöl und Biomüll erfolgt bereits heute überwiegend bis vollständig über Wertschöpfungsketten im eigenen Bundesland und sichert etwa 3.000 Arbeitsplätze. Mit 36,3 % hat der kommunale Rest- und Sperrmüll einen wesentlichen Anteil am Gesamtabfallaufkommen. In der Steiermark betrugen 2014 die Anteile der Siedlungsabfälle 27,6 % Restmüll inkl. Sperrmüll, 30 % Bioabfall und biogene Siedlungsabfälle, 23,7 % Altstoffe und verwertbare Siedlungsabfälle und 12 % Verpackungsabfälle (Felsberger 2016).

Die Steiermark erreicht mit einer stofflicher Verwertungsquote von 64 % für Siedlungsabfälle im Jahr 2014 (Felsberger 2016) ein hohes Niveau, Einschließlich der thermisch verwerteten Anteile ergibt sich für Österreich eine Recyclingquote von 70 % und damit wird Österreich im EU-Vergleich die Spitzenposition zugeordnet (BiPRO 2012). Unter Einberechnung der zu Ersatzbrennstoff aufbereiteten heizwertreichen Anteile in den Verpackungsabfällen und im Restmüll ergibt sich für die Steiermark eine Verwertungsquote bei den Siedlungsabfällen von etwa 80 %. Hinzu kommt, dass die heizwertreichen Abfälle bzw. die daraus hergestellten Ersatzbrennstoffe mit energetischen Wirkungsgraden von über 80 % thermisch verwertet werden.

Hinsichtlich des Massenstroms auf die Massenabfalldeponien konnte im Jahr 2012 gegenüber dem Referenzjahr 2003 von 843.000 Tonnen um 92 % auf 63.000 Tonnen reduziert werden. Eine direkte Ablagerung von nicht behandelten Siedlungsabfällen ist seit 2004 in der Steiermark verboten.

2.3.1 Vision 2025/2030

Im Dezember 2015 schlug die EU im Kreislaufwirtschaftspaket Recyclingquoten mit neuen Berechnungsmethoden vor. Das bei der Abfallaufbereitung ausgeschleuste minderwertige Material sollte nicht mehr miteingerechnet werden. Beispielsweise würde eine realistische Recyclingrechnung bei der Kompostierung eine Reduktion der Quote um geschätzte 15 % bewirken (Material, das in die Verbrennung geht). Zur Erreichung der neuen Recyclingziele von Siedlungsabfällen (60 % bis 2025; 65 % bis 2030) sind verstärkt Maßnahmen zur Abfallvermeidung, Abfalltrennung und Abfallverwertung einschließlich der erforderlichen Öffentlichkeitsarbeit zu setzen. Auch im Bereich der Verpackungsabfälle (65 % bis 2025; 75 % bis 2030) wurden Ziele vorgegeben, die besondere Maßnahmen erfordern. Die vorgegebene Recyclingquote für Kunststoffverpackungen (55 % bis 2025) soll durch eine Verringerung des Abfallaufkommens und durch technologische Neuerungen angehoben werden. Die neuen Vorgaben beim Holzrecycling (60 % bis 2025; 75 % bis 2030) sollen durch eine Verbesserung der Datenlage erreicht und durch gezielte Projektinitiativen (z.B. Projekt Retourmöbel Steiermark) erreicht werden.

2.3.2 Umsetzungsstrategien

Für die Etablierung von Recyclingverfahren sind Anreize zu setzen, um eine Umsetzung höherer Recyclingquoten von unternehmerischer Seite zu fördern.

Eine Steigerung der stofflichen Verwertungsquoten kann u.a. durch eine effizientere Quellensortierung (Abfallsortierung durch Verbraucher selbst) erreicht werden. Je früher der Abfall getrennt wird, desto sauberer sind die einzelnen Fraktionen. Auch die Reinheit der Fraktionen kann durch effizientere Quellensortierung und anschließend durch technischen Verfahren zur Reinigung der jeweiligen Fraktionen verbessert werden.

Eine treffsichere, verursachergerechte Gebührenordnung soll diese Zielerreichung unterstützen. Eine Qualitätssteigerung bei der Vorsortierung ist die Basis zur Erhöhung der Recyclingquoten, Durch die Erhöhung des Anschlussgrades der Biotonne soll der hohe Anteil biogener Abfälle im Restmüll (Restmüllanalyse 2014) verringert und das spezifische Bioabfallaufkommen gesteigert werden. Für Bioabfall gibt es etablierte Verwertungswege mit hohen Recyclingquoten.

2.4 Klimarelevanz und Umweltbewusstsein

Die Abfallwirtschaft kann wesentliche Beiträge zur Treibhausgaseinsparung leisten: Vom klassischen Recycling bis zur energetischen Nutzung von heizwertreichen Fraktionen (Ersatzbrennstoffe) und der Deponiegaserfassung und -nutzung bietet die Abfallwirtschaft Möglichkeiten, klimaschutzrelevante Maßnahmen zu setzen.

Die durch Abfallsammlung und Abfallbehandlung bedingten klimarelevanten Emissionen und Klimaemissionsgutschriften durch stoffliches Recycling wurden in einem Klimabilanz-Tool für den Bereich Abfallwirtschaft anwenderfreundlich aufbereitet und öffentlich zugänglich gemacht (www.klimabilanz.steiermark.at). Die klimarelevanten Emissionen im Bereich Abfallwirtschaft konnten durch das Ablagerungsverbot organischer Materialien um rd. 90 % verringert werden.

Derzeit belaufen sich die gesamten klimarelevanten Emissionen aus der Abfallwirtschaft auf etwa 2,6 % der gesamten klimarelevanten Emissionen Österreichs. Durch Recycling und Sekundärrohstoffnutzung können CO_2-Emissionen und Energie bei allen Fraktionen eingespart werden (Frischenschlager et al. 2010):

- Kupfer: Der Vergleich zeigt, dass bei der Sekundärproduktion rd. 46 GJ/t kummulierter Energie Aufwand (KEA), das sind 71 % im Vergleich zur Primärproduktion, und 4.460 kg/t CO_2-Emissionen, das sind 87 % im Vergleich zur Primärproduktion, bzw. 4.747 kg/t der Treibhausgas-Emissionen (THG), das sind 85 % im Vergleich zur Primärproduktion vermieden werden.
- Eisen: Bei einem Einsatz von 30 % Schrott im Hochofen sinken die CO_2- und THG Emissionen um ca. 20 % je Tonne erzeugtem Rohstahl (443,5 kg CO_2 /t, 481 kg/t THG). Bei einem Einsatz von 100 % Schrott im Elektroofen sinken die CO_2- und THG-Emissionen um ca.

84 % je Tonne erzeugtem Rohstahl (1895 kg CO_2/t, 2055 kg/t THG).
- Glas: Die Differenz von Primärproduktion zu Sekundärproduktion bei 75% Scherben beträgt 354 kg CO_2/t (-43 %), 386 kg/t THG (-42 %) und 3,16 GJ/t KEA (-30 %). Bei 100 % Scherben sind es 472 GJ/t KEA, 915 kg CO_2/t und 4,2 kg/t THG.
- PET: Die Differenz von Primärproduktion zu Sekundärproduktion bei 30 % Recyclat beträgt 27 GJ/t KEA (-25,5 %), 783 kg CO_2/t (-23,6 %) und 810 kg/t THG (-23,2 %). Bei 100 % Recyclat betragen KEA 90 GJ/t, CO_2-Einsparung 2.610 kg/t und THG 2.700 kg/t.
- Aluminium: Die Differenz zwischen Primärproduktion zu Sekundärproduktion beträgt 115,9 GJ/t KEA (-95 %), 7.518 kg/t CO_2 (-96 %) und 9738 kg/t THG (-97 %).

2.4.1 Vision 2025-2030

Die Zielvorgabe für die Steiermark zur Erreichung des 1,5 °C-Ziel des Pariser Klimaschutzabkommens (Emissionsreduktion von 2,7 Mio. Tonnen CO_2-Äquivalente pro Jahr) wurden erreicht. Die im Maßnahmenprogramm des Klimaschutzgesetzes vorgeschlagenen Maßnahmen konnten unter ökonomischen Gesichtspunkten und sozialen Kriterien umsetzt werden. Das Ressourcen- und Umweltbewusstsein in den Köpfen der Bevölkerung wurde durch eine steuernde Gebührengestaltung geschärft, indem die Entsorgung schadstoffreicher und ressourcenintensiver Materialien und Produkte höher belastet wurden.

LITERATUR

A14 – Referat für Abfallwirtschaft und Nachhaltigkeit (2016a) *Abfallsammlung - biogene Siedlungsabfälle.* Graz, Austria: Amt der Steiermärkischen Landesregierung. http://www.abfallwirtschaft.steiermark.at/cms/beitrag/10168539/4373855/, abgerufen am 05.08.2016.

A14 – Referat für Abfallwirtschaft und Nachhaltigkeit (2016b) *AktivbürgerInnen für eine saubere Steiermark: Anmeldung zur Übernahme einer Patenschaft.* Graz, Austria: Amt der Steiermärkischen Landesregierung http://www.abfallwirtschaft.steiermark.at/cms/beitrag/11646345/73031986 (zuletzt aufgerufen am 01.08.2016).

ARA - Altstoff Recycling Austria AG (2016) *Reinwerfen statt Wegwerfen: Eine Initiative der österreichischen Wirtschaft.* Wien, Austria. https://www.reinwerfen.at/organisation/reinwerfen-statt-wegwerfen.html (zuletzt aufgerufen am 01.08.2016).

asoluto public + interactive relations (2016) Aktuelle Studie: *Ärgerlicher Abfall auf Straßen - "Anti-Littering. Reinwerfen statt Wegwerfen". APA-OTS.* Wien, Austria. http://www.ots.at/presseaussendung/OTS_20140101_OTS0016/aktuelle-studie-aergerlicher-abfall-auf-strassen-anti-littering-reinwerfen-statt-wegwerfen-bild (zuletzt aufgerufen am 05.08.2016).

Austria Glasrecycling (2014) *Grünbuch; Nachhaltiges Recycling von Glasverpackungen in Österreich.* Wien, Austria: Gugler GmbH.

BiPRO (2012) *Screening of waste management performance of EU Member States.* Final version. Report submitted under the EC project "Support to Member States in improving waste management based on assessment of Member States' performance". Report prepared for the European Commission, DG ENV, Munich, Germany: BiPRO GmbH.

Felsberger, G. (2016) J*ahresbericht 2014; Jahresbericht zur Abfallwirtschaft in der Steiermark 2014.* Graz, Austria: Amt der Steiermärkischen Landesregierung; Abteilung 14 Wasserwirtschaft, Ressourcen und Nachhaltigkeit; Referat „Abfallwirtschaft und Nachhaltigkeit".

Frischenschlager, H., Karigl, B., Lampert, C., Pölz, W., Schindler, I., Tesar, M., Wiesenberger, H. & Winter, B. (2010) *Klimarelevanz ausgewählter Recyclingprozesse in Österreich.* Umweltbundesamt GmbH, Spittelauer Lände 5, 1090 Wien, Österreich.

Greenpeace (2015) *Factsheet Mehrweg.* Greenpeace in Zentral- und Osteuropa, Fernkorngasse 10, A-1100 Wien, Österreich

Heinrich, E. (2016) *Kick the Trash - den Müll richtig entsorgen.* meinbezirk.at. http://www.meinbezirk.at/leibnitz/wirtschaft/kick-the-trash-den-muell-richtig-entsorgen-d1724686.html.

Loidl, A. (2014) *Die ReUse – Box. Stadt Graz Umweltamt,* Kaiserfeldgasse 1/IV, 8011 Graz, Österreich, Online-Präsentation auf http://www.arge.at/file/001776.pdf, heruntergeladen am 05.08.2016.

Lugmair, K. (2016) Persönliche Auskunft vom 25.07.2016. Sachbearbeiter im Fachbereich Müllbeseitigung, Altstoffsammelzentrum Leoben, Österreich.

Restmüllanalyse (2014) *Sortieranalysen für Restmüll aus der Steiermark* durchgeführt von Innovative Umwelttechnik GmbH & Saubermacher Dienstleistung GmbH. Amt der Steiermärkischen Landesregierung, A14 Referat Abfallwirtschaft und Nachhaltigkeit, Bürgergasse 5a, 8010 Graz, Österreich.

WKO - Wirtschaftskammer Österreich (2014) *Nachhaltigkeitsagenda für Getränkeverpackungen - Umsetzungsbericht zur Zusatzvereinbarung.* Wirtschaftskammer Österreich, Abteilung für Umwelt- und Energiepolitik, Wiedner Hauptstraße 63, 1045 Wien, Österreich.

Altstoffsammelzentrum Leoben – Funktionelle und konzeptionelle Planung

A. Krenn
Abfallwirtschaftsverband Leoben, Leoben, Österreich

G. Kreindl
Stadtgemeinde Leoben, Referat für Umwelt und Tiefbau, Leoben, Österreich

KURZFASSUNG: In der Bezirkshauptstadt Leoben wurde im Frühjahr 2015 ein neues Altstoffsammelzentrum eröffnet, das in Kapazität und technischer Ausgestaltung den Anforderungen einer modernen, ressourcenorientierten Abfallwirtschaft gerecht wird. Unter der Gesamtkoordination der Stadtgemeinde Leoben – Referat für Umwelt und Tiefbau arbeiteten interne sowie externe Experten, Planungsbüros und die Montanuniversität Leoben eng zusammen. Beginnend mit einer umfassenden Standortsuche und der Diskussion und Auswahl von Kriterien für einen geeigneten Standort im Stadtgebiet wurden Raumordnungskriterien, wie die Erreichbarkeit bzw. verkehrstechnische Anbindung und zukünftige Erweiterungsmöglichkeiten mitberücksichtigt. Die Zusammenführung der Anforderungen an Funktionalität und Platzbedarf sowie einer architektonisch ansprechenden Gestaltung mit intelligentem Verkehrskonzept bildeten die Herausforderungen. Neben der funktionellen Planung waren die Verwendung nachwachsender Baustoffe wie Holz, die Nutzung von Erdwärme zur Gebäudeheizung, die Errichtung einer Photovoltaikanlage zur teilweisen Eigenenergieversorgung und der Betrieb eines Re-use-Shops wesentliche ökologische Kriterien bei der Umsetzung dieses erfolgreichen Projekts.

1 EINLEITUNG

Der abfallwirtschaftliche Wandel in den letzten Jahren, u.a. hervorgerufen durch gesetzliche Neuregelungen und dem Bestreben Rohstoffe für nachfolgende Generationen zu erhalten und das Wertstoffpotential von Abfällen unter Berücksichtigung von ökologischen und wirtschaftlichen Aspekten zu nutzen, hat auch auf kommunaler Ebene zur Notwendigkeit der Erneuerung von gemeindeeigener Infrastruktur geführt. Um den Herausforderungen der steigenden Abfallmengen und Komplexität der Abfälle zukünftig besser Rechnung zu tragen, braucht es bürgernahe, modern ausgestattete und funktionelle Sammelzentren, die bedarfsgerecht über großzügige Lager- und Manipulationsflächen verfügen.

Die Bezirksstadt Leoben mit ca. 28.000 Einwohnern ist seit 1993 Betreiber eines Abfallwirtschaftszentrums. Mit der Planung und dem Bau eines neuen Altstoffsammelzentrums (ASZ) und der Eröffnung im Frühjahr 2015 konnte ein den Anforderungen des Land Steiermark und den Aspekten der Nachhaltigkeit entsprechender „Ressourcenpark“ geschaffen werden, der den Zielvorgaben einer modernen und zukunftsorientieren Abfall- und Ressourcen(be)wirtschaftung entspricht.

2 STANDORTSUCHE UND FLÄCHENBEDARF

Technische Überalterung, fehlende Manipulationsflächen und Übernahmekapazitäten bei gleichzeitig stark steigenden Anlieferungen von ursprünglich 4.000 (1993) auf zuletzt 55.300 Anlieferungen pro Jahr haben nach mehr als zwei Jahrzehnten Nutzungsdauer des bestehenden Abfallwirtschaftszentrums die Notwendigkeit der Erneuerung bzw. Errichtung eines neuen Altstoffsammelzentrum ergeben. Mangelnde räumliche Erweiterungsmöglichkeiten am ursprünglichen Standort machten die Suche nach einem neuen Standort des ASZ notwendig.

In einer Projektstudie des Lehrstuhls für Abfallverwertungstechnik und Abfallwirtschaft der Montanuniversität Leoben wurden Kriterien entwickelt und diese auf eine Reihe von möglichen

Grundstücken angewandt. Der Vergleich von neu errichteten, gleichartigen Anlagen im Bundesland Steiermark sowie in Oberösterreich für eine vergleichbare Bevölkerungsgröße wie in Leoben zeigte, dass für den reibungslosen Betrieb eines ASZ eine Mindestfläche von 8.000 m² erforderlich ist. Zu einem vergleichbaren Ergebnis kommt auch eine Studie der Architekturfakultät der TU Graz, die das Land Steiermark – Abteilung 14 Wasserwirtschaft, Ressourcen und Nachhaltigkeit 2015 in Auftrag gegeben hat. Hier wurde bei einem Einzugsbereich von 20.000 Einwohnern eine ASZ-Grundstücksgröße von ca. 10.000 m² empfohlen.

Neben der Grundstückgröße, Verfügbarkeit und Eigentumsverhältnisse sind auch Raumordnungskriterien, wie Erreichbarkeit bzw. Anbindung an das überörtliche Straßennetz bei der Auswahl eines ASZ-Standortes in Betracht zu ziehen. Zukünftige Erweiterungsmöglichkeiten sind in Leoben ebenfalls in die Bewertung miteingeflossen und haben den Ausschlag für das gewählte Grundstück (vgl. Abbildung 1) gegeben. Ein modernes ASZ soll nicht, wie in der Vergangenheit teilweise üblich, versteckt und schlecht erschlossen, weit weg von jeglicher Infrastruktur und Personenfrequenz betrieben werden, sondern in Stadtteilen mit hoher Besucherfrequenz eingegliedert sein. Durch die ideale Lage in einem Gewerbegebiet mit öffentlicher Verkehrsanbindung und die direkte Nachbarschaft zu einem großen Fachmarkzentrum, erfüllt das neue ASZ Leoben diese Ansprüche und es können Synergieeffekte genutzt werden.

Abb. 1: Auswahl des unbebauten Grundstücks (links) und fertig gestellter Bau des neuen ASZ Leoben inkl. Erweiterungsfläche (rechts).

3 FUNKTIONELLE UND GESTALTERISCHE PLANUNG

3.1 Planerische Vortätigkeiten & weiterführende Planungsschritte

Nachdem nach erfolgreicher Standortsuche die Entscheidung zur Errichtung eines neuen ASZ gefallen war wurde ein in Leoben ansässiges Architektenbüro im Oktober 2013 durch Beschluss des Stadtrates mit der baulichen Planungsleistung beauftragt. Im Zuge der umfangreichen Planungsarbeiten wurde neben gemeindeinternen Mitarbeitern auch auf externe Berater für die Planungskoordination, -leistungsüberwachung und abfallwirtschaftliche Begleitplanung zurückgegriffen. Ein Zivilingenieursbüro für Kulturtechnik und Siedlungswasserwirtschaft beschäftigte sich mit den Grundlagen zur Bemessung der Retentionsanlagen für die geordnete Rückführung der Niederschlagswässer in den örtlichen Grundwasserkörper. Die Sickerfähigkeit des Bodens wurde vor Ort anhand eines Sickerversuchs festgestellt. Die daraus resultierenden Erkenntnisse flossen in die Dimensionierung der Retentionsanlagen ein. Ausgangspunkt der Bemessung war ein 5-jähriges Niederschlagsereignis. Dachwässer sowie Wässer von versiegelten Flächen werden ausnahmslos in Sickermulden eingeleitet und über Filterflächen zur Verrieselung gebracht. Beide Sickerflächen haben zusammen ein Fassungsvolumen von ca. 250 m³.

Hinsichtlich der Verkehrsführung in Verbindung mit der Anbindung an örtliche und überörtliche Straßennetze zeigte sich die Notwendigkeit, einen externen Verkehrsplaner zu beauftragen. Eine gut durchdachte Verkehrsführung, die sich durch eine klare Trennung zwischen dem individuellen Anliefererverkehr einerseits und dem Abtransport-/Entsorgungsverkehr andererseits auszeichnet, sorgt für ein größtmögliches Maß an Verkehrssicherheit sowohl für den Bürger als auch für die Mitarbeiter der Gemeinde und den Entsorgungsfirmen. Eine 80 Tonnen-Brückenwaage bietet die Möglichkeit Ein- bzw. Ausgangsverwiegungen von Abfällen durchzuführen und

Wiegebücher zu führen.

Parallel zu den verkehrstechnischen und infrastrukturellen Planungen erfolgten die Erstellung des Bebauungsplanes und die Überführung des Grundstücks in Bauland – Aufschließungsgebiet für Gewerbegebiet mit Beschluss des Gemeinderats vom März 2014. Nach Vorliegen der endgültigen Planung wurde die Einreichung des Projekts gemäß den Bestimmungen des Bundesabfallwirtschaftsgesetztes § 54 AWG 2002 für die Errichtung und den Betrieb eines öffentlich zugänglichen Altstoffsammelzentrums mit Sammelstelle für Problemstoffe bei der Bezirksverwaltungsbehörde vorgenommen und die Bewilligung mit Bescheid erteilt.

3.2 Detailplanung, Ausschreibungsunterlagen & Vergabe

Abgeleitet vom Flächenbedarf des bestehenden alten Abfallwirtschaftszentrums unter Berücksichtigung der zukünftigen Zusammenführung des externen Altstoffdepots sowie der Altpapierumladestation wurde für das neu zu errichtende Altstoffsammelzentrum ein Raumordnungskonzept erarbeitet. Dieses vereinigt Anforderungen an Funktionalität, Platzbedarf und intelligenter Verkehrsführung mit einer architektonisch ansprechenden Gestaltung. Die planerische Umsetzung ist in Abbildung 2 dargestellt. Tabelle 1 zeigt die Eckdaten des neuen ASZ Leoben.

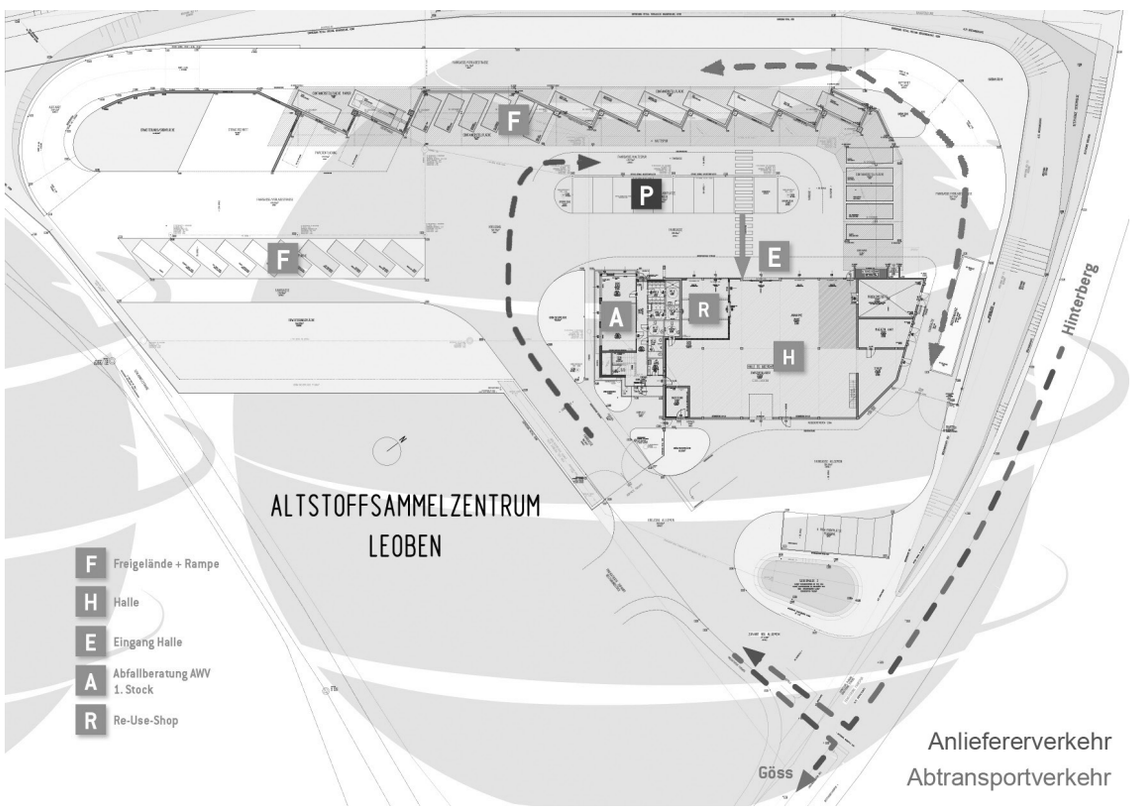


Abb. 2: Planerische Umsetzung des neuen ASZ Leoben.

Tab. 1: ASZ Leoben neu (Baubeginn/Spartenstich: Juli 2014, Fertigstellung und Inbetriebnahme: März 2015).

Flächen		Materialeinsatz	
Grundstücksfläche	ca. 11.000 m²	Bewehrungsstahl	118 t
Bruttogeschossfl. EG Halle + Bürotrakt	910 m²	Stahlkonstruktion	69 t
Bruttogeschossfl. 1. OG Hallo + Bürotrakt	900 m²	Holzbau	101 t
Flugdach	940 m²		
Asphaltfläche	5.150 m²		
Erweiterungsfläche	570 m²		

In der Planung des neuen ASZ wurden auch Büro- und Lagerräumlichkeiten des Abfallwirtschaftsverbandes Leoben berücksichtigt.

Die Realisierung einer Sägezahnrampe für die komfortable Zufahrt und den bequemen Einwurf schwerer Gegenstände wie Sperrmüll und Altholz, direkt aus dem Kofferraum oder dem Anhänger heraus in den tiefer liegenden Container, trägt zur sicheren Manipulation der Abfälle bei. Der Vorteil besteht neben der besseren Einsicht der Container (Vermeidung von Fehlwürfen) darin, dass der Einwurfs- bzw. Kundenbereich vom LKW-Abholungsbereich klar voneinander getrennt ist und Abroll- bzw. Absetzcontainer ohne Störung des laufenden ASZ-Betriebs per Hakenlift-LKW bereitgestellt und getauscht werden können (vgl. Abbildung 3). Durch das tiefere Niveau der Container gegenüber dem Abwurf ist auch ein Hochziehen unter dem Flugdach kein Problem. Ein farbiges Kundenleitsystem mit Tafeln in unmittelbarer Nähe des Containers (z.B. im Bereich des Geländers) kennzeichnet die jeweilige Abfallfraktion.

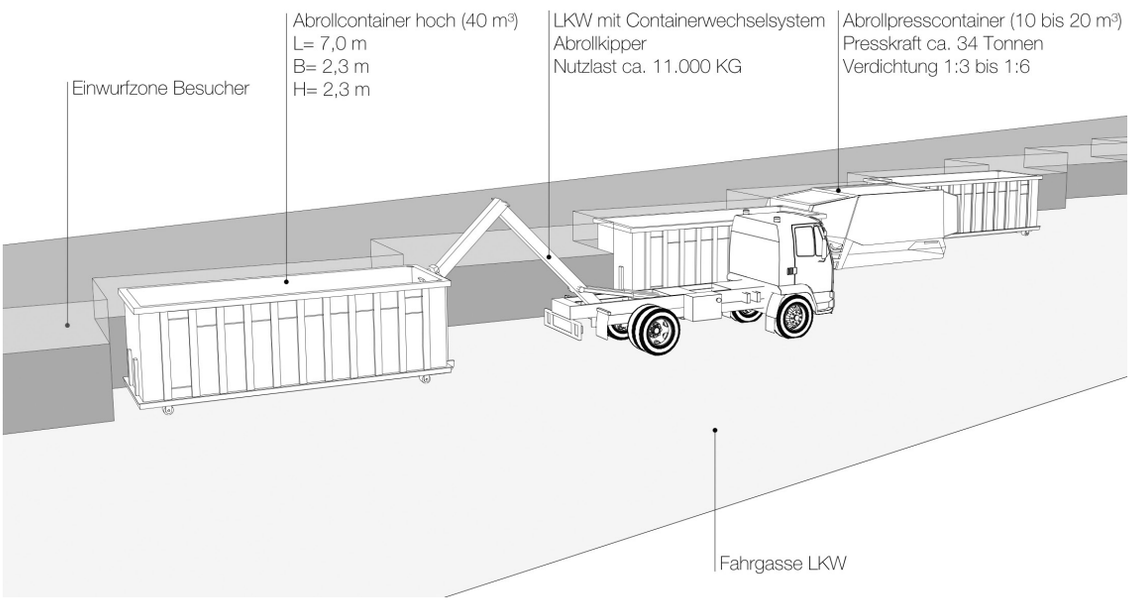


Abb. 3: Sägezahnrampe für Abrollcontainer (Amt der Steiermärkischen Landesregierung 2015).

Neben der funktionellen Ausstattung des neuen ASZ als Übernahmestelle und Lager für kommunale Abfälle und Altstoffe, aus denen wieder Sekundärrohstoffe generiert werden können, wurden bei der Planung auch umweltbezogene Aspekte berücksichtigt. So kam der ökologischen Gestaltung des Gebäudes und der verbauten Materialien eine wichtige Rolle zu. Mit der Verwendung nachwachsender Baustoffe wie Holz aus heimischen Beständen in der Konstruktion des Hallendaches und des Bürotrakts konnte CO_2 in Form des eingesetzten Baumaterials gebunden werden. 214 m³ verarbeitetes Fichten-Brettschichtholz speichern rund 200 Tonnen CO_2. Umgerechnet auf den CO_2-Ausstoß eines Sammelfahrzeuges entspricht dies einer zurückgelegten Strecke von ca. 190.000 km.

Darüber hinaus wird das Gebäude mit Erdwärme (17,2 kW Leistung) beheizt. Dazu wurden drei Tiefenbohrungen am Grundstück abgeteuft. Zusätzlich wird ca. 11 % des Eigenenergiebedarfs durch eine auf dem Dach installierte Photovoltaikanlage mit 3,3 kWp gedeckt. Die überschüssige Energie, die am Standort außerhalb der Öffnungszeiten des ASZ an Sonn- und Feiertagen anfällt, wird in das externe Stromnetz eingespeist.

Wurden im alten Abfallsammelzentrum noch funktionstüchtige bzw. intakte Gegenstände, teilweise aus modischen Gründen oder wegen dem technischen Fortschritt vom Bürger als Abfälle zur Entsorgung gebracht, so wurde im Zuge der Planungsarbeiten dem Re-use Gedanken und der Wiederverwendung (2. Stufe der Abfallhierarchie) Rechnung getragen. Ein ca. 60 m² großer Raum, der sogenannter Re-use-Shop, der zur Übernahme und dem Verkauf von brauchbaren und funktionierenden Gegenständen (Möbel, elektrische und elektronische Kleingeräte, Geschirr, Sportartikel, Spielzeug etc.) dient und von einer gemeindeeigenen Mitarbeiterin (Altersarbeitsplatz) betreut wird, ist das Resultat (vgl. Abbildung 4).

Abb. 4: Integration des Re-use-Shops in das neue ASZ Leoben.

Nach in Krafttreten des Bewilligungsbescheides und der Beschlussfassung des Stadtrates erfolgte basierend auf den Ausschreibungsunterlagen im Juni 2014 die Vergabe nach dem Bestbieterprinzip. Massenermittlungen sowie die Erstellung der Ausschreibungsunterlagen wurden durch ein ortsansässiges Planungsbüro durchgeführt. Die Gesamtkoordination der zusammenführenden Planung lag dabei beim Eigentumsvertreter und Betreiber der Stadtgemeinde Leoben und wurde federführend vom Referat für Umwelt und Tiefbau abgewickelt, wobei mit der Bauführung und Abrechnung der Leistungen das Referat für Hochbau betraut wurde.

Insgesamt waren 23 Firmen in einem Zeitraum von acht Monaten am Bau beschäftigt. Am 13. März 2015 konnte das neue Altstoffsammelzentrum Leoben am Prettachfeld im Rahmen eines Festaktes feierlich eröffnet und seiner Bestimmung übergeben werden.

4 BETRIEBSFÜHRUNG UND AKZEPTANZ

Nach einer gewissen Einlaufphase und den täglichen Erfahrungen aus den ersten Betriebsmonaten waren nach mehr als eineinhalb Jahren seit der Eröffnung kleinere Adaptierungen und funktionelle Verbesserungen vorzunehmen. Sie dienen einerseits einem wirtschaftlicheren Betriebsablauf und andererseits der Sicherheit der Benutzer und der Bediensteten.

Das neue ASZ Leoben hat 59 Stunden in der Woche geöffnet, d.h. von Montag bis Freitag durchgehend von 7.00 bis 17.00 Uhr und am Samstag von 8.00 bis 17.00 Uhr. Der Re-use-Shop hat eine Wochenöffnungszeit von 36 Stunden (Montag bis Samstag jeweils von 9.00 bis 15.00 Uhr). Der Shop ist gewerberechtlich (freies Gewerbe) genehmigt, unterliegt der Registrierkassenpflicht und hat einen gewerberechtlichen Geschäftsführer, der gleichzeitig der Betriebsleiter des ASZ ist.

An der Besucherfrequenz, die aus Abbildung 5 ersichtlich ist, kann auf die Akzeptanz des neuen Altstoffsammelzentrums mit integriertem Re-use-Shop durch die Leobener Bevölkerung geschlossen werden. Auch Gewerbetreibende aus Leoben haben einmal im Monat im Zuge eines Gewerbetages die Möglichkeit ihre (haushaltsähnlichen) Gewerbeabfälle gegen eine Entsorgungsgebühr im ASZ abzugeben. Im Monatsschnitt beträgt die Anzahl der anliefernden Kunden (private Haushalte + kleiner Gewerbeanteil) über 4.600 Personen. Rund 55.500 Personen nutzen das neue ASZ im Jahr, d.h. statistisch gesehen fährt jeder Bürger zweimal pro Jahr das ASZ an.

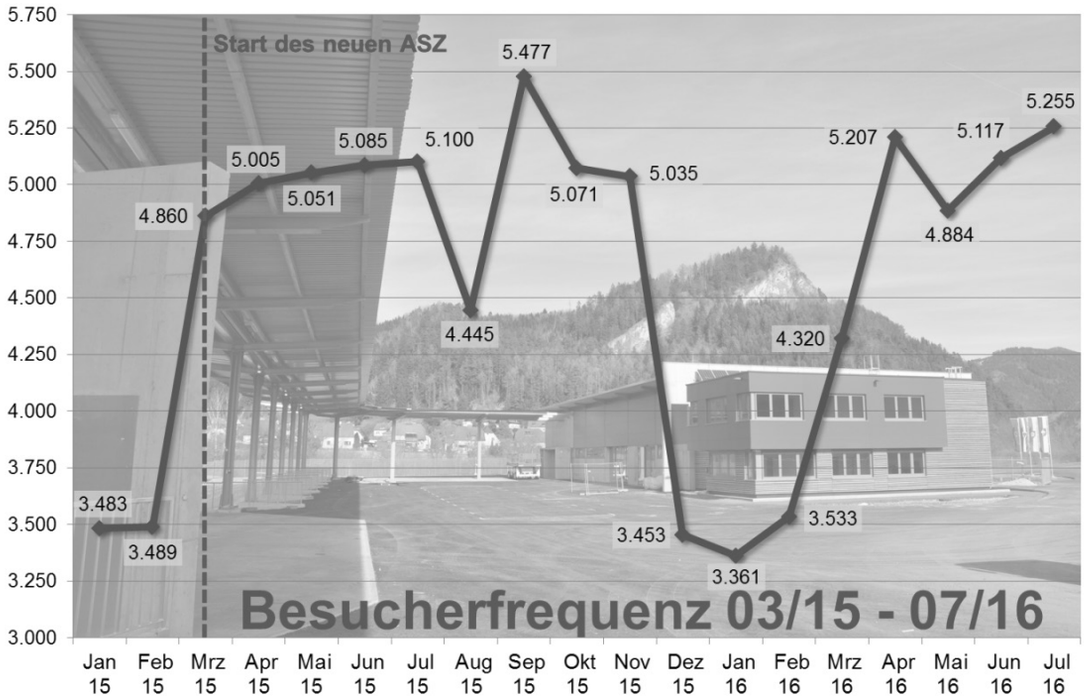


Abb. 5: Anzahl der anliefernden Personen vorwiegend aus dem privaten Haushaltsbereich.

Tab. 2 gibt eine Auflistung der Verkäufe, aufgeteilt in Produktgruppen, aus dem integrierten Re-use-Shop wieder. Die Besucherfrequenz in diesem Bereich liegt zwischen 20 bis 40 Kunden pro Tag. Ende 2015 konnte mit rund € 50.000 ein überaus erfreulicher Jahreserlös eingefahren werden, wobei der Großteil für umweltbezogene Projekte und Exkursionen verwendet wird.

Tab. 2: Bisherige Betriebserfahrungen – Verkäufe Re-use-Shop 2015.

Produktgruppe	Verkäufe 2015 [Stück]
Elektrokleingeräte	523
Geschirr	493
Dekomaterial	440
Gartengeräte	90
Sportgeräte	149
Werkzeug	69
Eisenwaren	120
Spielzeug	283
Bücher	180
CD, DVD, Filme	140
Kleinmöbel	309
Diverses	702

5 ZUSAMMENFASSUNG

Es darf festgestellt werden, dass sowohl für die Kunden als auch für das Personal eine wesentliche Verbesserung eingetreten ist. Vor allem von den Anlieferern wird wiederholt zum Ausdruck gebracht, dass die Entgegennahme von Abfällen einfach und sehr benutzerfreundlich gestaltet ist. Nicht zuletzt darf die hohe Akzeptanz und die erfreuliche wirtschaftliche Entwicklung des Re-Use-Shops als Abrundung der Erstbilanz nach einem Jahr Betriebsführung angeführt werden.

LITERATUR

Amt der Steiermärkischen Landesregierung – A14 – Referat Abfallwirtschaft und Nachhaltigkeit (2015) (Hrsg.) *Ressourcenpark Steiermark* – Das Altstoffsammelzentrum der Zukunft als wertvolle Ressourcenquelle. Graz: Amt der Steiermärkischen Landesregierung, S. 45.

Wertstoffhof und Circular Economy

W.P. Bauer
ia GmbH – Wissensmanagement und Ingenieurleistungen, München, Deutschland

KURZFASSUNG: Wertstoffhof und Circular Economy gehören zusammen wie Pech und Schwefel. Heute dient der Wertstoffhof, als Einrichtung der kommunalen Kreislaufwirtschaft noch überwiegend als Annahmestelle für mehr oder weniger verwertbare Abfälle. Aber nur den Kreis schließen reicht nicht aus. Der von der EU angestrebte Paradigmenwechsel kann nur gelingen, wenn deren Strategien zur Förderung der „Langlebigkeit und Reparierbarkeit" von Produkten auch einen Ort finden, an dem bürgerfreundlich und ansprechend Produkte angenommen und aufbewahrt werden, bis sich ein neuer Nutzer findet.
In dem Beitrag wird dargestellt, dass der allmähliche Wandel der Abfallwirtschaft zur Ressourcenwirtschaft eng mit einem Paradigmenwechsel des Wertstoffhofs einhergeht. Wie umfassend dies auch immer gelingen mag, ein fundiertes Verständnis von „Circular Economy" ist unwiderruflich mit der Einrichtung eines modernen Wertstoffhofs (Wertstoffhof 2020) verbunden.

1 EINLEITUNG

Der Begriff „Circular Economy" im vorliegenden Beitrag bezieht sich auf das Circular Econo-my Paket der Europäischen Kommission. Das Paket wurde Ende 2015 überarbeitet, um eine stärker kreislauforientierte Wirtschaft zu schaffen, „bei der es darum geht, den Wert von Produkten, Stoffen und Ressourcen innerhalb der Wirtschaft so lange wie möglich zu erhalten und möglichst wenig Abfall zu erzeugen."

Neben vielen Maßnahmen zur Optimierung der Produktgestaltung, wo Langlebigkeit und Reparierbarkeit besonders berücksichtigt werden, spielt beim Aktionsplan der EU die Abfallbewirtschaftung eine zentrale Rolle. „Die Abfallhierarchie gibt dabei die Bewirtschaftungsrangfolge vor: Vermeidung, Vorbereitung zur Wiederverwendung, Recycling, energetische Verwertung, Beseitigung. Dieses Prinzip soll dafür sorgen, dass die Optionen gewählt werden, mit denen unter Umweltgesichtspunkten das beste Gesamtergebnis erzielt wird. Die Art und Weise, in der wir unsere Abfälle sammeln und bewirtschaften, kann bewirken, dass die Recyclingquote ansteigt und Wertstoffe in die Wirtschaft zurückgeführt werden…"

Dem gegenüber kann die Art und Weise wie wir Abfälle vermeiden oder Produkte wiederverwenden, bereits eine weitreichende Veränderung unseres Wirtschaftssystems bewirken.

Circular Economy reicht von der Information des Verbrauchers, über die Produktgestaltung und innovative Industrieprozesse, bis zur praktischen Anwendung der Abfallwirtschaft (Sammlung, Verwertung, Ablagerung) und ist auch in der neuen und entschärften Form ein ambitioniertes Paket. Die europäische Kommission sieht darin sogar einen wesentlichen Beitrag zu den Bemühungen „um eine nachhaltige, CO_2-arme, ressourceneffiziente und wettbewerbsfähige Wirtschaft". Mit Blick auf das was früher unter Abfallwirtschaft verstanden wurde, ist das Circular Economy Paket ein herber Paradigmenwechsel. Aber wer organische Abfälle verwerten will braucht eine biologische Verwertungsanlage, wer Abfälle ablagern will braucht eine Deponie, wer in der Abfallwirtschaft einen Paradigmenwechsel vollziehen will und dabei insbesondere auf ein neues Verhalten des Konsumenten hinwirken will, braucht einen Ort der Begegnung mit Bürgerinnen und Bürger. Er braucht den Wertstoffhof.

2 ABGLEICH MORGEN - HEUTE

In der Tat ambitioniert sind die Ziele der Kommission bei den Elektro- und Elektronikgeräten. Im Interesse eines besseren Produktdesigns will die Kommission in künftigen Produktgestaltungsvorschriften die Kreislaufwirtschaft stärker berücksichtigen. „Ökodesign-Vorschriften hatten bisher vor allem die Energieeffizienz zum Ziel; künftig sollen Aspekte wie Reparierbarkeit, Langlebigkeit, Nachrüstbarkeit und Recycelfähigkeit oder die Kennzeichnung bestimmter Materialien und Stoffe systematisch geprüft werden."

Als einen ersten Schritt hat die Kommission im Rahmen der Ökodesign-Richtlinie verbindliche Vorschriften für die Gestaltung und Kennzeichnung von Produkten erarbeitet, welche die Demontage, die Wiederverwendung und das Recycling elektronischer Anzeigen (z. B. Flach-, Computerbildschirm oder Fernseher) leichter und sicherer machen sollen.

Nun - zumindest in den westlichen EU Ländern hat es sich eingebürgert, noch Werthaltiges nicht einfach in die Restmülltonne zu geben, sondern gemäß den Vorgaben des neuen Elektrogesetzes - die deutsche Antwort auf die WEEE-Richtlinie – zum Händler oder eben zum Wertstoffhof zu bringen. Dort erfolgt jedoch in überwiegendem Maße nur die Annahme im EAG-Container, wo der alte Computer, der Bildschirm, der Toaster ihr Potential zur Wiederverwendung alsbald verlieren und als Objekt des Recyclings in der Hierarchiestufe absteigen und sich als FE, NE-Metall oder Kupfer in den Wirren der Verwertungsmaschinen verlieren.

Das nachvollziehbare, aber leidige Verbot der Entnahme von Dingen aus den Containern verbunden mit der Tatsache, dass auf den Wertstoffhöfen überwiegend keine Annahme von „Potentiell Wiederverwendbarem" vorgesehen ist, belegt auch die Einrichtung des Wertstoffhofs weiterzuentwickeln und für einen gewissen Wandel zu werben.

3 WERTSTOFFHOF 2020

Unter Wertstoffhof 2020 versteht man die unter der Schirmherrschaft des Bayerischen Staatsministeriums für Umwelt und Verbraucherschutz begonnene „Qualiltätsoffensive Wertstoffhöfe", an der sich neben dem Bayerischen Landesamt für Umwelt, Verbände, Kommunen und Firmen auch die Bayerische Landesunfallkasse beteiligt hat. Die Initiative begann im Jahr 2015 zunächst mit einer Umfrage im kommunalen Netzwerk ForumZ. Durch die hohe Beteiligung von ca. 100 Kommunen konnten Daten aus über 1.200 Wertstoffhöfen zu einer Studie über den aktuellen Status von Wertstoffhöfen und deren Entwicklung gebündelt werden.

Dabei gab es im Wesentlichen folgende Erkenntnisse:

- Aus Sicht des Bürgers ist der Wertstoffhof das Aushängeschild der Abfallwirtschaft. Will die Kommune den Bürger erreichen, ist dies die beste Möglichkeit, einen positiven Kontakt mit einer Vielzahl von Wertstoffhofnutzern zu erreichen. Die Art und Weise, wie sich der Bürger dort aufgehoben sieht, bestärkt die Ernsthaftigkeit des kommunalen Handelns oder wirkt ihr entgegen. Bereits bei 91,6 % der Wertstoffhöfe ist ein umfassender Beratungsservice selbstverständlich.
- Der Wertstoffhof steht immer in Ergänzung zu den frei zugänglichen Sammelplätzen.
- In einer idealisierten Betrachtung liegt das mittlere Einzugsgebiet in städtischen Bereichen bei 34 km², in ländlichen Gegenden bei 43 km². Demgegenüber liegt das Einzugsgebiet in einzelnen, abfallwirtschaftlich selbst verwalteten Gemeinden bei 16 km², was abfallwirtschaftlich schwer zu begründen ist.
- Aktuell überwiegen an zwei Dritteln der Standorte Zugangslösungen mit Gittertreppen und –stegen.
- In knapp zwei Dritteln der Wertstoffhöfe wird eine Ausladehilfe für schwere Gegenstände angeboten.
- Gebrauchtwarenbörsen sind noch selten.
- Über 95 % Prozent der Befragten beklagen Einbrüche auf ihren Wertstoffhöfen.
- Etwa 25 % Prozent der Befragten sieht sich mit ungenehmigten Sammlungen vor dem Tor konfrontiert.

Heute dient der Wertstoffhof als Einrichtung der kommunalen Kreislaufwirtschaft noch überwiegend der Annahme von recyclierbaren Wertstoffen. Aber nur den Kreis schließen reicht nicht. Der von der EU angestrebte Paradigmenwechsel kann nur gelingen, wenn deren Strategien zur Förderung der „Langlebigkeit und Reparierbarkeit" von Produkten auch einen Ort finden, an dem bürgerfreundlich Produkte angenommen und ansprechend aufbewahrt werden, bis sich ein neuer Nutzer findet.

Bereits in der ersten Studie „Wertstoffhof 2020" (Bauer et al. 2015) wurde herausgearbeitet, dass gerade der Wertstoffhof prädestiniert ist, als eine vom Bürger akzeptierte Einrichtung im Bringsystem, die Schnittstelle für Strategien zur Wiederverwendung zu sein.

Die zweite Auflage der Studie ist gerade in Arbeit. Hier gilt es herauszufinden und mit vielen guten Beispielen abzugleichen wie die „Vorbereitung zur Wiederverwendung" besser in die Organisation der kommunalen Kreislaufwirtschaft eingebunden werden kann. Dass dies weit mehr bedeutet, als eine kleine, rasch verstaubte Möbelbörse vorzusehen, sei schon mal vorweggenommen.

4 VORBEREITUNG ZUR WIEDERVERWENDUNG

„Die EU will Verbraucher vor fehlerhaften Produkten schützen und fördert deren Langlebigkeit und Reparierbarkeit. Sie möchte verhindern, dass noch brauchbare Produkte weggeworfen werden auch weil die „Wiederverwendungs- und Reparaturbranchen arbeitsintensiv" sind und als solche zur Beschäftigungs- und sozialpolitischen Agenda der EU beitragen."

Das klingt schön, ist aber wie alle Formulierungen in anderen amtlichen Gesetzen und Verordnungen auf EU- oder auf Ebene der Bundesrepublik nur eine Sollvorschrift.

Ausschließlich aus dem §14 (2) des Kreislaufwirtschaftsgesetzes (Die Vorbereitung zur Wiederverwendung und das Recycling von Siedlungsabfällen sollen spätestens ab dem 1. Januar 2020 mindestens 65 Gew.-% insgesamt betragen), der bei seiner Zielvorgabe zur Recyclingquote die Mengen aus der Vorbereitung zur Wiederverwendung mit den Mengen aus der Verwertung gleichsetzt, lässt sich gegenüber kommunalen Auftraggebern ein wirkliches operatives Mandat für Maßnahmen ableiten, die sowohl Einrichtungen als auch statistische Abläufe wie Erfassen und Messen der Gewichte der abgegebenen Güter bedeuten. Vor Ort ist dies absolut Neuland, das sich nur mit wirklich interessierten Verantwortlichen bei den Kommunen angehen lässt.

Aus Sicht der Europäischen Kommission sind die wesentlichen Maßnahmen zur Vermeidung resp. zur Wiederverwendung in Industrie und Handel angesiedelt. Auch Deutschland hat das Ziel die Ressourcenproduktivität bis 2020 zu verdoppeln, nur ist dies nicht bindend und in seiner Messbarkeit zumindest widersprüchlich. Wie sonst könnte es sein, dass sich heute Discounter weigern können, Mehrwegflaschen zu verkaufen. Was die 10 Aktionskonzepte des ProgRess II: 2016 bis 2019 wirklich bringen, bleibt zu beobachten.

Ebenso ist es noch hoffnungsvolle Zukunft inwieweit die Kommission die Reparierbarkeit Nachrüstbarkeit, Langlebigkeit und Recycelfähigkeit von Produkten fördern wird „und als Teil ihrer künftigen Arbeiten im Rahmen der Ökodesign-Richtlinie und unter Berücksichtigung der Besonderheiten unterschiedlicher Produktgruppen für die Kreislaufwirtschaft gegebenenfalls relevante Produktvorschriften erarbeiten" wird. Bis sich diese verwirklichen, bleibt der Wertstoffhof der Ort an dem die Kommune den Wandel propagieren und der Bürger agieren kann.

Im Text des Circular Economy Pakets heißt es weiter, dass „Konsumentscheidungen, die Millionen von Verbrauchern treffen, die Kreislaufwirtschaft fördern oder behindern können. Diese Entscheidungen werden geprägt von den Informationen, zu denen der Verbraucher Zugang hat, der Palette und den Preisen existierender Produkte und dem Rechtsrahmen. Diese Phase ist außerdem ausschlaggebend für die Vermeidung und Minimierung von Haushaltsabfällen."

Was steht dem entgegen, am Wertstoffhof die verfügbare Information für die Konsumentscheidungen zumindest vorzuhalten, wenn nicht sogar regelmäßig und offen zu diskutieren. Etwa Informationen zur europäischen Eco-Design Richtlinie, oder vergleichende Studien etwa dazu was Supermärkte zur Verbesserung der Ressourceneffizienz unternehmen (vgl. Abbildung 1).

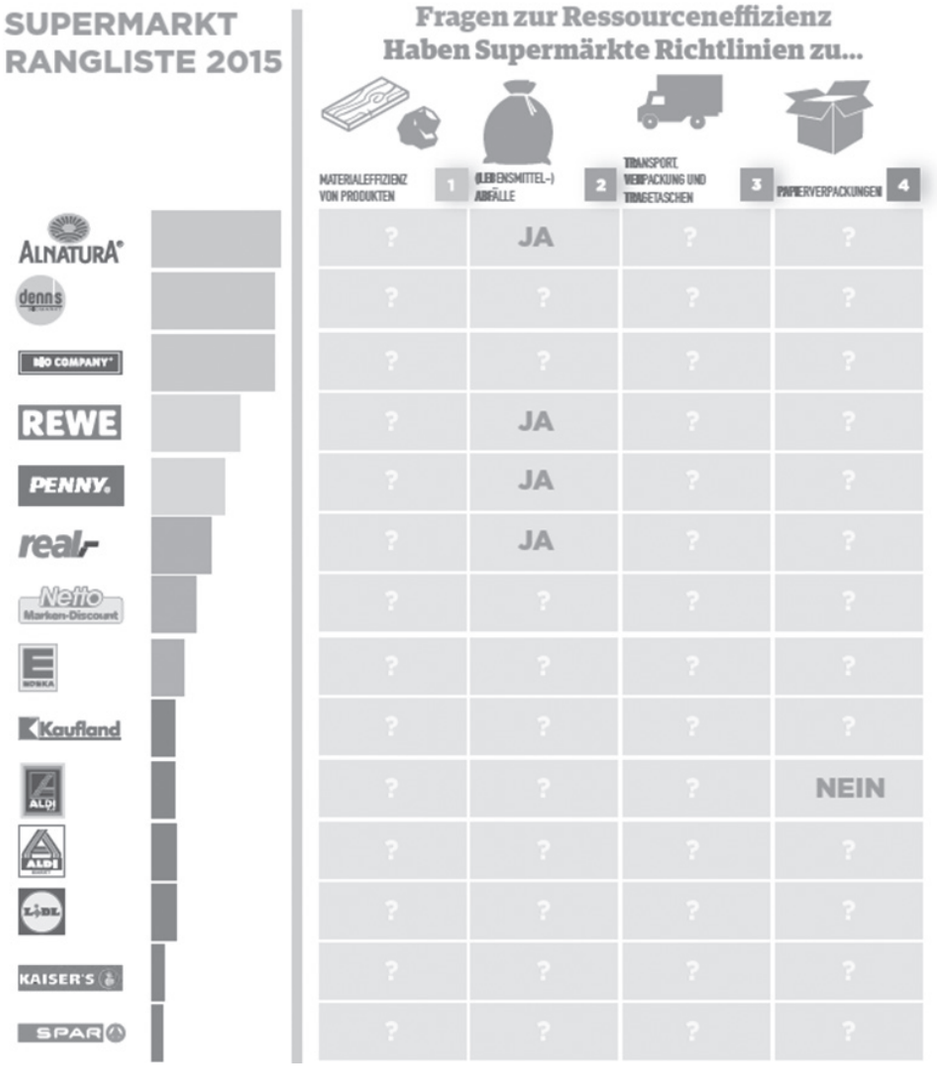


Abb. 1: Auszug aus der Supermarkt Rangliste (Isakowitsch 2015), (rankabrand.de).

Oder den Hinweis, dass, „eine Erhöhung der Ressourceneffizienz in Deutschland um 20 % fast 700.000 neue Jobs schaffen und die Erzeugerpreise bis 2030 um 4,3 % reduzieren würde."

Informationen oder Diskussionen dieser Art fördern in jedem Fall die Aufmerksamkeit der Verbraucher in Bezug auf ihre Verantwortung in der Kreislaufwirtschaft.

5 DIE WEEE2 RICHTLINIE ÜBER ELEKTRO- UND ELEKTRONIK-ALTGERÄTE

Auch Informationen zur dem deutschen Elektrogesetz übergeordneten europäischen WEEE2 Richtlinie sind dem normalen Bürger schwer zugänglich. Wird er am Wertstoffhof über wesentliche Aussagen der Richtlinie informiert, würde er dabei etwa Folgendes erfahren:

Aus Artikel 4: Produktkonzeption
„Unbeschadet der Anforderungen der Rechtsvorschriften der Union über das ordnungsgemäße Funktionieren des Binnenmarkts … unterstützen die Mitgliedstaaten die Zusammenarbeit zwischen Herstellern und Betreibern von Recycling-Betrieben sowie Maßnahmen zur Förderung der Konzeption und Produktion von Elektro- und Elektronikgeräten, um insbesondere die Wiederverwendung, Demontage und Verwertung von Elektro- und Elektronik-Altgeräten, ihren Bauteilen und Werkstoffen zu erleichtern."

Oder aus Artikel 5: Getrennte Sammlung
(4) Die Mitgliedstaaten können vorschreiben, dass die bei Rücknahmestellen … zurückgegebenen Elektro- und Elektronik-Altgeräte den Herstellern oder in ihrem Namen handelnden Dritten ausgehändigt werden oder - für die Zwecke der Vorbereitung zur Wiederverwendung - an dafür benannte Anlagen oder Betriebe übergeben werden.

Oder aus Artikel 6: Beseitigung und Beförderung von gesammelten Elektro- und Elektronik-Altgeräten: „(2) Die Mitgliedstaaten stellen sicher, dass die Sammlung und Beförderung von getrennt gesammelten Elektro- und Elektronik-Altgeräten so ausgeführt werden, dass die Vorbereitung zur Wiederverwendung, das Recycling und die Rückhaltung gefährlicher Stoffe unter optimalen Bedingungen erfolgen können.

Im Interesse einer möglichst weitgehenden Vorbereitung zur Wiederverwendung fördern die Mitgliedstaaten, dass Sammelsysteme bzw. Rücknahmestellen gegebenenfalls so ausgestaltet werden, dass vor jedem weiteren Transport an den Rücknahmepunkten diejenigen Elektro- und Elektronik-Altgeräte, die zur Wiederverwendung vorbereitet werden sollen, von den anderen getrennt gesammelten Elektro- und Elektronik-Altgeräten separiert werden, insbesondere indem Mitarbeitern von Wiederverwendungsstellen Zugang gewährt wird."

Man kann schnell ermessen, dass die hier ausgewählten Formulierungen aus der Richtlinie auch für die meisten Kommunen oder Wertstoffhofbetreiber überaus interessante Punkte aufweisen, die sich – unabhängig der weicheren Formulierungen im ElektroG – lohnen umzusetzen. Aus Artikel 11: Zielvorgaben für die Verwertung, werden auch weitergehende Anforderungen an die Erfassung von mit der Vorbereitung zur Wiederverwendung zusammenhängenden Daten deutlich:

„(2) Die Erfüllung der Zielvorgaben wird berechnet, indem für jede Gerätekategorie das Gewicht der Elektro- und Elektronik-Altgeräte, die … der Anlage zur Vorbereitung zur Wiederverwendung zugeführt werden, durch das Gewicht aller getrennt gesammelten Elektro- und Elektronik-Altgeräte dieser Gerätekategorie geteilt wird, ausgedrückt als prozentualer Anteil.
(4) Die Mitgliedstaaten stellen sicher, dass die Hersteller oder in ihrem Namen tätige Dritte im Hinblick auf die Berechnung dieser Zielvorgaben Aufzeichnungen über das Gewicht der Elektro- und Elektronik-Altgeräte, ihrer Bauteile, Werkstoffe und Stoffe führen, wenn diese die Rücknahmestelle verlassen (Output), … und der … Anlage zur Vorbereitung zur Wiederverwendung zugeführt werden (Input)."

Es bleibt also noch viel zu tun.

6 SCHLUSSFOLGERUNG

Wer fundierte Studien über Klimawandel verfolgt, wird die Veränderung des Klimas, den erhöhten Ressourcenverbrauch und die zunehmende Umweltverschmutzung auch mit unserem Konsumverhalten in Verbindung bringen. Den einzelnen Bürger erschreckt dies in der Regel, da er die Änderung seines Tuns zwar als probates Mittel erkennt aber sich als Einzelner nicht zutraut, wirklich Wesentliches zu bewirken.

Vor diesem Hintergrund ist der Wertstoffhof ein wichtiges Verbindungsglied zwischen den kommunal Verantwortlichen, den „Machern der Kreislaufwirtschaft“ und den Bürgern. Hier kann informativ und plastisch vermittelt werden, dass neues Wirtschaften längst geschieht. Der Wertstoffhof kann der Ort sein / werden an dem private Organisationen wie Träger eines Repair Cafes und Organisatoren für Floh- und Tauschmärkte ihren festen Platz finden. Hier kann ein Teil der über zwei Millionen neuen Arbeitsplätze entstehen, die die EU bei Einführung eines Ressourcenproduktivitätsziel von 30 % erwartet. Und hier können kommunikative Schnittstellen zu Aktivitäten der Sharing Economy angesiedelt werden, die ihrerseits an der einen oder anderen Stelle in der Welt bereits gelebt werden.

Es ist nachvollziehbar dass der allmähliche Wandel der Abfallwirtschaft zur Ressourcenwirtschaft demgemäß mit einem Paradigmenwechsel des Wertstoffhofs verbunden ist. Wie umfassend dies auch immer gelingen mag, dieses fundierte Verständnis von „Circular Economy“ ist unwiderruflich mit der Einrichtung eines modernen Wertstoffhofs (Wertstoffhof 2020) verbunden.

Dieser Paradigmenwechsel ist aber in der Gesellschaft erst angekommen, wenn der Besuch am Wertstoffhof nicht mehr dem „geordneten Wegwerfen“ von Wertstoffen und Ressourcen dient, sondern auch gefühlsmäßig dem „Erhalt und der Weitergabe“ von Brauchbaren, übergeben an eine Organisation, die dafür das vollste Vertrauen der Bürgerinnen und Bürger hat.

LITERATUR

Bauer, W., Lipowsky, B., Kroner, T., Franke, M. & Reh, K. (2015) *Studie Wertstoffhof 2020,* 1. Auflage im Eigenverlag, ia GmbH und Fraunhofer UMSICHT; München.

Bauer, W. (2016) *Zukunft Wertstoffhof 2020*, 28. Kasseler Abfall- und Bioenergieforum, Witzenhausen-Institut für Abfall, Umwelt und Energie GmbH.

Bund für Umwelt und Naturschutz Deutschland (2015) *Ressourcenschutz ist mehr als nur Rohstoffeffizienz* aus http://www.bund.net/fileadmin/bundnet/publikationen/technischer_umweltschutz/150812_bund_technischer_umweltschutz_ressourcenschutz_hintergrund.pdf.

Bundesgesetzblatt (2015) *Neuordnung Elektro- und Elektronikgerätegesetz – ElektroG2,* Gesetz zur Neuordnung des Rechts über das Inverkehrbringen, die Rücknahme und die umweltverträgliche Entsorgung von Elektro- und Elektronikgeräten vom 20. Oktober 2015.

Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit (BMUB) (2015) *Gesetz zur Förderung der Kreislaufwirtschaft und Sicherung der umweltverträglichen Bewirtschaftung von Abfällen* (Kreislaufwirtschaftsgesetz – KrWG; vom 24. Februar 2012 zuletzt geändert durch Art. 1a G v. 20.11.2015 I 2071 BMUB) Bericht des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit (BMUB) zu den geplanten Regelungen des Wertstoffgesetzes.

Deutsche Umwelthilfe e.V. (2016) *Weniger ist mehr: Ressourceneffizienz im europäischen Drogeriehandel.*

Isakowitsch, A. (2015) *Cutting the Crab, die Vorteile einer Strategie zu weniger Ressourcenverbrauch in deutschen Supermärkten, SumOfUs Report basierend auf Analysen von Changing Markets,* Wuppertal Institute und Rank a Brand.

Lipowsky, B., Bauer, W. & Kroner, T. (2014) *Benchmark Ungedeckter Finanzbedarf,* ForumZ, http://www.forumz.de

Erfolgsmodell Umweltkommission Wels – 25 Jahre Bürgerbeteiligung in der Abfallwirtschaft

H. Retzl
Institut Retzl GmbH Gemeindeforschung & Unternehmensberatung, Linz, Österreich

R. Piller & C. Rudlstorfer
Energie AG Oberösterreich Umwelt Service GmbH, Hörsching, Österreich

KURZFASSUNG: Seit nunmehr 25 Jahren verfügt die Welser Abfallverwertung der Energie AG Oberösterreich Umwelt Service GmbH über ein eigenes System der institutionalisierten Bürgerbeteiligung. Herzstück des Beteiligungssystems ist die sogenannte „Umweltkommission“ (UK). Entwickelt wurde dieses Modell 1991 durch die Institut Retzl GmbH. Grundphilosophie der Arbeit der Umweltkommission ist es, Lösungen gemeinsam zu entwickeln und mit einer sehr offenen Informationspolitik Vertrauen zu schaffen. Da die Kooperation nicht aufgrund eines konkreten Anlassfalls passiert, sondern kontinuierlich erfolgt, können Lösungen bereits im Vorfeld erarbeitet werden. Mit diesem Erfolgsmodell ist es gelungen, viele Vorhaben zu optimieren und sie im Einvernehmen mit den Anrainerinnen und Anrainern umzusetzen. Über den Standort Wels hinausgehend verpflichtet sich die Energie AG Oberösterreich mit ihren demokratiepolitischen Grundsätzen selbst zur Wahrung von entsprechenden Standards in der Projektabwicklung.

1 EINLEITUNG

Der „Recylingpark“ Wels umfasst heute zwei thermische Abfallverwertungslinien mit einer Jahreskapazität von über 340.000 Tonnen, eine Kompostieranlage, eine mechanische Sortierung, eine Reststoffdeponie sowie eine mobile Schlackenaufbereitungsanlage und eine eigene Betriebsfeuerwehr, welche 2008 (auf Anregung von Anrainern) eingerichtet wurde.

Um allen rechtlichen Anforderungen zu entsprechen, wurden in Summe mehr als 110 Bescheide mit ca. 300 wiederkehrenden Überprüfungen und mehr als 800 Dauerauflagen seitens der Verwaltungsbehörden ausgestellt.

Abb. 1: Energie AG Oberösterreich Umwelt Service GmbH, Standort Wels, Luftaufnahme.

Seit 25 Jahren wird die Weiterentwicklung des Standortes durch ein spezielles System der institutionalisierten Bürgerbeteiligung begleitet und mitgetragen. Kernelement des Beteiligungssystems ist die „Umweltkommission“ (UK), in der knapp 40 Personen vertreten sind (Zusammensetzung vgl. Abbildung 2). Dieses 1991 durch die Institut Retzl GmbH entwickelte Modell hat zum Ziel, gemeinsam Lösungen zu entwickeln und mit einer sehr offenen Informationspolitik Vertrauen zu schaffen.

Da die Kooperation nicht aufgrund eines konkreten Anlassfalls passiert, sondern kontinuierlich erfolgt, können Lösungen bereits im Vorfeld erarbeitet werden. Mit diesem Erfolgsmodell ist es gelungen, viele Vorhaben zu optimieren und sie im Einvernehmen mit den Anrainerinnen und Anrainern umzusetzen.

2 DAS MODELL DER UMWELTKOMMISSION

2.1 Zur Entstehungsgeschichte des Beteiligungssystems

Das heute bestehende, wechselseitig aufgebaute Vertrauen und die produktive Zusammenarbeit in der Umweltkommission stehen in deutlichem Kontrast zur konflikthaften Ausgangssituation Anfang der 1990er Jahre: Thermische Abfallverwertungsanlagen galten in der Bevölkerung als „Dreckschleudern“. Dieses Meinungsbild begleitete auch den Ausbau der thermischen Abfallverwertungsanlage Linie 1 in Wels mit einer Jahreskapazität von 60.000 Tonnen. Im Rahmen des Genehmigungsverfahrens war man mit ca. 3.000 Einsprüchen konfrontiert. Die Ablehnung des Bauvorhabens resultierte insbesondere auch aus den negativen Erfahrungen mit einer alten Verbrennungsanlage am Standort, die aus Emissionsgründen geschlossen wurde.

In dieser Situation erkannte die Unternehmensführung der Energie AG Oberösterreich Umwelt Service GmbH, dass in der Einbeziehung der Bürgerinnen und Bürger eine Chance liegt. Daher wurde in Zusammenarbeit mit dem auf Bürgerbeteiligung und Konflikt spezialisierten Institut Retzl ein Bürgerbeteiligungsmodell entwickelt. Die primäre Aufgabe dieses Modells lag bzw. liegt in der transparenten, unabhängigen und effizienten Vorgangsweise zur Erfassung aller Ideen und Kritikpunkte der betroffenen Öffentlichkeit. Neben der Konsensfindung rund um den Bau der thermischen Abfallverwertungsanlage sollte auch eine dauerhafte Plattform geschaffen werden, um Entwicklungen in der Abfallwirtschaft in der Region begleiten und kontrollieren zu können.

In die Entwicklung des Verfahrens waren von Beginn an die Stadt Wels sowie die Anrainergemeinden Thalheim, Marchtrenk, Schleißheim und Weißkirchen einbezogen. In einem wechselseitigen Dialog wurde eine Geschäftsordnung für die Arbeit in der Umweltkommission erstellt, die auch im Laufe der Zeit im Konsens den geänderten gesellschaftlichen Bedingungen angepasst wurde.

2.2 Das Modell der Umweltkommission

Die Umweltkommission (Abb. 2) trifft sich vierteljährlich und berät über Entwicklungen am Standort und in der Abfallwirtschaft. In der Umweltkommission vertreten sind Funktionsträger/innen der Stadt Wels sowie der Gemeinden Thalheim, Marchtrenk, Schleißheim und Weißkirchen, lokale Experten aus der Region (u.a. Ärzte/Ärztinnen), Vertreter/innen der Bürgerinitiativen, drei direkt von den Anrainern gewählte Anrainervertreter/innen aus der unmittelbaren Nachbarschaft sowie nach einem Zufallsprinzip aus der Bevölkerung der einbezogenen Gemeinden ausgewählte Bürger/innen (so genannte “Umweltschöffen” in Anlehnung an die Schöffen bei Gericht).

Die Umweltkommission hat im Lauf der Jahre in bislang 86 Sitzungen alle Weiterentwicklun-gen am Standort begleitet und die Einbeziehung der Bevölkerung sichergestellt. Die Menschen in der Nachbarschaft werden in regelmäßigen Anrainerinformationsveranstaltungen und mittels einer kontinuierlich erscheinenden Anrainerzeitung (Abb. 3) informiert.

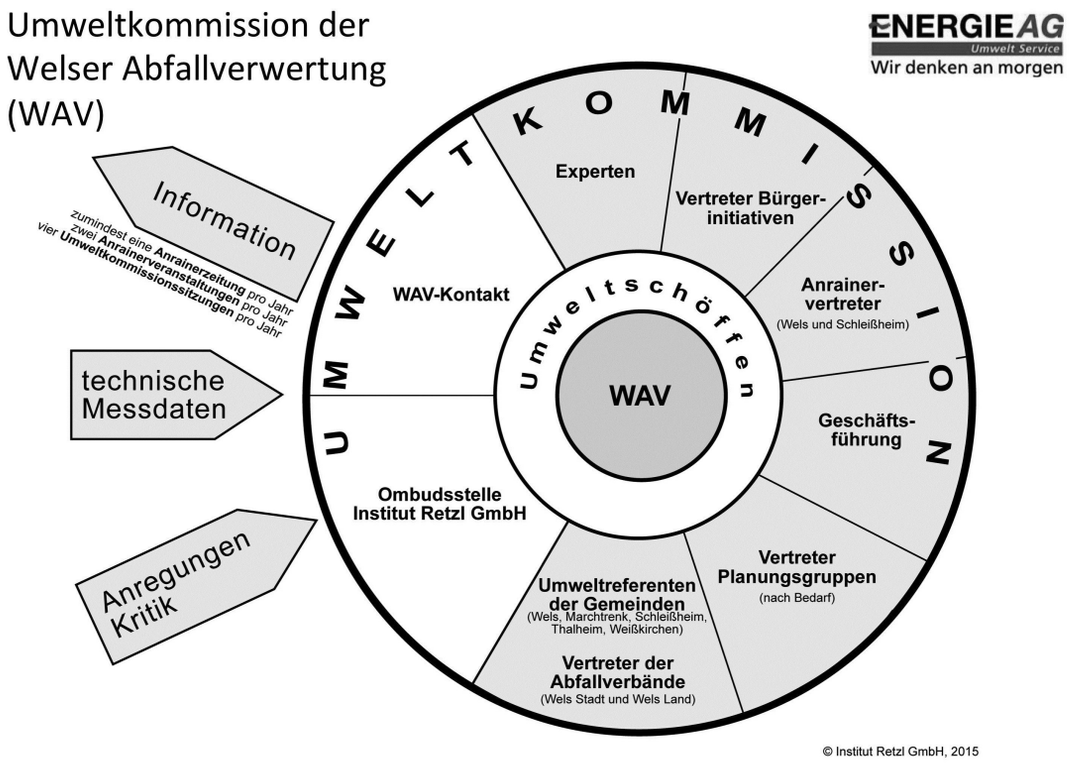


Abb. 2: Das Modell der Umweltkommission der Welser Abfallverwertung.

Abb. 3: Titelblätter der zuletzt erschienenen Ausgaben der WAV Anrainerzeitung.

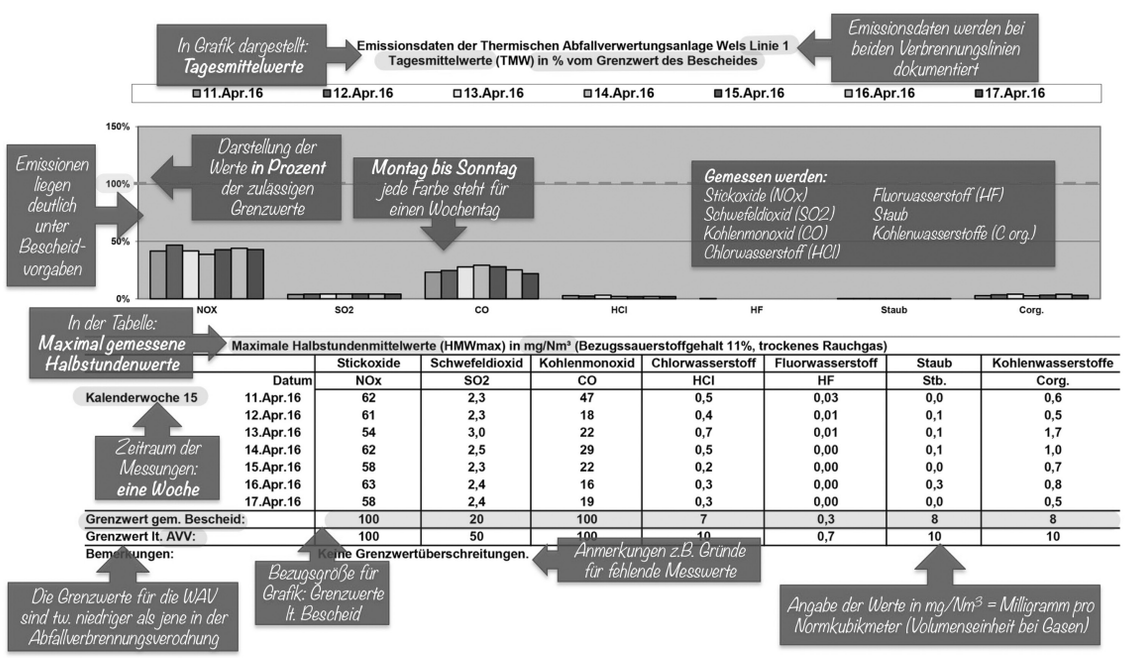
Die Pläne zur Erweiterung der Abfallverbrennungsanlage von ca. 60.000 auf ca. 340.000 t/a durch den Bau der Linie 2 wurden durch die Umweltkommission seit Planungsbeginn (1998) begleitet. Durch die stetige Einbindung der Mitglieder der UK wurde Vertrauen aufgebaut und die Kontrolle des Umweltmonitorings gemeinsam erarbeitet. Alle Behördenverfahren konnten ohne Einspruch in erster Instanz abgeschlossen werden, was zu einem rechtsgültigen Bescheid 2002 führte.

Eine 4,8 km lange Fernwärmetransportleitung wurde durch die Umweltkommission ab 2003 begleitet. Die rechtskonforme Fertigstellung im Jahr 2008 erfolgte ebenfalls ohne Einspruch im Genehmigungsverfahren.

Bedingt durch die jahrelange positive Zusammenarbeit mit der UK konnten auch bei der Reststoffdeponie sehr sensible Themen wie die Genehmigung eines Ballenzwischenlagers mit einer Kapazität von 22.000 Tonnen im Jahr 2013 sowie die Deponieerhöhung zur Schaffung einer Kapazität von 495.000 m³ im Konsens erwirkt werden.

Obwohl die ersten Feldversuche zur mobilen Schlackenaufbereitung in Bezug auf Geruch, Staub und Lärm ursprünglich problematisch verliefen, konnte mithilfe der Umweltkommission ebenfalls im Jahr 2013 ein rechtsgültiger Bescheid durch Entwicklung eines gemeinsamen Kontrollsystems erwirkt werden.

Weitere Erfolge waren die ständige Verbesserung des Lärmschutzes und die Verminderung der Geruchsbelastung durch intensive Einbeziehung der Anrainer. Gemeinsam wurde eine Norm für die Präsentation des kontinuierlichen Emissionsberichtes der Anlage entwickelt, die ermöglicht, dass die teils komplizierten Messdaten seit Jahren unbestritten und übersichtlich dokumentiert sind (vgl. Abb. 4).



Datum	Stickoxide NOx	Schwefeldioxid SO2	Kohlenmonoxid CO	Chlorwasserstoff HCl	Fluorwasserstoff HF	Staub Stb.	Kohlenwasserstoffe Corg.
11.Apr.16	62	2,3	47	0,5	0,03	0,0	0,6
12.Apr.16	61	2,3	18	0,4	0,01	0,1	0,5
13.Apr.16	54	3,0	22	0,7	0,01	0,1	1,7
14.Apr.16	62	2,5	29	0,5	0,00	0,1	1,0
15.Apr.16	58	2,3	22	0,2	0,00	0,0	0,7
16.Apr.16	63	2,4	16	0,3	0,00	0,3	0,8
17.Apr.16	58	2,4	19	0,3	0,00	0,0	0,5
Grenzwert gem. Bescheid:	100	20	100	7	0,3	8	8
Grenzwert lt. AVV:	100	50	100	10	0,7	10	10

Abb. 4: Die Emissionsdaten der beiden Verbrennungslinien werden auf der Webseite der Energie AG Umwelt Service GmbH veröffentlicht (http://umweltservice.energieag.at/Anrainerinfo). In der Abbildung sind Erklärungen zur Darstellung eingefügt.

3 AKZEPTANZ DURCH PROJEKT-UMFELD-MANAGEMENT

Im Fallbeispiel Welser Abfallverwertung der Energie AG Oberösterreich Umwelt Service GmbH sind institutionalisierte Bürgerbeteiligung und konsequent gelebtes Projekt-Umfeld-Management in einem Erfolgsmodell kombiniert, das sich seit 25 Jahren bewährt.

3.1 Akzeptanz durch Projekt-Umfeld-Management

Projekt-Umfeld-Management (P.U.M.) vervollständigt die betriebswirtschaftliche, technische und rechtliche Projektplanung durch eine strategische Umfeldplanung. P.UM. gibt Antwort darauf, wie ein Vorhaben in seine natürliche und gesellschaftliche Umwelt eingreift, welche Konflikte dabei entstehen könnten und wie diese als planbare Variablen zu berücksichtigen sind. P.U.M. schärft nach innen den Blick für notwendige Maßnahmen im Projektumfeld und schafft nach außen Akzeptanz und Vertrauen für das Vorhaben. Der gezielte Dialog und Interessensausgleich mit dem Projektumfeld (Anrainer, Behörden, Medien, ...) minimiert Reibungsverluste und Konflikte und stärkt das Image des Projektwerbers.

Die 5 Elemente von Projekt-Umfeld-Management sind:

- Umfeldanalyse,
- Norm- und Krisenszenarien,
- Netzwerke der Kommunikation und Information,
- Bürgerbeteiligungssysteme und -formen und
- Unternehmenskultur.

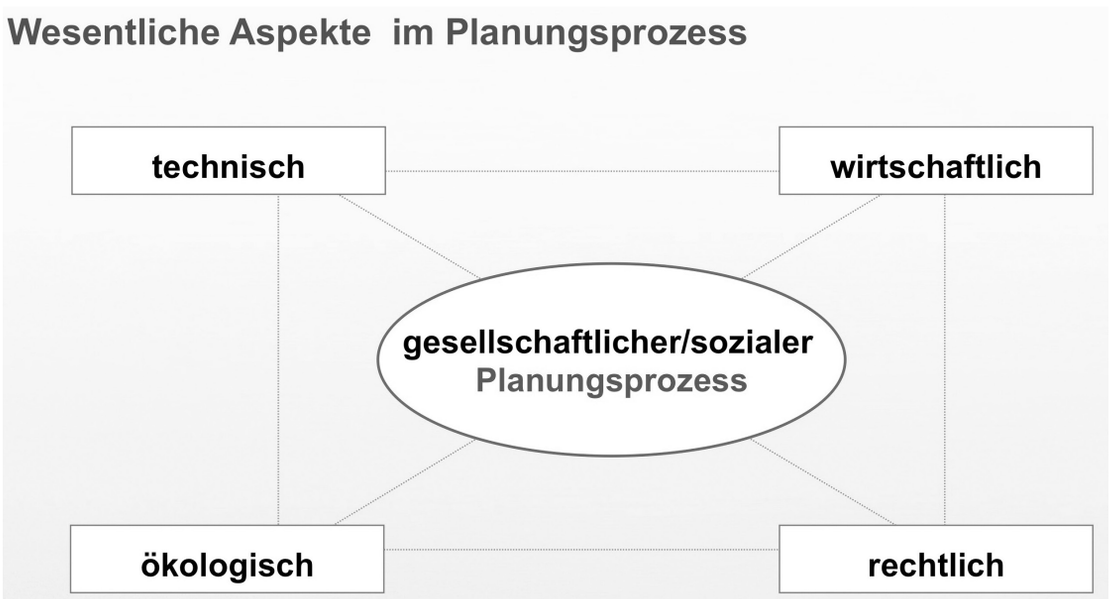


Abb. 5: Wesentliche Aspekte im gesellschaftlichen/sozialen Planungsprozess.

3.2 Demokratiepolitische Grundsätze der Energie AG Oberösterreich

Die Energie AG Oberösterreich hat sich mit ihren demokratiepolitischen Grundsätzen in ihrer Unternehmenskultur bewusst für eine Selbstverpflichtung zu hohen Standards in der Abwicklung von Projekten entschieden. Für die Bevölkerung Oberösterreichs und die jeweils vor Ort betroffene Bevölkerung sollen Sicherheit und Einblick in die Umsetzung der Unternehmenspolitik der Energie AG gewährleistet sein.

Die Energie AG Oberösterreich bekennt sich „zu einer sozial ausgewogenen, umfassenden Einbeziehung der Betroffenen nach klar vereinbarten Regeln bei der Planung und Umsetzung von Projekten und der Kontrolle von Projektauswirkungen. Soziale Ausgewogenheit heißt, dass sowohl die legitimierten Gemeindevertreter, die interessierten Bewohner und die betroffene Be-

völkerung in einem ausgewogenen Verhältnis berücksichtigt werden. Wir bieten an, diese Grundsätze jeweils in einer projektbegleitenden Planung unter Mitwirkung ortsansässiger Personen umzusetzen und kontrollieren zu lassen. Die dabei gewählte Form der Bürgerbeteiligung soll eine ausgewogene Vertretung der Betroffenen gewährleisten.“ (Zitat aus: Demokratiepolitische Grundsätze zur Abwicklung von Projekten der Energie AG Oberösterreich).

Dieses Selbstverständnis hat sich im Lauf der Jahre nicht nur am Standort Wels bewährt. Die Erfahrung zeigt, dass der offene und ehrliche Umgang miteinander viele Wege ebnet.

4 ZUSAMMENFASSUNG

Die Zwischenbilanz nach 25 Jahren institutionalisierter Bürgerbeteiligung fällt sehr positiv aus: Durch die Arbeit der Umweltkommission war es möglich, dass die Welser Abfallverwertung der Energie AG Oberösterreich Umwelt Service GmbH zu einer europaweit viel beachteten Vorzeigeanlage wurde. Zuletzt bestätigt wurde die vorbildliche Arbeit der Energie AG am Standort Wels im April 2016: Bei einer routinemäßigen Umweltinspektion der Reststoffdeponie am Standort durch das Land Oberösterreich gab es – trotz zahlreicher Bescheidauflagen, die einzuhalten sind – keine einzige Beanstandung.

LITERATUR

http://umweltservice.energieag.at/Anrainerinfo.

Semmering-Basistunnel: Deponie Longsgraben und die komplexen Randbedingungen

G. Nipitsch
ÖBB-Infrastruktur AG, GB Projekte Neu-/Ausbau, Projektleitung Semmering, Graz, Österreich

M. Nipitsch
Ingenieurgemeinschaft DI Bilek & DI Krischner, Graz, Österreich

KURZFASSUNG: Im Rahmen der Errichtung des Semmering-Basistunnel fällt Tunnelausbruch und sonstiges Aushubmaterial im Ausmaß von ca. 6,2 Mio. m³ (fest) an, das wiederzuverwenden, zu verwerten oder ordnungsgemäß zu entsorgen ist. Um dadurch bedingte Transportbewegungen auf ein Minimum zu begrenzen, wird für den Großteil der erwarteten Ausbruch- bzw. Aushubmassen eine Deponie errichtet. Die etwa 4,25 Mio. m³ (eingebaut) fassende Deponie wird im Longsgraben, einem unbewohnten Seitengraben des Fröschnitzgrabens, errichtet. Sie besteht aus einem Bodenaushub- und einem Baurestmassenkompartiment (Daller et al. 2013).
Es sind nicht die deponietechnischen Details, die diesen Beitrag prägen, sondern viel mehr die komplexen Randbedingungen, unter denen die Deponie errichtet wurde respektive die Umstände, die für einen reibungslosen Betrieb dieser Deponie im Zusammenhang mit einem Tunnelgroßprojekt zu berücksichtigen sind.

1 EINLEITUNG

Der rund 27,3 km lange „Semmering-Basistunnel“ sorgt für eine zeitgemäße Verbindung zwischen Wien und Graz entlang der neuen Südstrecke. Das Gesamtprojekt bringt für den Güterverkehr eine erhebliche Effizienzsteigerung, da auch schwere Güterzüge mit nur einer Lokomotive den Semmering queren können. Die Fahrtzeit zwischen Wien und Graz wird sich um eine halbe Stunde verkürzen. Zudem bedeutet der Bau des „Semmering-Basistunnels“ eine Verkehrsentlastung und Ergänzung der Weltkulturerbe-Bergstrecke über den Semmering. Der „Semmering-Basistunnel“ ist eines der wichtigsten Projekte an der neuen Südstrecke und erfüllt als Teil des Baltisch-Adriatischen Korridors – der von Danzig (Polen) nach Ravenna (Italien) führt – eine Schlüsselfunktion im europäischen Schienennetz (Nipitsch 2015).

Die Hauptelemente des gesamten Tunnelsystems stellen die zwei eingleisigen Streckenröhren mit den beiden Portalen in Gloggnitz und Mürzzuschlag, Querschläge deren Abstände zueinander höchstens 500 m betragen sowie eine Nothaltestelle, deren Ereignisfalllüftung über zwei rund 400 m tiefe Lüftungsschächte mit der Oberfläche verbunden ist, dar (Daller et al. 2013).

Abb. 1: Semmering-Basistunnel, Bauabschnitte (Grafik: 3DSchmiede).

Neben dem eigentlichen Tunnelbauwerk sind für die Realisierung des Vorhabens eine Reihe von bauvorbereitenden und baubegleitenden Maßnahmen, wie die Errichtung von Baustraßen, Wasserversorgungsanlagen, einer lokalen Deponie, die Adaptierungen der Bahnhöfe Gloggnitz und Mürzzuschlag und der Bau der beiden Bahnstromversorgungen in Niederösterreich und der Steiermark, erforderlich (Gobiet & Wagner 2013).

Das Vorhaben ist in fünf Bauabschnitte – die beiden Portalbereiche Gloggnitz und Mürzzuschlag sowie die drei Zwischenangriffe in der Göstritz, im Fröschnitzgraben und in Grautschenhof; diese fünf Bauabschnitte umfassen jeweils mehrere Baulose – unterteilt, um eine effiziente, technisch und wirtschaftlich zweckmäßige Herstellung zu gewährleisten (Nipitsch 2015).

Das seit 2015 in Bau befindliche Baulos „SBT1.1 Tunnel Gloggnitz“ besteht aus den beiden Portalvortrieben in Gloggnitz und den Vortrieben des Zwischenangriffs in der Göstritz. Dieser ist für das Auffahren der „Schlaglstörung“ (Verlängerung des Mur-Mürz-Störungssystems) zwischen den wasserführenden Karbonatstöcken des Grasbergs und des Großen Otters erforderlich. Dazu wird seit 2016 ein rund 1.000 m langer Zugangstunnel vorgetrieben und über Kavernen zwei rund 250 m tiefe Schächte bis auf Tunnelniveau abgeteuft. Vom Schachtfuß aus wird in beide Richtungen vorgetrieben. Sämtliche Vortriebe dieses Bauloses erfolgen zyklisch.

Im steirischen Fröschnitzgraben haben die Vortriebsarbeiten bereits im Jahr 2014 begonnen. Im Baulos „SBT2.1 Tunnel Fröschnitzgraben“ müssen zunächst zwei über 400 m tiefe Schächte bis auf Tunnelniveau abgeteuft und am Fuß der Schächte Kavernen und Stollen für die zukünftige Nothaltestelle ausgebrochen werden. Von dieser aus erfolgen dann die Tunnelvortriebe Richtung Gloggnitz und Mürzzuschlag. Der fallende Vortrieb in Richtung Gloggnitz erfolgt mittels zweier TVM, der steigende Abschnitt (Durchörterung der Deckengrenze) wird im zyklischen Vortrieb aufgefahren (Gobiet & Wagner 2013). Die Deponie Longsgraben stellt einen weiteren wesentlichen Bestandteil dieses Bauloses dar.

Westlich davon schließt das Baulos „SBT3.1 Tunnel Grautschenhof“ an. Dort wird seit 2016 ein weiterer Zwischenangriff im Ortsgebiet von Spital am Semmering ausgeführt. Über zwei rund 100 m tiefe Schächte, die bis auf Tunnelniveau reichen, erfolgen jeweils zwei zyklische Vortriebe nach Osten und Westen (Nipitsch 2016).

In der Deponie Longsgraben wird Tunnelausbruch aus sämtlichen Zwischenangriffen sowie dem Portalbereich Mürzzuschlag abgelagert. Ausbruchmaterial aus dem Portalvortrieb in Gloggnitz wird aufgrund der geografischen Voraussetzungen mit der Bahn weggeschafft. Die Anlieferung des Tunnelausbruchs aus den benachbarten Baulosen auf die Deponie Longsgraben erfolgt per LKW über im Vorfeld eigens errichtete Baustraßen. Innerhalb des Bauloses erfolgt der Transport des Schuttermaterials von der BE-Fläche Fröschnitzgraben über ein etwa 2,3 km langes Förderband in die Deponie (Daller et al. 2013).

2 BAULOS “SBT2.1 TUNNEL FRÖSCHNITZGRABEN” (JÄNNER 2014 BIS DEZEMBER 2024)

Bei diesem Baulos handelt es sich im Hinblick auf den Tiefbau um eine der größten Einzelvergaben in der Zweiten Republik. Ein Spezifikum stellt der imposante Umfang des Bauloses dar, der nicht nur den eigentlichen Tunnelbau beinhaltet. Die zu erbringenden Leistungen umfassen im Wesentlichen folgende Bauteile und Leistungen:

- Hangsicherungen für die Betriebs- und Baustelleneinrichtungsfläche
- Schächte Fröschnitz 1 und Fröschnitz 2 mit über 400 m Teufe und lichten Durchmessern von 11 bzw. 8,5 m (zweischalig mit Innenschale aus Ortbeton), welche die Ver- und Entsorgung der Vortriebe ermöglichen und im Endzustand als Zu- und Abluftschächte für den Ereignisfall dienen,
- Nothaltestelle mit einer Länge von rund 500 m je Streckenröhre,
- zwei eingleisige Streckenröhren mit je etwa 12,9 km Länge, die von der Nothaltestelle aus aufgefahren werden; die beiden etwa 8,6 km langen kontinuierlichen Vortriebe (inkl. Startröhre) in Richtung Gloggnitz sind fallend aufzufahren, die beiden etwa 4,3 km langen zyklischen Vortriebe in Richtung Mürzzuschlag steigend,
- 26 Querschläge,
- Betriebs- und Lüftungsgebäude Fröschnitzgraben,
- Deponie Longsgraben und

- Übernahme und Instandhaltung von Anlagen aus vorangegangenen Baulosen (Baustraßen inkl. Begleitbauwerke, umgelegter Longsbach).

Eine weitere Besonderheit stellt auch die lange Errichtungszeit dar, die in der Ausschreibung mit einer maximal zulässigen Gesamtbaudauer von 3.870 Kalendertagen, mehr als 10,5 Jahren, verankert wurde. Der Baubeginn erfolgte am 7. Jänner 2014.

Im Rahmen der Errichtung des „Semmering-Basistunnels“ fällt Tunnelausbruch und sonstiges Aushubmaterial im Ausmaß von ca. 6,2 Mio. m³ (fest) an, das wiederzuverwenden, zu verwerten oder ordnungsgemäß zu entsorgen ist. Um dadurch bedingte Transportbewegungen auf ein Minimum zu begrenzen, wird für den Großteil der erwarteten Ausbruch- bzw. Aushubmassen eine Deponie errichtet. Die etwa 4,25 Mio. m³ (eingebaut) fassende Deponie wird im Longsgraben, einem unbewohnten Seitengraben des Fröschnitzgrabens, errichtet. Sie besteht aus einem Bodenaushub- und einem Baurestmassenkompartiment (Daller et al. 2013).

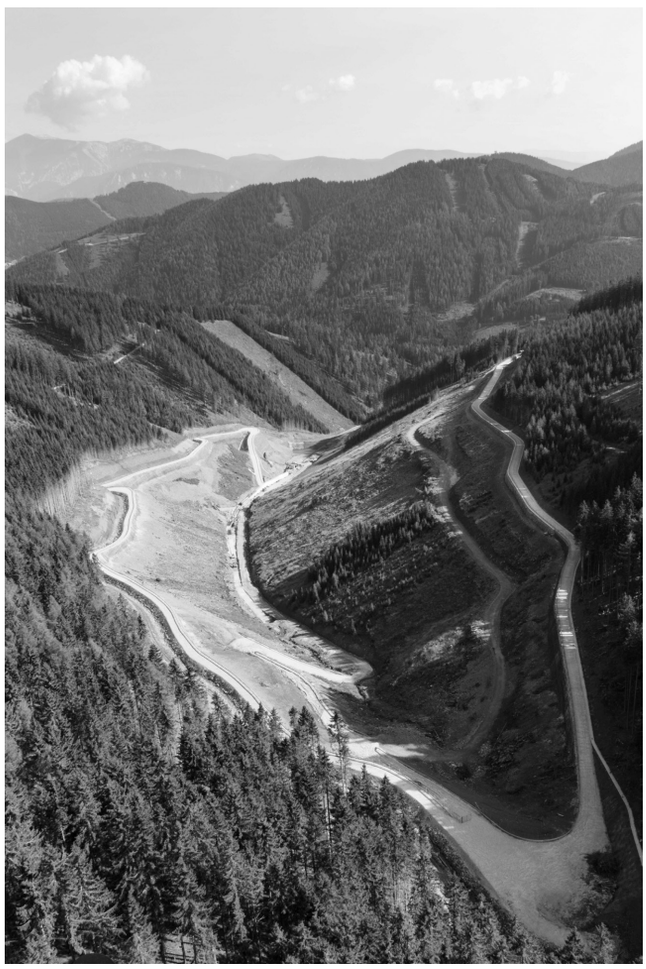


Abb. 2: Deponie Longsgraben.

Das Deponiebauwerk selbst besteht aus zwei, durch einen ca. 50 m hohen Damm getrennten, Ablagerungsbereichen und weist nach Ende der Ablagerungsphase bei einer Gesamtfläche von ca. 20 ha eine Länge von ca. 960 m und eine Breite von ca. 250 bis 300 m auf; die Schütthöhe beträgt ca. 50 bis 60 m. Eine Basisabdichtung und das zugehörige Sickerwassersystem werden nur für das Baurestmassenkompartiment errichtet. Das Sickerwasser wird in einer eigenen – im Bereich des Deponiekörpers in einem Kollektor verlaufenden – Sickerwasserleitung abgeleitet.

Ein besonderer Aspekt beim Betrieb der Deponie Longsgraben liegt im Umstand, dass darin nicht nur Schuttermaterial aus dem „eigenen“ Baulos SBT2.1 sondern auch Tunnelausbruch aus den übrigen Baulosen des Semmering-Basistunnels abgelagert wird. Daraus resultieren Schnittstellen hinsichtlich des Anfalls des angelieferten Materials und dessen Aufbereitung sowie der Abrechnung (Daller et al. 2013).

Der Einbau des Ausbruchmaterials hat auf Basis der angebotenen Vortriebsgeschwindigkeiten der insgesamt 12 Tunnelvortriebe, der prognostizierten technischen und abfallchemischen Eigenschaften des Tunnelausbruchs und unter Berücksichtigung der Witterungsverhältnisse in rund 1.200 m Seehöhe zu erfolgen.

In der Ausschreibung war daher eine Prognose für den zeitlichen Anfall des gesamten Tunnelausbruchs in den Nachbarbaulosen zu berücksichtigen sowie der erforderliche stetige Einbau unter Berücksichtigung der Witterung in der Höhenlage der Deponie.

Der Materialeinbau in der Deponie wird nach der tatsächlich eingebauter Kubatur im verdichteten Zustand (m³ eingebaut) abgerechnet. Die Feststellung dieser Kubatur erfolgt durch eine jährliche Vermessung der Deponieoberfläche. Für die monatlichen Zwischenabrechnungen werden die mittels geeichter Waagen ermittelten angelieferten Massen mit einem in der Ausschreibung festgelegten Faktor umgerechnet (Daller et al. 2013).

3 VORARBEITEN FÜR DIE ERRICHTUNG RESPEKTIVE DEN BETRIEB DER DEPONIE LONGSGRABEN

Um mit der Errichtung der Deponie Longsgraben beginnen und in weiterer Folge zeitgerecht den Deponiebetrieb mit dem ersten Anfall von Ausbruchmaterial aufnehmen zu können, waren zahlreiche Vorarbeiten und sonstige Maßnahmen erforderlich, auf die in den folgenden Kapital detailliert eingegangen wird.

3.1 Kampfmittelerkundung

Vor Baubeginn waren in Bereichen von Trattenbach und im Fröschnitzgraben ab dem Jahr 2012 Kampfmittelerkundungen durchzuführen, da die Region Semmering gegen Ende des Zweiten Weltkrieges Schauplatz intensiver Kämpfe zwischen deutschen und sowjetischen Truppen war und der Streckenverlauf die letzte Hauptkampflinie quert. Es bestand erhöhtes Kampfmittelrisiko (blind gegangene, versprengte und abgelegte Munition), welche noch teilweise in Tiefen von 0,00 m bis 2,00 m unter GOK liegen kann (Nipitsch 2015).

3.2 Archäologische Untersuchungen

Seit 2012 erfolgten auch archäologische Untersuchungen. Am Eingang des Longsgrabens wurde die Gebäuderuine eines abgekommenen Gehöfts untersucht, dessen erste urkundliche Nennung von 1542 stammt. Mit zahlreichem neuzeitlichen Fundmaterial (16. bis 20. Jh.) aus dem Gehöft sowie der Dokumentation des Peterbauern-Stollens (neuzeitlichen Erzabbau) konnten die Untersuchungen rechtzeitig vor Baubeginn abgeschlossen werden (Nipitsch 2015).

3.3 Baulos „SBT2.2 TWVA Spital am Semmering“ (März 2012 bis August 2013)

Das Baustraßennetz quert in Steinhaus das Wasserschutzgebiet der Erzkogelquelle, das einen Teil der bestehenden Trinkwasserversorgung der Gemeinde Spital am Semmering darstellt.

Aufgrund der Gefahr einer qualitativen und quantitativen Beeinträchtigung der Erzkogelquelle in der Bau- und Betriebsphase der Baustraße Steinhaus erfolgte im Zeitraum zwischen März 2012 bis August 2013 vor der Bauherstellung dieser Straßenverbindung die erforderliche Adaptierung der Trinkwasserversorgungsanlage.

Die Arbeiten umfassten die Verlegung von rund 2.400 m Wasserleitungsrohren, den Bau des Hochbehälters Spital mit einem Fassungsvermögen von 400 m³, die Ertüchtigung von bestehenden Hochbehältern der Gemeinde sowie technische Ausstattungen.

Zudem wurde im Auftrag der Gemeinde Spital am Semmering eine Verbindung der bestehenden Trinkwassernetze der Ortsteile Steinhaus und Spital am Semmering mit der Verlegung von rund 4.200 m Wasserleitungsrohren realisiert. Darüber hinaus wurde im Rahmen dieses Bauvertrags die künftige BE-Fläche des Bauloses SBT2.1 im Fröschnitzgraben mit rund 3.800 m Wasser und Abwasserleitungsrohren an das Ver- und Entsorgungsnetz der Gemeinde angebunden (Nipitsch 2015).

3.4 Baulos „SBT2.3 Baustraßen und Vorarbeiten Deponie Longsgraben“ (Februar 2013 bis Jänner 2014)

Um zur BE-Fläche Fröschnitzgraben und in die Deponie im Longsgraben zu gelangen, war es erforderlich eine temporäre Baustellenzufahrt von der S6 Semmering Schnellstraße im Bereich Steinhaus zu errichten. Jeweils am Beginn der beiden Anschlussrampen wurden automatische Schrankenanlagen angeordnet, um sicherzustellen, dass nur Berechtigte die Baustellenzufahrt nutzen. Zudem wurde im Bereich dieser temporären Baustellenzufahrt ein Umladeplatz für Sondertransporte, z.B. von Teilen der Tunnelvortriebsmaschinen, vorgesehen.

Als ein Ergebnis der Behördenverfahren wurde für die Umfahrung des Ortsgebiets Steinhaus eine rund 1.650 m lange und 6 m breite Baustraße über den sogenannten Schmelzriegel in Steinhaus in bituminöser und im Bereich des Wasserschutzgebietes der Erzkogelquelle in Betondeckenbauweise errichtet.

An der Baustraße Steinhaus wurden rund 500 m Lärmschutzwände zu den bestehenden Wohnobjekten errichtet. Auf einer Länge von rund 2 km wurde eine oberbautechnische Verbesserung der L117 Pfaffensattelstraße durchgeführt und 320 m Lärmschutzwände errichtet. Bei der bestehenden Peterbauernbrücke musste das Tragwerk einschließlich der Randbalken generalsaniert werden. Im Zuge der Regenerierung der L117 Pfaffensattelstraße wurde zudem die begleitende Bachmauer des Fröschnitzbachs auf einer Länge von rund 440 m erneuert.

Zur Erschließung der Deponie Longsgraben wurde das bestehende Forstwegenetz für die Baustraße Longsgraben, die bei der Peterbauernbrücke von der L117 Pfaffensattelstraße abzweigt und bis zum Basisdamm der Deponie Longsgraben führt, auf einer Länge von rund 1.600 m und Breite von 6 m in bituminöser Deckenbauweise ausgebaut.

Um eine frühestmögliche Deponierung von Tunnelausbruchmaterial zu gewährleisten, waren Vorarbeiten im Longsgraben erforderlich. Diese Vorarbeiten umfassten eine abschnittsweise Verlegung des Longsbachs mittels Bewehrte-Erde-Stützkonstruktionen auf einer Länge von rund 1.150 m von der derzeitigen Tiefenlinie des Longsgrabens an den zukünftigen Deponierand auf der orografisch linken Talflanke. Für die Wartung des umgelegten Longsbachs wurden zwei Bauzufahrten sowie eine Begleitberme zum Longsbach errichtet. Die Bewehrte-Erde-Stützkonstruktionen für die Bachverlegung weisen eine Höhe von maximal 10 m (50 m über Talsohle) auf und dienen als talseitige Begrenzung für den hochgelegten Longsbach. Bei einer Bauzufahrt beträgt die Höhe der Bewehrte-Erde-Stützkonstruktion bis zu 25 m. Insgesamt wurden rund 58.000 m³ Bewehrte-Erde-Stützkonstruktionen (eingebautes Dammvolumen) hergestellt und rund 100.000 m² Geogitter verarbeitet.

Des Weiteren wurde der, die Deponie im Eingangsbereich begrenzende Basisdamm mit einer Kubatur von rund 16.000 m³ geschüttet, der als Schutzdamm bei außergewöhnlichen Hochwasserereignissen oder Muren dient sowie Vorarbeiten zur Herstellung der Betriebseinrichtung der Deponie vorgenommen.

Für die ordnungsgemäße Entwässerung der Quellzutritte und Hangwässer im Deponiebereich ist für die Ablagerungsphase ein eigenes, auf der Sohle eines Kollektorgangs geführtes Entwässerungssystem zu installieren, das auch in der Nachsorgephase der Deponie beibehalten wird. Im Bereich des Basisdamms erfolgte in der derzeitigen Tiefenlinie des Grabens die Errichtung von 15 der insgesamt 46 Abschnitte des Kollektorbauwerks zu je 15 m Länge.

Auf der orographisch rechten Talseite entlang der Deponieaußenbegrenzung erfolgte die Herstellung eines Fanggrabens mit Begleitberme und Ableitungskanal in den Longsbach, um das außerhalb des Deponieareals anfallende Oberflächenwasser abführen zu können. Für eine ordnungsgemäße Ableitung der Oberflächen- und Deponiesickerwässer der Deponie Longsgraben in den Fröschnitzbach wurden zudem jeweils eigene Ableitungskanäle und zwei Gewässerschutzanlagen errichtet (Nipitsch 2015).

Abb. 3: Bewehrte-Erde-Stützkonstruktionen zur Umlegung des Longsbachs.

4 ZUSAMMENFASSUNG

Im Rahmen der Errichtung des „Semmering-Basistunnels“, der als Teil des Baltisch-Adriatischen Korridors eines der wichtigsten Projekte an der neuen Südstrecke darstellt, fällt Tunnelausbruch an, der wiederzuverwenden, zu verwerten oder ordnungsgemäß zu entsorgen ist. Um dadurch bedingte Transportbewegungen auf ein Minimum zu begrenzen, wird für den Großteil der erwarteten Tunnelausbruchmassen eine Deponie errichtet.

Vor Errichtung dieser Deponie waren umfangreiche Vorarbeiten erforderlich, die im Anschluß an eine Kampfmittelerkundung und archäologische Untersuchungen die Adaptierung einer Trinkwasserversorgungsanlage, die Errichtung eines ausgedehnten Baustraßennetzes und die abschnittsweise Verlegung des Longsbachs mittels Bewehrte-Erde-Stützkonstruktionen von der derzeitigen Tiefenlinie des Longsgrabens an den zukünftigen Deponierand umfassen.

Der Einbau des Ausbruchmaterials hat auf Basis der angebotenen Vortriebsgeschwindigkeiten der insgesamt 12 Tunnelvortriebe mehrerer Baulose, der prognostizierten technischen und abfallchemischen Eigenschaften des Tunnelausbruchs und unter Berücksichtigung der Witterungsverhältnisse in rund 1.200 m Seehöhe zu erfolgen.

LITERATUR

Daller, J., Nipitsch, G., & Wagner, O.K (2013) Besonderheiten der Ausschreibung SBT2.1 - Tunnel Fröschnitzgraben. In: *Geomechanics and Tunnelling No. 6* (ISSN 1865-7362) 6, Seite 701-712.

Gobiet, G. & Nipitsch, G. (2015) Der lange Weg zur Genehmigung des Semmering-Basistunnels und Auswirkungen auf den Bauablauf. In: *Geomechanics and Tunnelling No. 6* (ISSN 1865-7362) 8, Seite 547-553.

Gobiet, G. & Wagner, O.K. (2013) Das Projekt Semmering-Basistunnel neu. In: *Geomechanics and Tunnelling No. 5* (ISSN 1865-7362) 6, Seite 551-558.

Müller, J.R., Zettl, N.M. & Schachinger, T. (2013) Die Vorarbeiten für den Semmering-Basistunnel neu. In: *Geomechanics and Tunnelling No. 6* (ISSN 1865-7362) 6, Seite 688-700.

Nipitsch, G. (2016) Die begleitende Dokumentation des AG – nicht nur zur Abwehr unberechtigter Mehrkostenforderungen. In: T*agungsband zum 14. Grazer Baubetriebs- und Bauwirtschaftssymposium 18. März 2016,* Seite 71-90.

Nipitsch, G. (2015) Voraussetzungen, die der AG für eine sachgerechte Kalkulation zu schaffen hat. In: *Tagungsband zum 13. Grazer Baubetriebs- u. Bauwirtschaftssymposium 27. März 2015,* Seite 147-164.

Aerobe Stabilisierung von Deponien – Technische Lösungen und erste Ergebnisse geförderter Projekte in Deutschland

R. Haubrichs
LAMBDA Gesellschaft für Gastechnik mbH, Herten, Deutschland

KURZFASSUNG: In Deutschland werden seit 2013 Projekte zur aeroben Stabilisierung von Siedlungsabfalldeponien im Rahmen der Nationalen Klimaschutzinitiative (NKI) der Bundesregierung gefördert. Dabei werden in einem zweistufigen Vorgehen zuerst die Untersuchung von Deponien (sogenannte Potentialanalysen) und anschließend die Umsetzung von investiven Maßnahmen gefördert. Durch die Förderung wird die Anwendung neuer Konzepte und Techniken unterstützt, die bei nachlassender Deponiegasproduktion in der Schwachgasphase die akute Emissionssituation der Deponie sofort verbessern sowie das langfristige anaerobe Emissionspotential der Deponie durch in-situ Aerobisierung des Abfallkörpers nachhaltig senken. Seit Ende 2014 wurde der größte Teil der Projekte mit Einsatz der FLOX®-Technik zur Schwachgasbehandlung und zwei Projekte mit Stirling-Motoren zur lokalen Energieerzeugung realisiert. Die Ergebnisse zeigen an allen Standorten eine drastische Verbesserung der akuten Emissionssituation. Gleichzeitig zeigen die Veränderungen in den Gaswerten – vor allem dem CH_4/CO_2-Verhältnis im abgesaugten Gas – das in größeren Bereichen der Deponie durch die konzeptionelle Veränderung der Entgasung zunehmend aerobe Verhältnisse eingestellt werden.

1 EINLEITUNG

Das Umweltbundesamt (Butz 2014) schätzt, dass im Jahr 2015 – und damit 10 Jahre nach Ende der Ablagerung von Organik auf Deponien in Deutschland – immer noch über 500.000 Tonnen Methan in deutschen Deponien entstanden sind, die erfasst und behandelt werden müssen. Diese Menge Methan entspricht ca. 14 Mio. Tonnen CO_2-Equivalenten (GWP100 = 28 (IPCC 2013). Berechnungen des UBA zeigen, dass von der jährlich in deutschen Deponien entstehenden Methanmenge weniger als 25 % durch die Verfahren der klassischen Deponieentgasung erfasst und behandelt werden (Butz 2014). Zukünftig wird bei alternden Siedlungsabfalldeponien die Erfassung und Behandlung des Deponiegases durch den langsamer werdenden anaeroben Entstehungsprozess noch anspruchsvoller und der ohnehin schon niedrige rechnerische Erfassungsgrad ohne geeignete technische Anpassungen noch weiter zurückgehen.

Die klassische Deponieentgasung hat neben der Vermeidung von Emissionen zum Ziel, Deponiegas mit einem bestimmten, möglichst hohen Methangehalt für die Verwertung (oder die Behandlung) zu gewinnen. Dabei bestimmt die vorhandene Technik die Höhe des notwendigen Methangehalts. Das gesamte Ablagerungsvolumen des Deponiekörpers wird daher möglichst weitreichend in anaeroben Verhältnissen belassen. Die abgesaugte Deponiegasmenge und die Deponiegasbildung stehen bestenfalls in einem Gleichgewicht. Tritt Luft in die Ablagerung oder das Entgasungssystem ein, führt dies zu einer Verdünnung des entstehenden Deponiegases und damit zu einem geringeren Methangehalt. Gleichzeitig entsteht in den aeroben Zonen, in welche Luft eintritt, kein Deponiegas mehr, sodass die verwertbare Deponiegasmenge zusätzlich zurückgeht. Zu den üblicherweise eingesetzten Techniken zählen z.B. Gasmotoren, die Methangehalte von über 30-40 Vol.-% benötigen, um wirtschaftlich betrieben werden zu können. Auch die bisher eingesetzten herkömmlichen Hochtemperaturfackeln benötigen in der Realität Methangehalte von mehr als 30 Vol.-% für einen einwandfreien Betrieb.

Verlangsamt sich bei alternden Deponien die Deponiegasproduktion in der Schwachgasphase, weil die leicht bis mittel abbaubaren Stoffe bereits größtenteils umgesetzt sind, kann nur durch Verringerung des abgesaugten Gasvolumenstroms der Methangehalt für den Betrieb der bisher

eingesetzten herkömmlichen Verwertungs- und Behandlungstechnik hoch gehalten werden. Mit der Verringerung der abgesaugten Deponiegasmenge verkleinert sich jedoch der Unterdruck im Entgasungssystem und dadurch der Einzugsbereich eines jedes einzelnen Gasbrunnens. Die Folge ist, dass immer mehr Bereiche des Ablagerungsvolumens außerhalb der Einzugsbereiche der Gasbrunnen liegen. Jedes Methanmolekül, das in anaeroben und nicht mehr durch die Gasbrunnen erfassten Bereichen entsteht, kann klimawirksam in die Atmosphäre entweichen. Lediglich die biologische Methanoxidation in der Oberflächenabdeckung der Deponie kann die Emissionen geringfügig reduzieren. Bei der klassischen Deponieentgasung sinkt unter dem Strich in der Schwachgasphase einer Deponie unweigerlich der Erfassungsgrad und die Emissionen über die Oberfläche der Deponie nehmen zu.

2 AEROBE STABILISIERUNG IM SINNE DER NATIONALEN KLIMASCHUTZ-INITIATIVE (NKI)

Im Gegensatz zur klassischen Deponieentgasung sollen die anaeroben Bereiche im Deponiekörper zur Verringerung der Deponiegasbildung nachhaltig reduziert werden. Dazu muss eine ausreichende Menge Luft in den Deponiekörper eintreten bzw. eingebracht werden. Der in der Luft enthaltene Sauerstoffanteil führt zu einer Aerobisierung der Ablagerung und wird bei der Umsetzung der Organik verbraucht. Der Eintrag von Luft in den Deponiekörper muss dabei ständig durch Aufbringen eines ausreichenden Unterdrucks durch eine unterbrechungsfreie Gasförderung mit großem Volumenstrom aufrecht gehalten werden. Bei einem Stillstand der Gasförderung wird der bereits eingetragene Restsauerstoff verbraucht und es stellt sich umgehend wieder ein anaerober Zustand ein. Daher ist eine unterbrechungsfreie Gasförderung für einen hohen Erfassungsgrad und eine kontinuierlich fortschreitende Aerobisierung unerlässlich.

Die Behandlung des aus der Deponie abgesaugte Deponiegas-/Luftgemisches stellt auf Grund der großen Schwankungen im Methangehalt und der besonders niedrigen Methangehalte im kontinuierlichen Betrieb hohe Anforderungen an die thermische Behandlungstechnik und die Gasförderung. Im Wesentlichen werden mit der Deponieentgasung zur aeroben Stabilisierung im Sinne der NKI zwei Hauptziele verfolgt:

- Im gesamten Deponiekörper bzw. im gesamten Entgasungssystem wird kontinuierlich ein Unterdruck erzeugt. Die gesamte entstehende Deponiegasmenge bzw. das Deponiegas-/Luftgemisch wird aus dem Deponiekörper abgesaugt und thermisch behandelt. Dadurch entweicht (theoretisch) kein Methan unkontrolliert der Gaserfassung und -behandlung. Durch die drastische Erhöhung des Erfassungsgrades wird eine Reduzierung der Methanemissionen im Vergleich zur klassischen Deponieentgasung erreicht.
- Durch den gezielten Eintrag von Luftsauerstoff in die Deponie wird die Bildung von Methan bereits am Entstehungsort vermieden. Die Quelle für die Methanbildung – das organische Material – wird aerob inertisiert. Eine spätere Bildung von Methan aus inertisiertem Material ist nach Beendigung der aktiven Entgasung dauerhaft ausgeschlossen. Die Ablagerung wird dauerhaft stabilisiert. Auch dadurch wird dauerhaft eine Reduzierung der Methanemissionen im Vergleich zur klassischen Deponieentgasung erreicht.

Anmerkung: das bei der aeroben Umsetzung oder bei der thermischen Behandlung entstehende Kohlendioxid ist nach Auffassung des UBA klimaneutral da organischen Ursprungs (Rettenberger & Stegmann 1997). Die Laufzeit der Belüftungsmaßnahme ist im Rahmen eines NKI-Projekts definiert bis zum vollständigen Abklingen der Methanproduktion.

2.1 Beispielhafte Projekte zur aeroben Stabilisierung

Bis Juni 2016 wurden durch das Förderprogramm der Bundesregierung insgesamt 10 investive Maßnahmen auf Deponien mit Installation von neuartiger Anlagentechnik realisiert. Vor der Antragstellung und Bewilligung der Fördermittel wurden in einem ersten Schritt auf alle Standorten Potentialanalysen durchgeführt. In den Potentialanalysen wurden die Standorte hinsichtlich des Gasbildungspotentials, des aktuellen Entgasungszustands und des daraus resultierenden Einsparpotentials hinsichtlich der klimarelevanten Emissionen untersucht. Zusätzlich wurden die

geplanten Maßnahmen erläutert, um die Kriterien des Förderprogramms zu erfüllen. Das übergeordnete Ziel des Förderprogramms ist, mit geeigneten Maßnahmen zusätzlich 50 % Emissionen gegenüber dem Referenzszenario einzusparen. Dazu wurde das Referenzszenario mit klassischer Deponieentgasung ermittelt und als Basis für die Ermittlung der mit der Umsetzung der Maßnahme zu erzielenden Emissionsminderungen beschrieben. In der folgenden Tabelle 1 sind die bereits umgesetzten investiven Maßnahmen der NKI auf deutschen Siedlungsabfalldeponien aufgeführt.

Tab. 1: Übersicht über die geförderten investiven Maßnahmen der NKI, Stand Juni 2016.

Kreis/Stadt	Deponie	Betrieb	Technik	Planer	Bundesland
LK Wolfenbüttel	Bornum	Apr 14	RTO	IFAS	NI
LK Esslingen	Ramsklinge	Dez 14	FLOX	contec GmbH	BW
LK Böblingen	Leonberg	Apr 15	FLOX	contec GmbH	BW
Schwarzwald-Baar-Kreis	Tuningen	Apr 15	FLOX	contec GmbH	BW
LK Tuttlingen	Talheim	Apr 15	FLOX	contec GmbH	BW
Alb-Donau-Kreis	Litzholz	Okt 15	FLOX+WÄRME	contec GmbH	BW
LK Freudenstadt	Bengelbruck	Okt 15	RTO+STIRLING	contec GmbH	BW
Schwarzwald-Baar-Kreis	Hüfingen	Dez 15	FLOX+STIRLING	contec GmbH	BW
Rems-Murr-Kreis	Schorndorf	Okt 15	SGF	Eisenlohr EUT	BW
LK Harburg	Dibbersen	Jan 16	RTO	IFAS	NI

FLOX: FLammenlose OXidation, LAMBDA GmbH/e-flox GmbH.
RTO: Regenerativ-Thermische Oxidation, div. Hersteller.
SGF: SchwachGasFackel, div. Hersteller.

Folgende Punkte wurden bei der Umsetzung der investiven Maßnahmen nach dem inspiro©-Prozess des Büros contec GmbH, Herrenberg mit der FLOX®-Technik konsequent verfolgt:

- Steigerung der Absaugmenge,
- Konstante, kontinuierliche Absaugung,
- Steigerung des Gaserfassungsgrades,
- Unterdruck möglichst im gesamten Deponiekörper,
- Dauerhafte Absenkung der CH_4-Konzentrationen in Bereiche < 10 bis < 15 Vol.-%,
- Das CH_4-/CO_2-Verhältnis kippt von > 1 auf < 1,
- Verschiebung des Methan-Kohlendioxid-Gleichgewichtes in Richtung CO_2 und
- aktiver Lufteintrag durch Gasabsaugung im Unterdruckbereich, gezielte und bedarfsgesteuerte Sauerstoffversorgung.

Beispielhaft sind in den Tabellen 2 und 3 vereinfacht die ersten Ergebnisse des Projektes auf der Deponie Ramsklinge als Vergleich zwischen Referenzszenario und dem Regelbetrieb nach Umsetzung der Maßnahme dargestellt (Lehner 2015). Das Referenzszenario ist die Prognose für das Betriebsjahr 2015 auf Basis der bisherigen Entgasungssituation vor Umsetzung der Maßnahme.

Tab. 2: Vergleich der Betriebsdaten Deponie Ramsklinge.

Deponie Ramsklinge	Absaugmenge	CH_4	CO_2	CH_4 / CO_2	Verfügbarkeit
	Nm³/h	Vol.-%	Vol.-%	-	%
Referenzszenario	23	40	21	1,9	ca. 60
Regelbetrieb 2015	190	5,8	12,3	0,47	ca. 90

Tab. 3: Erste Ergebnisse der Aeroben Stabilisierung Deponie Ramsklinge.

Deponie Ramsklinge	Absaugmenge	CH_4-Fracht	CO_2-Fracht[1]	CH_4 + CO_2	Steigerung
	Nm³/d	Nm³/d	Nm³/d	Nm³/d	-
Referenzszenario	550	220	< 1	335	
Regelbetrieb 2015	4560	265	385	650	95%

[1]) CO_2-Fracht aus der aeroben Stabilisierung.

- Erhöhung der Absaugmenge um > 700 %,
- Steigerung der Methanfracht - trotz der Absenkung der Methankonzentrationen: +20 %,
- Steigerung der Kohlendioxidfracht aufgrund der Aerobisierung: +385 % und
- Steigerung der Summe CH_4 + CO_2-Fracht: +95%.

Die zusätzlichen Einsparungen im ersten Betriebsjahr der neuen Anlage liegen bei rund 1.700 Tonnen CO_2-Equivalenten. Aus den weiteren Projekten lassen sich vergleichbare Ergebnisse ableiten. Die oben genannten Ziele konnten ab Inbetriebnahme durchgehend beobachtet werden, lediglich die absoluten Zahlenwerte variieren. Ergebnisse.

2.2 FLOX®-Technik zur Deponiegasbehandlung bei der aeroben Stabilisierung

Bei der von der LAMBDA GmbH eingesetzten FLammenlosen OXidation (FLOX®) der Firma e-flox GmbH wird durch speziell geformte Brennerdüsen und Brennräume eine starke und stabile Abgasrezirkulation im Brennraum bewirkt. Dadurch wird die Mischung aus Brenngas, Luft und Abgas im Brennraum schnell auf hohe Temperaturen angehoben. Bereits ab einer Temperatur von 850 °C oxidiert das Methan ohne sichtbare Flamme. Die Oxidation findet im gesamten Brennraum statt, erfordert keine Flammenstabilisierung und generiert deutlich weniger Stickstoffoxide als konventionelle Brenner mit sichtbarer Flamme.

Zur Vorwärmung des Brenngases und der Verbrennungsluft wird ein Teil der Abgase aus der Brennkammer über den Rekuperator des Brenners abgezogen. Durch diese Vorwärmung bzw. Wärmerückgewinnung genügt bei einer günstigen Gaszusammensetzung bereits ein Methangehalt von ca. 5 Vol.-% für eine autotherme thermische Oxidation.

Der keramische Wärmetauscher für die Schwachgasbehandlung besteht aus SiSiC, einer Silizium-Carbid Keramik, die mit metallischem Silizium infiltriert ist, um den Werkstoff thermoschockbeständig zu machen. Diese Keramik ist unempfindlich für korrosive Angriffe durch H_2S und kann bis zu Feuerungstemperaturen von 1.250 °C eingesetzt werden.

Bei geringen Schadstoffgehalten im Brenngas können auch metallische Rekuperatoren eingesetzt werden. Metallische Wärmetauscher erreichen Vorwärmtemperaturen von bis zu 750 °C. Damit ist je nach Gaszusammensetzung ein autothermer Betrieb ab ca. 2 Vol.-% CH_4 möglich.

Im Deponiegas sind immer auch Spurenstoffe enthalten, die bekanntermaßen vor allem die motorische Verwertung beeinträchtigen. Sinnvollerweise werden beim Betrieb von Gasmotoren diejenigen Brunnen geschlossen bzw. im Durchfluss reduziert, deren Gaszusammensetzungen ungünstig für den Motorbetrieb sind. Vor allem dann, wenn also nach dem Ende der motorischen Verwertung wieder alle Brunnen in die Entgasung eingebunden werden, muss mit einem deutlichen Anstieg von Schadstoffen im Deponiegas gerechnet werden.

Aber auch bei der Behandlung und Verwertung von Deponiegas in der Schwachgasphase haben diese Stoffe Einfluss auf den Betrieb der Anlagen. Besonderes Augenmerk liegt auf dem Schwefelwasserstoff und den im Deponiegas enthaltenen Siloxanen. H_2S führt vor allem bei metallischen Werkstoffen zu Korrosion, Siloxane führen zu erheblichen Ablagerungen im Brennersystem. Daher müssen die Komponenten zum einen eine hohe Beständigkeit gegenüber korrosiven Angriffen besitzen, zum anderen müssen die Brennersysteme im Betrieb unempfindlich gegenüber Ablagerungen und vor allem einfach und schnell zu reinigen sein.

Die keramischen Wärmetauscher der FLOX®-Brenner erreichen unter den Bedingungen der Deponiegasverbrennung problemlos Standzeiten von 20 Jahren und dies praktisch unabhängig vom H_2S-Gehalt sowie der Menge an Siloxanen im Brenngas.

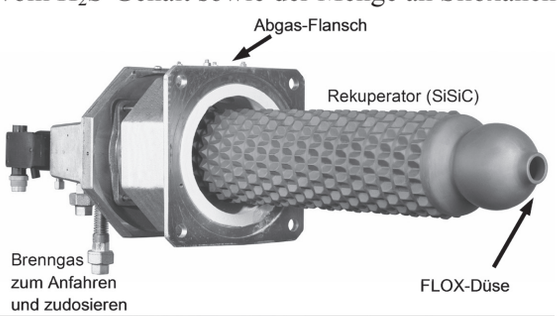


Abb. 1: FLOX®-Brenner mit keramischem Rekuperator.

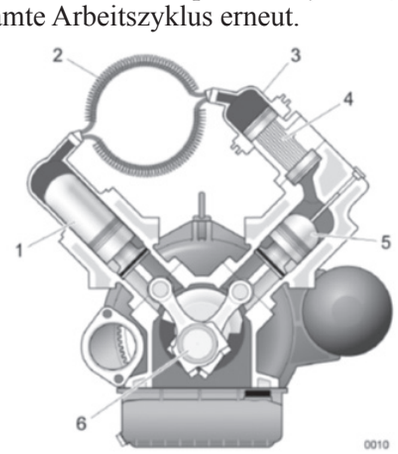
Insbesondere die einfache Reinigung des Brennersystems von Ablagerungen ist ein erheblicher Vorteil im Vergleich zu anderen Verfahren. Zur Reinigung werden die Brenner einfach aus der Brennkammer gezogen und händisch mit Bürsten von Ablagerungen befreit. Anschließend werden die Brenner mit neuen Dichtungen wieder eingebaut. Durch die Ablagerungen auf dem Wärmetauscher kommt es im Betrieb zwar zu einer geringfügig nachlassenden Vorwärmung von Luft und Deponiegas, daraus resultiert aber keine Beeinträchtigung der Funktion, sondern lediglich eine geringfügig höherer autothermer Methangehalt. Insbesondere nehmen der Druckverlust und damit der Energieverbrauch der Gasförderung nicht zu. Die Reinigung und Wartung eines FLOX®-Brennersystems findet normalerweise einmal pro Jahr statt und ist bei den auf Deponien üblichen Systemgrößen innerhalb von einem Tag abgeschlossen. Der größte Vorteil für den Klimaschutz ist vor dem Hintergrund einer möglichst kontinuierlichen Entgasung die äußerst kurze Stillstandzeit der e-flox-Systeme für Wartung und Reinigung.

Die oben beschriebenen keramischen Brenner sind für den Durchsatz von ca. 50 m³/h Deponiegas pro Brenner geeignet. Bei diesem Durchsatz ist die Effizienz der Vorwärmung optimal, bei größerem Durchsatz sinken die Vorwärm-Temperaturen geringfügig ab. Um größere Leistungen zu realisieren, werden mehrere Brenner in einer gemeinsamen geschlossenen Brennkammer vorgesehen.

2.3 Stirling-Motor zur Eigenstromversorgung bei der aeroben Stabilisierung

Bei einem Gas-Otto-Motor werden die heißen Abgase der internen Verbrennung zum Antrieb der Zylinder genutzt. Die heißen Abgase werden dabei bei jedem Arbeitszyklus der Zylinder im Brennraum ausgetauscht. Im Gegensatz dazu findet beim Gas-Stirling-Motor die Verbrennung extern statt. Das Arbeitsgas, welches die Zylinder antreibt, das Deponiegas als Brennstoff und das Abgas der Verbrennung sind dadurch voneinander getrennt. Der Stirling-Motor mit seinen beweglichen Teilen selbst läuft also mit einem geschlossenen System, in dem ein Arbeitsgas (z.B. Helium) abwechselnd aufgeheizt und abgekühlt wird. Das Arbeitsgas steht unter hohem Druck und verbleibt ständig im geschlossenen Kreislauf der Maschine. Das Arbeitsgas befindet sich oberhalb der Zylinder des Motors, im Wärmetauscher des Brenners, im Regenerator und im Gaskühler. In diesen Bereichen findet der Arbeitszyklus unter ständiger Druck- und Temperaturänderung statt. Unterhalb der Zylinder sind sowohl der absolute Druck als auch die Druckänderungen wesentlich geringer.

Wenn das Arbeitsgas durch die Wärmequelle (z.B. einen Gasbrenner) aufgeheizt wird, expandiert es und drückt den Expansionszylinder nach unten (heiße Seite). Durch die daran anschließende Richtungsänderung des Expansionszylinders strömt das Arbeitsgas auf die kalte Seite und dort durch den Regenerator und den Gaskühler. Der Regenerator speichert einen Teil der Wärmeenergie, bevor das Gas auf dem weiteren Weg im Gaskühler abgekühlt wird. Im nächsten Schritt drückt der Kompressionszylinder das abgekühlte Arbeitsgas von der kalten Seite zurück auf die heiße Seite. Auf dem Weg dorthin passiert das Arbeitsgas erst den Regenerator und dann den Wärmetauscher des Gasbrenners. Durch die Aufheizung dehnt sich das Arbeitsgas aus und drückt auf den Expansionszylinder, der sich wieder nach unten bewegt. Damit beginnt der gesamte Arbeitszyklus erneut.



1 Expansionszylinder
2 Wärmetauscher (ohne Wärmequelle)
3 Regenerator
4 Gaskühler
5 Kompressionszylinder
6 Kurbelwelle

Abb. 2: Stirling-Motor mit Wärmetauscher, ohne Gasbrenner.

Über die Kurbelwelle wird die lineare Bewegung der Zylinder in eine Drehbewegung umgesetzt. Die Drehbewegung treibt einen Generator an, der elektrische Energie erzeugt. Im Kurbelwellengehäuse befindet sich kein Arbeitsgas. Die oberen Bereiche des Motors sind hermetisch vom unteren Bereich getrennt. An den oberen Bereich, der mit Arbeitsgas gefüllt ist, wird eine Druckflasche angeschlossen, deren Fülldruck höher ist als der Druck im Motor. Dadurch wird sichergestellt, dass im Arbeitsgas zu jeder Zeit der korrekte Druck zum Betrieb der Maschine vorliegt, und kleinere Verluste im Betrieb nachgespeist werden. In dem von LAMBDA eingesetzten Gas-Stirling-BHKW des schwedischen Herstellers Cleanergy AB wird die zum Betrieb des Motors erforderliche Wärme mit Hilfe eines Schwach-gas-Brenners erzeugt. Der Brenner überträgt die Energie aus der kontinuierlichen Verbrennung des Deponiegases über den Wärmetauscher auf das Arbeitsgas des Stirling-Motors. Durch die Bauart des Stirling-Motors kommen die beweglichen Teile nicht mit dem Deponiegas in Berührung. Dies ist vor allem bei hohen Siloxangehalten im Deponiegas von Vorteil. Für den eingesetzten Gasbrenner sind höhere Siloxangehalte unproblematisch, da er leicht zu reinigen ist. Das Arbeitsgas treibt den Stirling-Motor und dieser den Generator an. Pro Sekunde werden ca. 25 Arbeitszyklen durchlaufen; daraus ergibt sich die Synchronisationsdrehzahl des Motors von 1.500 U/min: Das Arbeitsgas wird in jedem Arbeitszyklus auf 700 °C aufgeheizt und auf 80 °C abgekühlt. Der maximale Druck im Arbeitsgas liegt im Betrieb bei 150 bar, der minimale Druck bei ca. 30 bar. Der normale Druckbereich liegt zwischen 80 und 120 bar, in diesem Bereich kann der Stirling-Motor optimal betrieben werden.

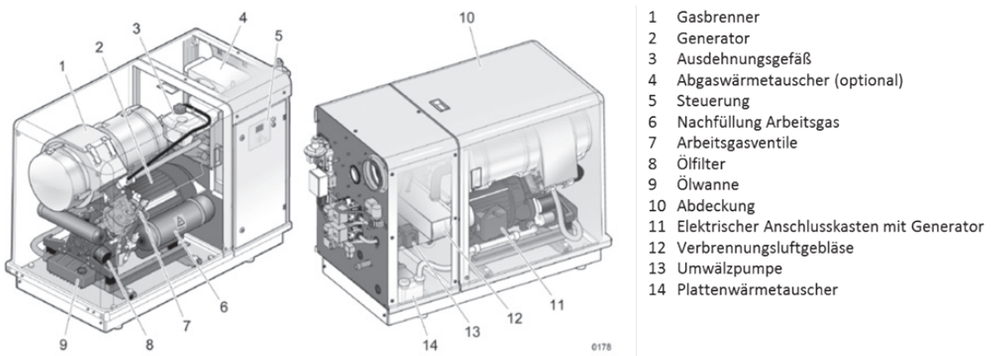


Abb. 3: Gas-BHKW C9G Stirling LowCal.

Die Verbrennungsluft wird über die Vorwärmung in den Verbrennungsraum eingeblasen. Dabei wird die Luft auf ca. 650 °C aufgewärmt. Im Schwachgas-Betrieb strömt das Brenngas direkt in die Hauptbrennkammer. Die Verbrennungsgase verlassen die Brennkammer über die Vorwärmung des Brenners und werden dabei zur Aufheizung der Verbrennungsluft und des Deponiegases genutzt. Für den Betrieb des Gas-Stirling-BHKW reicht ein Methangehalt von ca. 18 Vol.-% aus. Das Gas-Stirling-BHKW von LAMBDA/Cleanergy kann sowohl zur Erzeugung von elektrischer Energie als auch zur Bereitstellung von thermischer Energie genutzt werden. Der Gesamtwirkungsgrad liegt dabei je nach Methangehalt zwischen 71 und 97 % vom Brennstoffeinsatz. Die Abgasemissionen liegen auf Grund der kontinuierlichen Verbrennung im Vergleich zum Gas-Otto-Motor auf einem sehr niedrigen Niveau. Die Emissionswerte für Stickoxide und für Kohlenmonoxid liegen unterhalb von 100 mg/m³. Seit 2010 werden europaweit erfolgreich bereits über 30 Einheiten der Gas-Stirling-BHKW auf Deponien betrieben. Insgesamt liegen mehr als 2 Mio. Betriebsstunden Erfahrung aus Projekten und vom Teststand zu den Motoren vor.

LITERATUR

Butz, W. (2014) *Förderung der aeroben In-Situ-Stabilisierung von Deponien mit Bundesmitteln,* Umweltbundesamt, Vortrag am 11.12.2014, 6. Praxistagung Deponie 2014, Hannover.

IPCC (2013) Working Group I Contribution to the IPCC Fifth Assessment Report Climate Change 2013: *The Physical Science Basis,* Stockholm.

Lehner, J. (2015) Erste Ergebnisse und Bilanzierung von 3 realisierten PtJ-Projekten, In: *Tagungsband 25. Karlsruher Deponie- und Altlastenseminar 2015*, Karlsruhe.

Rettenberger, G. & Stegmann, R. (Hrsg.) (1997) Neue Aspekte bei der Deponiegasnutzung, *Trierer Berichte zur Abfallwirtschaft*, Band 11, Trier.

Die Sanierung der Sondermülldeponie Kölliken (CH) - Ein Fazit

B.U. Müller, B. Covelli & H. Merz
Sondermülldeponie Kölliken (SMDK), Kölliken, Schweiz

KURZFASSUNG: Die Sondermülldeponie Kölliken (CH) wurde in den Jahren 1978-1985 betrieben und nach einem der grössten Umweltskandale der Schweiz von der Gemeinde Kölliken auf öffentlichen Druck geschlossen. Die Aufwändige Sicherung (1985-2003) und die Totalsanierung ab 2005 unter totaler Einhausung, ist ein Pionierprojekt für eine nachhaltige Deponiesanierung in besiedeltem Gebiet geworden. Die über 660.000 Tonnen an ausgehobenem Material wurden vor dem Abtransport auf über 100 Parameter untersucht, um sie einer nachhaltigen Entsorgung im Inland und Westeuropa zuzuführen. Über 60 % des rückgebauten Materials wurden vor der Entsorgung vorbehandelt und Wertstoffe wurden aussortiert. Die Wirkung der Sanierung ist nun nachgewiesen indem von den untersuchten Referenzstoffen weit über 99 % definitiv vom Standort entfernt werden konnten. Die noch vorhandene Restbelastung im tieferen Untergrund der Deponie (Sandsteine und Mergel) wird nun mittels Auswaschung mit mikrobieller Stimulierung abgebaut. Voraussichtlich in 10-15 Jahren wird der Standort endgültig renaturiert und so saniert sein, dass er der Nachwelt ohne weitere Auflagen übergeben werden kann. Die gesamten Kosten für Sicherung und Sanierung der SMDK dürften bis dahin etwa 850 Mio. CHF betragen.

1 EINLEITUNG

Die Geschichte der Sondermülldeponie Kölliken/CH (kurz: SMDK) kann als exemplarisch für den Umgang mit gefährlichen Stoffen und deren Entsorgung in Mitteleuropa gelten. Ob sich der nun fast abgeschlossene Rückbau der Deponie der einst auch als Vorzeigebeispiel eignet, wird vor allem an der langfristigen Nachhaltigkeit der Massnahme gemessen werden. Der vorliegende Artikel versucht hierzu ein erstes Fazit zu ziehen.

2 DIE SMDK VOM EINLAGERUNGSBETRIEB ZUR GESAMTSANIERUNG

2.1 Historischer Rückblick

Mit dem wirtschaftlichen Aufschwung ab den 1960er Jahren und mit der fortschreitenden Industrialisierung stieg auch in der Schweiz die Menge an Industrie- und Sonderabfällen massiv. Damals begann sich für die Entsorgung europaweit die geordnete Deponierung von Sonderabfall in Fässern und Bigbags als Stand der Technik durchzusetzen, davor war die wilde Deponierung oder gar die Verklappung auch von gefährlichen Abfällen üblich.

Am 16. Mai 1978 wurde die Sondermülldeponie in einer ehemaligen Tongrube in Kölliken (Kanton Aargau) eröffnet.

Das Konzept, das Pflichtenheft und die Einlagerungsbedingungen entsprachen dem damaligen Stand des Wissens und der Technik. Die aus der praktizierten Ablagerungsart entstandenen Langzeitprobleme wurden damals nicht erkannt oder unterschätzt. Überlegungsfehler und die zu grosszügige Auslegung der - auch aus heutiger Sicht - sehr strengen Einlagerungsbedingungen durch die zuständigen Verantwortlichen führten dazu, dass auch völlig ungeeignetes Deponiegut, wie z.B. leicht lösliche Salze eingelagert wurden. Diese Praxis manifestierte sich rasch im Anstieg der Salzfrachten im Abwasser. Auch war nicht bedacht bzw. ignoriert worden, dass in einer Sondermülldeponie biologische Abbauprozesse aktiv werden könnten. Entsprechend waren keine Gasfassungssysteme eingebaut worden, was zu Geruchsbelästigungen der Anwohner führ-

te. Nachdem trotz anhaltender Reklamationen der Anwohner keine Verbesserung der Missstände erfolgte, verfügte der Gemeinderat Kölliken im April 1985 die Schliessung der Deponie.

Die SMDK hatte bis zu diesem Zeitpunkt für die Schweizer Industrie einen bedeutenden Entsorgungsweg dargestellt. Die Deponieschliessung sorgte deshalb für einigen Aufruhr. Für die Industrie und die Medien war das Thema "Sondermüll" über Nacht zu einem nationalen Problem geworden. Auf Grund der Empfehlungen der vom Kanton Aargau eingesetzten Expertengruppe erarbeitete das Konsortium einen Sanierungsplan. Dieser sah in einem ersten Schritt den Bau von Sicherungsmassnahmen (1987 - 2002) zur Verhinderung weiterer Verschmutzung des Grundwassers und in einem weiteren Schritt (ab 2003) die Gesamtsanierung, d.h. den totalen Rückbau der Deponie vor. Letzteres wurde von den Spezialisten lange Zeit als nicht finanzierbar bzw. technisch nicht durchführbar angesehen. Erst die in den 90er Jahren entwickelten Technologien ermöglichten die Realisierung des Deponierückbaus und damit die Gesamtsanierung der Sondermülldeponie Kölliken.

2.2 Sicherungsmassnahmen

In den Jahren 1986 - 1990 wurde die Deponie mit mehreren Lagen von mineralischem Material abgedeckt. In die Abdeckung wurden 70 vertikal gerammte Gassonden sowie ein Netz von horizontalen Gasdrainagerohren integriert. Damit wurden die Gase aus dem Deponiekörper permanent abgesaugt und Geruchsemissionen in die Umgebung verhindert. Für die Verbrennung der Gase wurden vorerst verschiedene Pilotanlagen aufgebaut. Für das anfallende Schmutzwasser aus der Deponie wurden 1994 eine Kläranlage und gleichzeitig für die Gase und die stinkende Abluft eine Behandlungsanlage in Betrieb genommen. Das nördlich der Deponie zufliessende Hangwasser wird seit 1997 mit einer 6-8 m tiefen hydraulischen Abschirmung gefasst und in den Vorfluter abgeleitet. Zum Schutz des Grundwassers ist seit 2003 am südlichen Deponierand eine U-förmige, hydraulische Drainage-Massnahme in Betrieb, welche die diffusen Schmutzwasserverluste in die Geosphäre (ca. 500 m^3/a) unterbindet. Sie besteht aus 119 maximal 18 m tiefen vertikalen Sickerbrunnen. Diese sind im Abstand von je 4m angeordnet. Deren Wasser wird am Fuss der Drainagebrunnen in Leitungen gefasst und in einem begehbaren Stollen zur Reinigung der Kläranlage der SMDK zugeführt.

2.3 Gesamtsanierung

Mit dem Bau der erwähnten Sicherungsmassnahmen wurden die Grundlagen für eine Gesamtsanierung der Deponie (Rückbau des Deponiekörpers) geschaffen. Nach der Durchführung eines internationalen Ideenwettbewerbs (1999) wurden vier unabhängige Projektstudien und anschliessend bis Ende 2001 ein Vorprojekt für den Rückbau der Deponie ausgearbeitet.

Ende November 2001 erliess die Abteilung für Umwelt AFU des Baudepartements des Kantons Aargau die Verfügung zur Erarbeitung eines Projektes zur Gesamtsanierung der Sondermülldeponie Kölliken. Das Sanierungsprojekt wurde im Februar 2003 der Abteilung für Umwelt (AFU) des Kantons Aargau zur Prüfung eingereicht. Diese erliess im Juni 2003 die Sanierungsverfügung gemäß AltlV (Art. 18). Um Emissionen während der Rückbauarbeiten zu verhindern, wurde das gesamte Areal des Deponiekörpers von 41.000 m^2 Fläche komplett mit einer festen, stützenfreien Hallenkonstruktion aus Beton und Stahl eingehaust. Damit weder Schadstoffe noch Gerüche entweichen können, herrscht im gesamten Hallenkomplex ein ständiger Unterdruck. Die schadstoffbelastete Abluft wird abgesaugt und über Staubfilter und eine Aktivkohlefilteranlage gereinigt. Im März 2006 wurde mit dem Bau der stützenfreien Hallen begonnen, welche im Oktober 2007 fertig erstellt waren. Der Rückbau der Deponie begann am 1. November 2007. In einer ersten Rückbauetappe bis 2009 wurden die Maschinen, Gerätschaften und die Vorgehensweise getestet und den Erfahrungen angepasst. Die Rückbauetappe 2 mit massiv angepasstem Rückbau- und Sicherheitskonzept startete am 23. März 2011 und endete am 29. März 2016 ohne grössere Zwischenfälle nach dem Aushub von insgesamt rund 664.000 Tonnen belastetem Material (inkl. Deckschichten und kontaminiertem Fels). Die vorgefundenen, vorwiegend organischen Belastungen im Fels waren glücklicherweise nicht flächig vorhanden, wie ursprünglich angenommen, sondern lagen in gut definierten Hotspots vor, welche klar an die nachher ermittelten Durchlässigkeiten der Deponieaufstandsfläche aus tertiären Schwemmlandsedimenten (Untere Süsswassermolasse) gebunden waren.

2.4 Entsorgungswege

Die bei Rückbau vorgefundenen Abfälle waren infolge starker Korrosion der Fässer mit den mineralischen Zwischenschichten vermischt. Das vorrangige Ziel bei der Entsorgung dieser sehr inhomogenen Sonderabfälle mit einem mineralischen Anteil von 80-90 % war die möglichst nachhaltige Elimination der Schadstoffe. Es sollte möglichst verhindert werden, dass nur eine Umlagerung von unbehandelten Sonderabfällen stattfindet, welche einige Jahrzehnte später an einem anderen Ort wieder Probleme und allenfalls Haftungsfragen nach sich ziehen könnten. Darum war, soweit möglich, eine exakte Triage in typische Abfallfraktionen sowie eine Vorbehandlung aller Mischabfälle vorgesehen. Alle rückgebauten Abfallchargen wurden vor dem Abtransport einer aufwendigen Analyse auf über 100 chemischen und physikalischen Parametern unterzogen. Wie Abb. 1 zeigt wurden 69 % der rückgebauten Abfälle und des ausgehobenen, kontaminierten Felsuntergrunds vor der Endentsorgung einer mechanischen Vorbehandlung unterzogen. Diese bestand aus einer Zerkleinerung, der Auslese von Metallen, brennbarem Material und anderen Störstoffen (z.B. Batterien) und einer Siebung. Vor der Siebung wurde bei den meisten Fraktionen noch eine Geruchselimination in grossen rotierenden Trommeln bei ca. 60 °C durchgeführt, die auch zum Ziel hatte, einen Teil der leichtflüchtigen Organik auszutreiben. Diese Vorbehandlung war durchaus erfolgreich, indem die groben Fraktionen 8-32 mm und 32-64 mm zum größten Teil im Inland deponiert werden konnten. Nur der feinkörnige Rest (0-8 mm) musste thermisch behandelt werden.

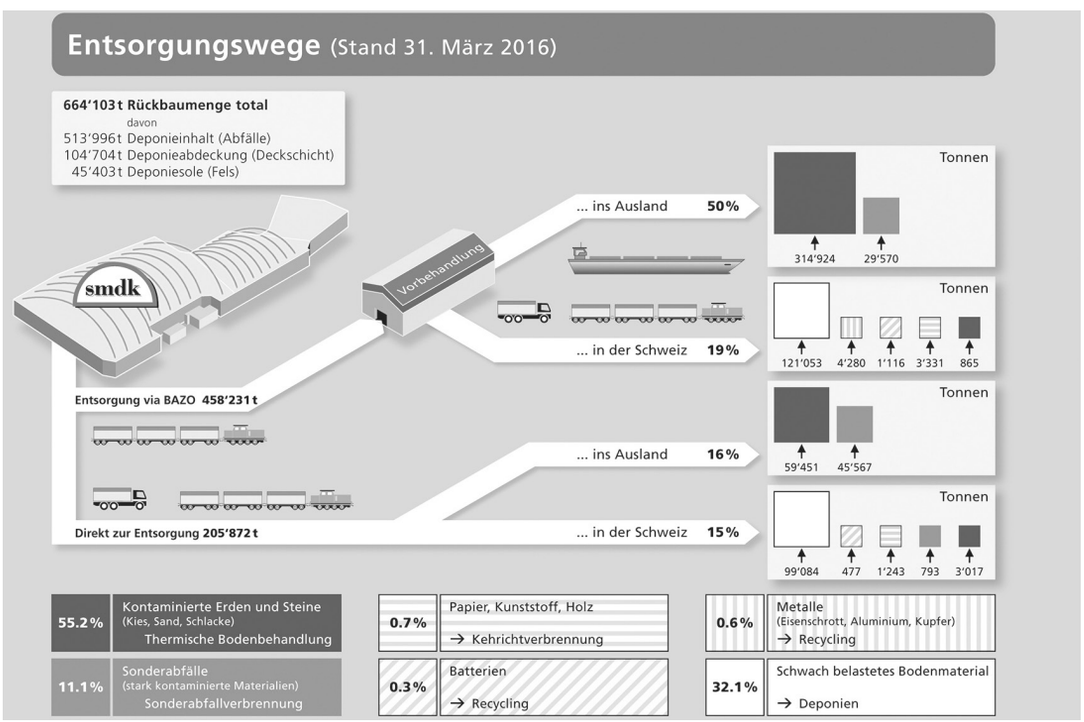


Abb. 1: Entsorgungswege der rückgebauten Materialien aus der SMDK.

Unbehandelt hätte das sehr heterogene, stark kontaminierte Material in die Hochtemperaturverbrennung verbracht werden müssen, was angesichts des hohen mineralischen Anteils nicht sinnvoll gewesen wäre. Alternativ wäre auch die Ablagerung in einer Untertagedeponie möglich gewesen, was aber aufgrund der jederzeit wechselnden, inhomogenen Abfallzusammensetzung auch problematisch oder gar unmöglich gewesen wäre.

3 LANDFILL MINING IN DER SONDERMÜLLDEPONIE?

Zuerst vor Ort während des Triageprozesses, wie auch in der verwendeten Vorbehandlungsanlage wurden verschiedene verwertbare Abfälle und Fraktionen aussortiert: Einerseits die Metalle und brennbares Material (Plastik, Holz, etc.), andererseits aber auch grosse Mengen von

Haushaltsbatterien. Weiter wäre auch vorgesehen gewesen, grössere Anteile der grobkörnigen mineralischen Fraktionen (Kies, Beton, Steine) nach der Vorbehandlung in den Baustoffkreislauf zurückzuführen. Wegen der nicht vollständig eliminierten Schadstoffanhaftungen am Grobkorn, war dies aber ohne eine weitere, nassmechanische Aufbereitung nicht möglich.

Der gesamte Recyclinganteil lag bei nur 1,9 %, oder 12.643 Tonnen. Davon waren 1.593 Tonnen Batterien, 4.280 Tonnen Eisen/Metalle, 4.574 Tonnen Plastik, Holz (KVA) und 2.196 Tonnen Kies, Beton und Steine. Wird der im Zementwerk als Rohmehlersatz verwertete Felsaushub dazu gerechnet, erhöht sich der verwertbare Anteil um weitere 1.776 Tonnen oder 0,25 %. Obwohl sogar die geborgenen (geleerten) Fässer auch ins Recycling gingen, ist der verwertbare Anteil unbedeutend und verursachte in der Entsorgung (Batterien!) teils sehr hohe Kosten.

4 WIRKUNGSNACHWEIS – MASSENBILANZ

Um die Wirkung der getroffenen Sanierungsmassnahmen nachzuweisen, musste eine Massenbilanz für die wichtigsten Schadstoffe über die ganze Sanierung erstellt werden. Als Grundlage dafür diente die abschließende Sohlenbeprobung am Felsuntergrund (nach dem Felsaushub) mittels Kernbohrungen in einem Raster von 10 x 10 m und Tiefen zwischen 3 und 5 m. Dabei wurden jeweils Kernintervalle von 50 – 80 cm als einzelne Proben entnommen, um die Gesamtgehalte zu bestimmen. Insgesamt wurden dafür 245 Bohrungen abgeteuft. Zur Erkundung des tieferen Untergrundes, einer Wechsellagerung von Mergeln und gut durchlässigen Sandsteinen, wurden weitere Bohrungen in grössere Tiefen bis 15 m unter die ehemalige Deponiesohle ausgeführt. Die behördliche Vorgabe in der Sanierungsverfügung lautet, dass mindestens 95 % des gesamten Schadstoffspektrums dauerhaft vom Standort SMDK zu entfernen sei. Dazu wurden einige Referenzstoffe (Organika/Anorganika) ausgewählt, von welchen durchgängige Analysenreihen für die Entsorgung, von der Abluft und aus dem Sickerwasser der Deponie seit 1985 vorhanden waren. Weil die Einlagerungen zwischen 1978 und 1985 zwar dokumentiert, aber nur volumenmässig und meist ohne Analytik erfasst wurden, stellte die Ermittlung der Ausgangsmenge (100 %) ein Problem dar. Deshalb wurde die Gesamtheit der seit der Schliessung der Deponie 1985 vom Standort abgeführten und analytisch nachgewiesenen Referenzstoffe als total eingelagerte Menge angenommen. Zu den während der eigentlichen Sanierung vom Standort abgeführten Mengen wurden aber auch die Mengen berücksichtigt, welche seit 1985 über den Wasser-/ Luftpfad abtransportiert worden waren (siehe Tab. 1).

Tab. 1: Massenbilanz von ausgewählten Referenzstoffen für den Wirkungsnachweis der Sanierung.

Referenzstoff	Ursprünglicher Deponieinhalt (= 100 %) (t)	Schadstoffmenge im Fels nach Aushub (kg)	Verbliebener Anteil Schadstoffe im Fels nach Aushub (%)	Entfernter Schadstoffanteil in % vom ursprünglichen Deponieinhalt
Zink	1.840	geogen	0	100
Chrom	305	geogen	0	100
Cadmium	10	78,4	0,8	> 99,2
Quecksilber	3,1	19,35	0,6	> 99,4
Chlorbenzol	39	154,8	0,4	99,6
TOC	36.230	167,2 t	0,5	99,5
BTEX	161	184,4	0,1	99,9
LHKW	61	111,1	0,2	99,8
PCB	5,4	0,5	0,01	> 99,99

Wie sich beim Vergleich mit unbelasteten Proben aus dem Deponieumfeld zeigte, waren die gemessenen Totalgehalte für Zink und Chrom im Felsuntergrund zum überwiegenden Teil geogener Natur. Deshalb wurde davon ausgegangen, dass für diese beiden Schwermetalle der Sanierungserfolg 100 % ist. Bei allen übrigen Referenzstoffen wurde mit einer sehr konservativen Annahme davon ausgegangen, dass bei Gehalten unterhalb der analytischen Nachweisgrenze für die Bilanzierung der Gehalt an dieser Substanz mit der Nachweisgrenze gleich gesetzt wurde. Allein aus dieser Annahme erklärt sich z.B. der ausgewiesene Restgehalt an PCB in der Deponiesohle von 0,5 kg, obwohl in der ganzen Sohle nie ein Nachweis von PCB gelang.

Wie die Tab. 1 zeigt, wurde das verfügte Sanierungsziel für alle Referenzstoffe deutlich über-

troffen. Zur Beurteilung des Sanierungserfolges anhand der Grenzwerte der neuen (schweizerischen) VVEA (Verordnung über die Vermeidung und Entsorgung von Abfällen, vom 1.1.2016) wurde eine weitere Analyse erstellt. So wurde die gesamte nachgewiesene Restbelastung in der Deponiesohle (z.B. 154,8 kg Chlorbenzol) rechnerisch auf das Volumen der ganzen erbohrten Deponiefläche bis in 3 m Tiefe (durchschnittliche Bohrtiefe) verteilt. Die dabei errechnete, gemittelte Belastung lag dabei für alle Referenzstoffe (ausser für Chlorbenzol, wofür es keinen VVEA- Grenzwert gibt) ebenfalls deutlich unter den Grenzwerten der VVEA für den Deponietyp B (früher Inertstoffdeponie). Material mit dieser gemittelten Belastung dürfte also gemäß der seit 1.1.2016 gültigen VVEA bei einer Sanierung am Standort wieder rückgefüllt, bzw. abgelagert werden. Weil sich auch bei dieser Betrachtung das Chlorbenzol als Hauptkontaminant erwies, wurde dieser sehr breit nachgewiesene Schadstoff einer vertieften Betrachtung unterzogen. Vereinzelte Bohrungen in Tiefen bis 15 m unter die alte Deponieaufstandsfläche zeigten etwa 10 m unter Terrain eine weitere gut durchlässige Sandsteinschicht, welche teils erhöhte Gehalte von Chlorbenzol aufwies (Abb. 2). Da diese zu tief liegt, um sie konventionell durch Aushub zu sanieren, sollte am Beispiel Chlorbenzol abgeschätzt werden, was für ein Schadstoffpotential darin enthalten sein könnte.

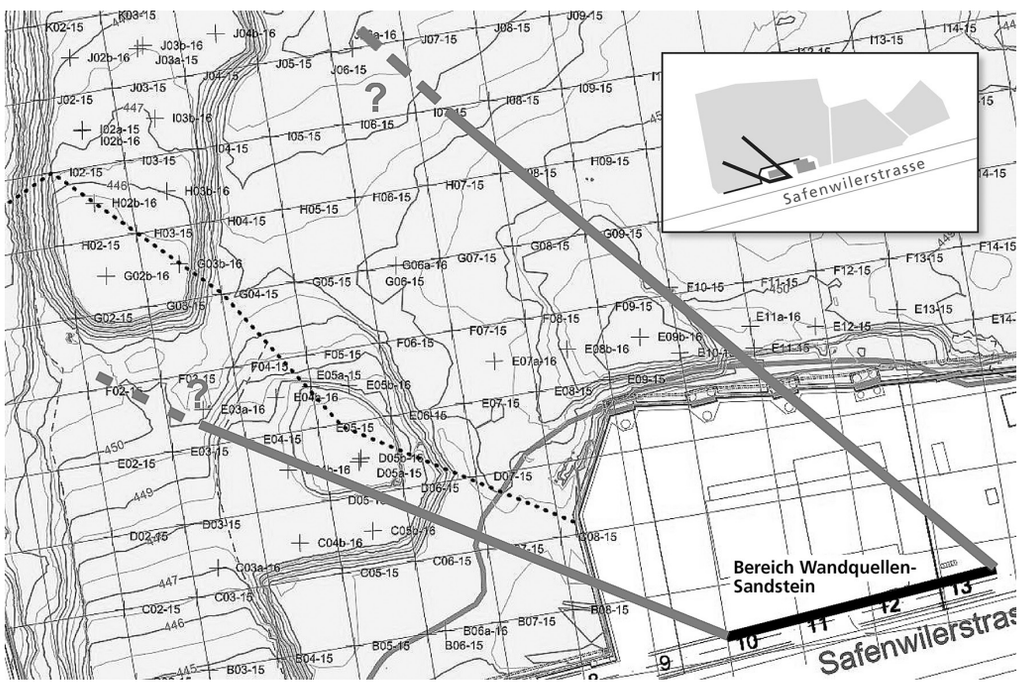


Abb. 2: Ausdehnung der kontaminierten Sandsteinschicht und Austrittszone der Schadstoffe in die Drainage Süd (= sog. Wandquellen).

Bei einem angenommenen, freien nutzbaren Porenraum von ca. 10 % und unter Annahme einer mittleren Konzentration an Chlorbenzol im Porenwasser, welches der Konzentration des Sickerwassers entspricht (ca. 35 mg/l), wenn es in den sog. Wandquellen in die Massnahme Süd austritt, kann von einer Menge von etwa 155 kg Chlorbenzol in der besagten Sandsteinschicht ausgegangen werden. Die Extrapolation der heutigen Frachten zeigt, dass die vermutete Restkontamination in dieser Schicht innerhalb von etwa 1,5 bis 2 Jahren ausgetragen sein sollte. Dabei muss in solchen Fällen üblicherweise von einem langandauernden „tailing“ der Frachten auf einem tiefen Restniveau ausgegangen werden, bis sämtliche als Reservoir wirkende Porositäten und Klüfte im Untergrund ausgewaschen sind. Um diesen Prozess zu beschleunigen untersucht die SMDK fertig ausgehobenen Ostteil der Deponie schon seit einigen Jahren, inwieweit sich im Fels ein biologischer Abbau in den Sandsteinschichten des Untergrundes stimulieren lässt. In einer ersten Phase soll die vorhandene Mikrobenfauna mittels Zugabe von Nährstoffen (Nitrat, Phosphor, etc.) unterstützt werden. Weiter soll auch versucht werden, die erwiesenermassen sehr effiziente Biologie aus der eigenen Kläranlage in den Felsuntergrund zu „impfen“. Dies alles mit dem Ziel die verbliebene organische Restbelastung in nicht „aushebbaren“ Bereichen (z.B. unter Gebäuden oder unter grosser Überdeckung) möglichst rasch abzubauen.

5 ENTWICKLUNG DER SICKERWASSERQUALITÄT

Das im vorangegangenen Kapitel aufgezeigte Verhalten der Schadstoffauswaschung aus dem Felsuntergrund in die Drainagemassnahme Süd ist auch bei den übrigen messbaren Schadstoffen im Sickerwasser ganz ähnlich zu beobachten. Infolge der festgestellten, grossen Schwankungen der Schadstoffkonzentrationen im Sickerwasser (Effekte von Niederschlag, Mengenänderungen, Schadstoffmobilisierungen während des Rückbaus usw.) ist aber noch kein klarer Trend auszumachen, wann die Sickerwässer der SMDK sämtliche Parameter der schweizerischen Altlastenverordnung (AltlV) einhalten werden (siehe Abb. 3).

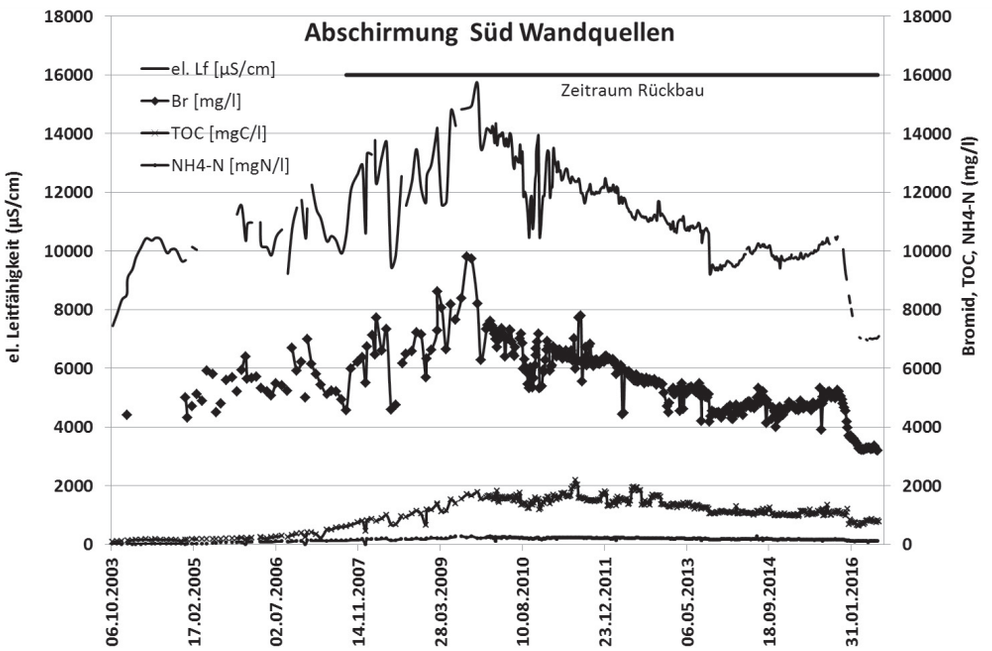


Abb. 3: Messungen der el. Leitfähigkeit und von typischen Sickerwasser-Parametern SMDK. Die Wandquellen sind Schadstoffaustritte in die Drainage Süd mit grossen Schadstofffrachten auf 18 m.u.T.

6 SCHLUSSFOLGERUNG

Der erste Teil der Sanierung, der die Einhausung und den Totalaushub der ehemaligen Sondermülldeponie Kölliken umfasste (2005 – Mitte 2016) ist erfolgreich abgeschlossen. Die nachhaltige Verwertung/Entsorgung der ausgehobenen 664.000 Tonnen kontaminierten Materials ist, wie geplant, erfolgt und ohne Beanstandungen geblieben. Ausser den drei Bränden im Jahr 2008 zu Anfang des Rückbaus und einem bedauerlichen Personenunfall während des Hallenbaus sind keine grösseren Zwischenfälle zu vermelden gewesen. Die Anwohner rund um die Deponie hatten ausser dem allgemeinen Baustellenbetrieb keinerlei lästige Auswirkungen, und wie Staub oder lästige Gerüche zu ertragen. Der Wirkungsnachweis in Form einer Massenbilanz zeigt nur noch minimale, organische Restbelastungen im Felsuntergrund der Deponie. Es ist davon auszugehen, dass diese innerhalb der nächsten 5-8 Jahre in die weiter bestehende Ringdrainage ausgetragen und in der eigenen Kläranlage behandelt werden können, solange dies nötig ist. Als nächster grosser Schritt erfolgt im Jahr 2017 eine Teilauffüllung in der Halle und ab 2018 deren Abbruch. Dadurch werden sich auf dem geräumten Deponieareal auch wieder natürliche Verhältnisse in Bezug auf Niederschläge und Versickerung einstellen. Erst wenn auch in einem natürlichen Grundwasserumfeld nachgewiesen werden kann, dass die Anforderungen der schweizerischen Altlastenverordnung in jedem der 119 Drainagebrunnen eingehalten sind, kann auch diese letzte Sanierungsmassnahme rückgebaut werden. Rund 50 Jahre nach Beginn der Einlagerungen wird das dannzumal völlig gesäuberte und renaturierte Gelände der SMDK in Kölliken der Nachwelt für die weitere Nutzung übergeben werden können. Der Preis für dieses Abenteuer in Sachen Entsorgung von Sonderabfällen wird mit rund 850 Mio. CHF das Hundertfache von der Summe betragen, welche die SMDK damals während rund 7 Betriebsjahren als Gewinn erwirtschaftet hat.

Erkenntnisse nach Ende des Abfallaushubs: Was wichtig war im Sanierungsprojekt Bonfol (CH)

M. Fischer
bci Betriebs-AG, Basel, Schweiz

KURZFASSUNG: Im Jahr 2000 wurde auf der Basis der schweizerischen Altlastenverordnung die Sanierung der Sondermülldeponie Bonfol im Kanton Jura (Nordwestschweiz) gefordert. Die Planung und Umsetzung dieser Aufgabe ist eine Pionierleistung im Altlastenmanagement, die die Basler Chemische Industrie dem Projektteam der bci Betriebs-AG übertragen hat. Für rund 380 Millionen Schweizer Franken wurden rund 200.000 Tonnen Abfallmaterial ausgehoben und off-site verbrannt.
Nach Ende des Abfallaushubs im Sommer 2016 lassen sich einige „Lessons learned" herausarbeiten, die aus Sicht der Geschäftsleitung der bci Betriebs-AG für das Management eines solch komplexen Projekts wichtig waren, zum Beispiel:

- Ein Projektteam vor Ort für Planung und Ausführung, Kontrolle und rasche Reaktion.
- Die Auswahl des Sanierungskonzepts, der Konsortialpartner und ihrer Mitarbeiter.
- Die Vereinbarung der Ziele Umweltschutz und Arbeitssicherheit.
- Die enge Beobachtung der so genannten Kostentreiber und rasche Korrekturen.
- Die organisatorische Klärung von Aufgaben und Verantwortlichkeiten aller Firmen.
- Eine klar definierte Zusammenarbeit mit Behörden für rasche Antworten.
- Eine transparente, persönliche Kommunikation vor Ort zum Aufbau von Vertrauen.

1 EINLEITUNG

Die Sondermülldeponie nahe dem jurassischen Dorf Bonfol wird gemäß schweizerischer Altlastenverordnung saniert. Dabei werden die 200.000 Tonnen zumeist chemischer Abfälle, die in den 1960 und 1970er-Jahren in einer Tongrube eingelagert wurden, komplett ausgehoben und off-site verbrannt. Die Planung und Umsetzung dieser Aufgabe ist eine Pionierleistung im Altlastenmanagement, die die Basler Chemische Industrie dem Projektteam der bci Betriebs-AG übertragen hat. Im April 2010 begann der ferngesteuerte Abfallaushub wobei es im Juli 2010 es zu einer Feststoffexplosion kam. Aufgrund dieses Zwischenfalles wurden im Mai 2011 die Sanierungsarbeiten mit angepasstem Arbeitskonzept wieder aufgenommen und Abfälle zur fachgerechten Verbrennung transportiert. Im Sommer 2016 wurde die letzte Tonne Sonderabfall von insgesamt rund 200.000 Tonnen ausgehoben. Die Projektkosten von rund CHF 380 Mio. trägt die Basler Chemische Industrie (BCI).

2 SANIERUNGSKONZEPT

Gemäß Sanierungskonzept wurden alle Abfälle in der geschlossenen und ventilierten Aushubhalle (Abb. 1) mittels eines ferngesteuerten Kran-Greifer-Systems ausgehoben. Die Abfälle wurden mit einem Transportsystem in die Vorbereitungshalle abgekippt. Dort wurden Proben genommen, analysiert und, falls nötig, die Abfälle stabilisiert. In der Folge wurden die Abfälle in Spezialcontainer verfüllt, die nach einer Dekontaminierung die Vorbereitungshalle verließen.

Abb. 1: (links) Luftbild vom Dezember 2013: Die Aushubhalle wurde um 82 Meter auf die Nordseite verschoben, rechts müssen in der sanierten Südseite letzte Bodenproben durchgeführt werden. (rechts) Nach Erreichung der Sanierungsziele im Deponiesaum wurde im September 2015 der Südteil der Grube mit sauberem Bodenmaterial wiederverfüllt.

Die Container wurden per Bahn nach Deutschland oder Belgien zur fachgerechten Verbrennung gefahren. An den modernen Sonderabfallverbrennungsanlagen wurden die Abfälle in Drehrohrofen bei rund 1.200 °C verbrannt. Dabei wurden die organischen Schadstoffe zuverlässig zerstört. Eine mehrstufige Abluftreinigung und eine ständige Überwachung stellten sicher, dass die Abluftwerte bei der Abfallentsorgung die geltenden Umweltvorschriften eingehalten wurden.

3 SICHERHEIT

Die bci Betriebs-AG hat bei der Planung gemeinsam mit den Behörden und Sicherheitsexperten ein umfassendes Sicherheitskonzept ausgearbeitet, das auf Risikoanalysen, unter anderem im Rahmen der eidgenössischen Störfallverordnung, basierte. Die bedeutendsten Risiken waren Brand oder Explosion an der Abfallfront. Das Sicherheitskonzept beinhaltete weitreichende Präventivmaßnahmen sowie detailliert vorbereitete Abläufe, die im Ereignisfall eine rasche Intervention sicherstellten.

Im April 2010 wurde der Aushub der ersten Abfälle gestartet. Am 07.07.2010 ereignete sich eine Explosion bei Abreinigung der Deponiesohle in der Aushubhalle mit Hilfe eines bemannten Baggers. Dank der installierten Sicherheitsmaßnahmen wurde der Mitarbeiter nur leicht am Arm verletzt. Sofort nach der Explosion hat die bci Betriebs-AG alle Arbeiten unterbrochen. Nach zahlreichen Abklärungen und Beratungen mit Experten wurden zusätzliche Sicherheitsmaßnahmen definiert und umgesetzt, etwa das Schreddern der Abfälle vor Ort und die Fernsteuerung von Baggern für Arbeiten mit Abfällen in der Aushubhalle. Auch im Betriebsablauf wurden zahlreiche Anpassungen vorgenommen und das Personal eingehend geschult. Im Mai 2011 konnten die Sanierungsarbeiten mit Abfällen wieder aufgenommen werden, seit Oktober 2011 wurde die geplante durchschnittliche Wochenleistung von 800 Tonnen unter Einhaltung strengster Sicherheitsmaßnahmen wieder erreicht.

4 UMWELTSCHUTZ

Während der Sanierung wurden die Vektoren Wasser, Luft und Boden überwacht, um eventuelle Probleme frühzeitig zu entdecken und ggf. mit zusätzlichen Maßnahmen negative Auswirkungen der Arbeiten zu vermeiden. Das stark kontaminierte Deponiesickerwasser und leicht verunreinigte Sanierungsabwässer wurden vor Ort in einer Abwasserreinigungsanlage gereinigt. Das Grund- und Oberflächenwasser im direkten und weiteren Umfeld und die Deponie wurden gemäß einem mit den Behörden abgestimmten Überwachungsprogramm überprüft. Die Luft aus den drei Hallen wurde abgesaugt und mittels regenerativer thermischer Oxidation gereinigt. Monatliche und jährliche Berichte erstatteten Auskunft über die positiven Ergebnisse dieser Anstrengungen und zeigten die professionelle Funktionsweise.

Nach Ende des Abfallaushubs auf der Südseite der Deponie wurde dort mittels Abtrag des kontaminierten Bodenmaterials und Bodenproben nachgewiesen, dass die von den Behörden vali-

dierten Grenzwerte im Deponiesaum erreicht wurden. So konnte im September 2015 dieser Bereich wiederverfüllt werden. Mit Stand Ende Juli 2016 sind für den Nordteil diese Überprüfungen im Gange, die Resultate müssen noch gemeinsam mit den Behörden bewertet werden. Ein eigenes Thema stellen kontaminierte Sandlinsen im tönernen Deponiesaum dar, die durch den jahrelangen Kontakt mit dem Deponiesickerwasser bis zu einem gewissen Grad verunreinigt sind. Die Evaluation des Risikos dieser Sandlinsen ist noch bis Ende Juli 2016 im Gange.

5 ZUKÜNFTIGE AUFGABEN (STAND JULI 2016)

Nach Abschluss des Abfallaushubs im Sommer 2016 werden die verbleibenden, in Container gefüllten Abfälle nach und nach zur Verbrennung gefahren. Die Innenseiten der Hallen werden dekontaminiert, so dass die Hallen für die Demontage der Installationen geöffnet werden können. Die Beprobung des Deponiesaums im Norden muss zeigen, ob die Sanierungsziele erreicht wurden. Wenn das der Fall ist, wird der Nordteil mit sauberem Bodenmaterial wiederverfüllt und die Hallen und die gesamte Infrastruktur zurückgebaut. Gemäß kantonalem Sondernutzungsplan muss auf den rund 15 Hektar insgesamt genutztem Areal wieder Wald entstehen. Wohl 2019 wird die Wiederaufforstung abgeschlossen sein. Gemäß Altlastenverordnung wird noch bis etwa 2027 durch eine Überwachung des Grund- und Oberflächenwassers überprüft werden, dass die von den Behörden definierten Sanierungsziele eingehalten sind.

6 LEASSONS LEARNED: WAS WICHTIG WAR

Nach Ende des Abfallaushubs lässt sich festhalten, welche Aspekte in der Hauptphase zum Erfolg der Sanierung beigetragen haben. Aus der Retrospektive werden hier ausgewählte Elemente kurz analysiert. Manche Erkenntnisse mögen banal klingen, hatten aber immensen Einfluss auf die Effizienz und den Erfolg des Pionierprojekts.

6.1 Technik: Sanierungskonzept

Es war entscheidend, zu Beginn das richtige Sanierungskonzept zu wählen, das für die speziellen Gegebenheiten der Deponie passt. In unserem Falle muss man wissen, dass mehr als 90 % der in der Deponie enthaltenen Abfälle aus der chemischen Industrie der 60er- und 70er-Jahre stammen. Die Abfallchargen wurden in der Fabrik nicht charakterisiert und in der offenen Deponie vermischt abgekippt. In der Planungsphase der Sanierung wurde überlegt, ob man eine Triage der Abfälle durchführen könnte, um sie gemäß ihren chemischen Eigenschaften zu entsorgen. Dies hätte einer aufwändigen Analytik bedurft, deren Ergebnisse in unserem Fall wohl wenig zuverlässig gewesen wären. Zudem würde die Analytik angesichts des Explosionsrisikos der Abfälle ein Sicherheitsrisiko darstellen. Es wurde vor allem mit Blick auf die Unwägbarkeiten des Deponieinhalts durchgesetzt, alle Abfälle ungetrennt in Sonderabfallverbrennungsanlagen zu entsorgen. Diese Entscheidung musste die bci Betriebs-AG während der gesamten Planungsphase gegen die Befürworter einer Triage verteidigen. Kontaminiertes Bodenmaterial wurde hingegen einer thermischen Behandlung zugeführt. Im Nachhinein betrachtet hat sich dieses Verfahren nicht nur aus technischen und Sicherheitsaspekten heraus bewährt, sondern auch finanziell.

6.2 Technik: Untersuchung des Aushubfortschritts mittels Laser-Scanner

Die lückenhaften historischen Informationen zum Perimeter und der Tiefe der Deponie aus den 60er- und 70er-Jahren waren die Grundlage für das Sanierungsprojekt. Aufgrund der Explosionsgefahr sollten keine Schlitzsondierungen in die Deponie durchgeführt werden. Doch wusste man zu Beginn des Projekts auch nicht genau, wie sich die Abfälle präsentieren würden, die 40 Jahre unter einem vier Meter dicken Deckel und zum Teil im Wasser gelegen waren. Es wurde auch beabsichtigt, angesichts möglicher Risiken, den Einsatz von Arbeitern in der Aushubhalle soweit möglich zu vermeiden. Daher wurde entschieden, einen ferngesteuerten Laserscanner zu benutzen, der regelmäßig alle zwei Wochen die Deponie abtastet, das Volumen berechnet und es erlaubt, weitgehend exakte Profile zu erstellen, welche mit den historischen Informationen

abgeglichen werden. Der Vorteil ist, dass z.T. inexakte historische Informationen richtiggestellt werden können. Die Daten des Scanners lieferten in unserem Falle eine objektive Grundlage für die Ankündigung von Abfallmehrmengen.

6.3 Technik: Erfahrung und Geschicklichkeit

Ein Punkt, den man nicht immer als wichtig erachtet, der jedoch eine große Rolle spielen kann, ist die Erfahrung und Geschicklichkeit der Mitarbeitenden vor Ort. Im Fall von Bonfol ist die zu verbrennende Abfallmenge einer der Kostentreiber, der rund 50 % der Gesamtprojektkosten ausmacht. Da die Abfälle auf einem tönernen, weichen Untergrund gelagert wurden, ist der Unterschied zwischen Abfällen und Deponiesaum kaum zu spüren. Das erfordert umso mehr Erfahrung und Geschicklichkeit der Mitarbeiter im Umgang mit den ferngesteuerten Baggern (Abb. 2).

6.4 Technik: Risiko eines Totalstillstandes wegen Panne einzelner Geräte

Angesichts des Explosionsrisikos wurde ein Prozess zur Vorbereitung der Abfälle in mehreren obligatorischen Schritten definiert. In dieser Prozesskette kann der Ausfall eines einzigen Gerätes im schlimmsten Fall dazu führen, dass alle Aktivitäten gestoppt werden müssen. Um dieses Risiko zu verringern, wurden zwei Wege verfolgt.

Der erste besteht darin, alle maßgeblichen Maschinen der Prozesskette in Redundanz vorzuhalten. So wurden etwa zwei baugleiche Abfallshredder und zwei ferngesteuerte Bagger angeschafft (Abb. 2).

Abb. 2: Der ferngesteuerte Bagger gibt die Abfälle in den Schredder. Der Schredder ist auf Raupen fahrbar, so dass er bei einem Defekt binnen kurzer Zeit gegen ein Zweitgerät ausgetauscht werden kann.

Der zweite Weg liegt in einer häufigeren Maintenance der Geräte, was die Stillstandzeiten wegen Pannen reduziert. Die Schwarzbereichsbedingungen verkomplizieren aber die Einsätze zur Maintenance oder Reparatur von Anlagen und Maschinen. Als zum Beispiel der Schredder für die Abfälle in der Aushubhalle geplant wurde, konnte er entweder fix installiert oder auf Raupen fahrbar konzipiert werden. Es wurde die fahrbare Variante gewählt, und diese hat sich bewährt, da das Gerät schnell aus dem Schwarzbereich gebracht werden kann. Große Wartungsarbeiten und Reparaturen können im Weißbereich unter einfacheren Arbeitsbedingungen durchgeführt werden.

6.5 Umweltschutz und Arbeitssicherheit: Zwei vorrangige Ziele, die es zu vereinen gilt

Diese beiden Ziele sind bei der Umsetzung des Sanierungsprojekts prioritär. Manchmal muss man innerhalb der Ziele eine Abwägung vornehmen. So wurden infolge der Explosion vom Juli 2010 Druckentlastungsklappen installiert, was im Fall einer noch stärkeren Explosion einen Impact auf die Umwelt bewirken könnte. Da es unwahrscheinlich ist, dass in der Hallenluft hochgefährlichen Gase enthalten sind, wurde entschieden, lieber kurzfristig kontrolliert eine Druckwelle in die Umwelt entweichen zu lassen, als eine Beschädigung der Fassade mit längerer, unkontrollierter Undichtigkeit der Aushubhalle in Kauf zu nehmen. Bei den Schutzanzügen für die Arbeit im Schwarzbereich wurde ein Anzug mit Atemluftgerät und mit einer leichten Luftspülung gewählt, im Unterschied zu einem „aufgeblasenen“, stark luftgespülten Anzug, der einen Komplettschutz gewährleistet. Der gewählte Anzug erweist sich in anderen Aspekten als vorteilhaft. So erlaubt er den Mitarbeitern eine bessere Bewegungsfreiheit, größere Autonomie der Atemluftflasche und

eine bessere Sicht. Obwohl die Maßnahmen für Arbeitssicherheit und Umweltschutz sich teilweise nur schwer vereinbaren lassen, müssen sie im Projekt gleichzeitig berücksichtigt werden, um die optimale Lösung zu erreichen. Theoretisch wäre es in Bonfol für die Sicherheit der Mitarbeiter besser, die Abfälle nicht in einer geschlossenen Halle auszugraben und zu behandeln, sondern an der frischen Luft. Damit würden verschiedene Risiken und Probleme der Arbeitssicherheit wegen der speziellen Hallenatmosphäre stark reduziert werden (Luftqualität, Temperatur, Sicht, Einsatzdauer). Der Abfallaushub ohne geschlossene Halle hätte aber negative Auswirkungen auf die Umwelt durch den Austritt von Gasen, Stäuben und Gerüchen. Für die Umwelt ist die geschlossene, ventilierte Aushubhalle, wie sie aktuell betrieben wird, am besten.

6.6 Umwelt- und Anwohnerschutz: Messbares und Subjektives

Es wird großes Augenmerk darauf gerichtet, die Umwelt und Anwohner vor eventuellen negativen Auswirkungen der Sanierung zu schützen. Rund um die Verschiebung der Aushubhalle vom Süd- auf den Nordteil der Deponie bestand die Gefahr, dass selbst wenn keine messbaren Schadstoffe aus der teilweise geöffneten Halle austraten, jedoch Gerüche die Nachbarschaft belästigten. Es bestand die Gefahr, dass aufgrund großer, möglicherweise sehr subjektiv wahrgenommener Geruchsbelästigungen die Bewohner der Nachbargemeinden das Projekt kritisieren oder sogar blockieren. Daher wurden die Anwohner vorausschauend informiert und aktiv in einem „Nasennetzwerk“ in die Problemlösung mit einbezogen.

6.7 Finanzen: Kostentreiber identifizieren

In jedem Projekt ist die Kostenkontrolle ein wesentlicher Bestandteil. Das zählt noch mehr für Sanierungsprojekte, die zum Teil spezifische finanzielle Gefahren bergen. So genannte Kostentreiber haben bei relativ geringen Abweichungen vom Plan bereits große finanzielle Auswirkungen (z.B. in Abfällen enthaltenes Wasser, Zuschlagstoffe für Abfälle, mehr zu entsorgendes Abfall- oder Bodenmaterial, Wechselkursrisiko EUR-CHF). Diese wurden im Sanierungsprojekt Bonfol klar identifiziert und soweit wie möglich Gegenmaßnahmen definiert, um einer Abweichung frühzeitig gegensteuern zu können.

6.8 Finanzen: Teuerung einbeziehen

Bei einem langdauernden Projekt ist es für die Geschäftsleitung von höchster Bedeutung, die zukünftigen Kosten mit einer zu erwartenden Teuerung (Inflation, Preiserhöhung) zu berechnen. In unserem Fall musste der Zeitraum von 2000 bis ca. 2016 abgedeckt werden (Planung, Vorbereitung, Abfallaushub, Rückbau). Bei den ersten Finanzplänen waren jedoch die Kosten zum „Sofortpreis“ einberechnet, was eine abrupte Anpassung von mehreren 10 Mio. CHF erforderte.

6.9 Organisation: Anpassungsbereitschaft

Die Firmen, die für die Sanierung verantwortlich sind, haben eine spezielle Organisation geschaffen. Die bci Betriebs-AG ist ein kleines Projektteam, das durch die Ausarbeitung des Konzepts und der Prozeduren gemeinsam mit externen Experten in alle Bereiche Einblick hat und gewohnt ist, auf neue Erkenntnisse und Situationen zu reagieren. Die bci Betriebs-AG kann vor Ort die ausführenden Arbeiten der Konsortien überprüfen, auf Fragen und Probleme reagieren sowie gemeinsam Lösungen suchen. Denn im Rahmen des theoretischen Konzepts müssen zum Teil täglich neue Umstände in die Arbeitsweise einbezogen werden. Als es im Juli 2010 zu einer Feststoffexplosion in der Aushubhalle kam, war es diese Fähigkeit des bci-Teams, im Kontakt mit externen Beratern und Konsortien, jedoch auch mit den Behörden mögliche zusätzliche Sicherheitsmaßnahmen zu evaluieren und pragmatisch auf die Baustelle anzupassen, die eine längere Verzögerung vermieden hat.

6.10 Organisation: Einfach, mit klaren Verantwortlichkeiten

Um eine einfache Struktur aufzubauen und Probleme an Schnittstellen zu vermeiden, hat die bci Betriebs-AG zwei Hauptkompetenzen herausgearbeitet, die für diese Sanierung nötig waren.

Nämlich den Aushub der Abfälle und ihre Verbrennung und auf Grundlage der Ausschreibungen wurde mit zwei Konsortien ein Hauptvertrag geschlossen, für das Los A über die „Infrastruktur und Abfallaushub“ sowie für das Los B über „Analyse und Vorbereitung, Transport und Verbrennung der Abfälle“. So wird beispielsweise im Los B sichergestellt, dass die Analyse und Vorbereitung der Abfälle bereits die Transport- und Verbrennungsanforderungen berücksichtigt.

Der Aufwand für die detaillierte Ausarbeitung der Verträge mit den Konsortien hat sich bewährt. So wurde nach der Grundstruktur noch im Detail definiert, welche die Aufgaben und Verantwortungen die bci Betriebs-AG oder die ausführenden Spezialfirmen haben, und auch die Schnittstellen untereinander wurden vertraglich festgehalten. Im trilateralen Dialog werden Wochenziele vereinbart und Vorschläge unterbreitet. Jedoch obliegt die Verantwortung für die Ausführung der Arbeiten und die Erteilung der genauen Arbeitsaufträge an die eigenen Mitarbeiter dem jeweiligen Konsortium.

6.11 Organisation: Behördenkontakte

In einem Projekt, dessen Umsetzung eng durch verschiedene Behörden (Umweltamt, Arbeitsinspektorat, Gebäudeversicherung, Einsatzkräfte, Rechtsdienst) begleitet wird, war es wichtig, eine Organisationsweise zu finden, die schnelle Reaktion auf neue Gegebenheiten und gute Lösungen ermöglicht. Daher wurde von den Kantonsbehörden eine Projektgruppe mit Mitarbeitenden aus mehreren Abteilungen aufgebaut und ein Dossierleiter definiert, der als Scharnier zwischen bci Betriebs-AG und dem Umweltminister sowie den Kantonsvertretern fungiert. Ein regelmäßiger Austausch über anstehende Fragen und eine enge zeitliche Koordination ermöglichen eine hohe Reaktivität. Dennoch nimmt jeder seine Rolle und Verantwortung auf hohem Niveau wahr, so dass nicht der Eindruck der „Kumpanei“/„concubinage “ entsteht.

6.12 Kommunikation: Offener und persönlicher Dialog

In diesem Pionierprojekt bestand angesichts der geringen Kenntnis über Sanierungen in der Öffentlichkeit die Gefahr, dass Informationsfetzen und Vermutungen zu unzutreffenden Interpretationen vermischt werden. Daher wurde früh definiert, dass die Bevölkerung und besondere Stakeholder in einem offenen und persönlichen Dialog, möglichst vor Ort auf dem Sanierungsstandort, über die Gründe, Sachzwänge und Lösungen der Sanierung informiert werden sollten. Hierbei sollten die Kontaktpersonen während der Projektdauer möglichst nicht wechseln. Insbesondere die für alle Gruppen (Abb. 3) kostenlos angebotenen Besuche haben sich als Kommunikationsmaßnahme bewährt, da sie eine Vielzahl vertrauensbildender Elemente in sich vereinen und mögliche falsche Informationen bzw. kritische Fragen vor versammelter Gruppe direkt entschärft werden können.

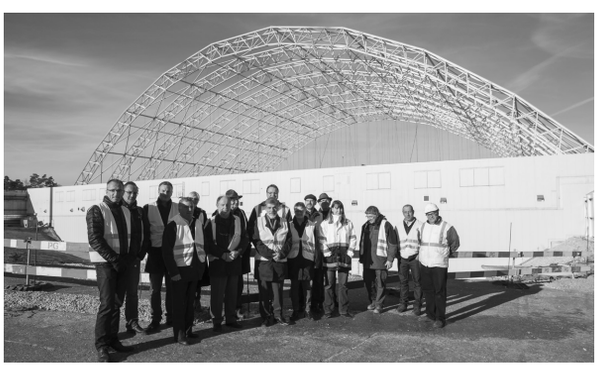


Abb. 3: Persönliche Besuche auf dem Sanierungsareal, wie hier im November 2015 mit der Begleitkommission, verbessern das Verständnis für das Projekt und schaffen Vertrauen.

Vorteilhaft war auch die Gründung einer Begleitkommission, in welcher Stakeholder, v.a. NGOs, Umweltverbände, Gewerkschaften, Nachbargemeinden usw., alle drei Monate über den Fortschritt der Arbeiten informiert werden und Fragen stellen können. Der regelmäßige Austausch gemäß klaren Prozeduren und der persönliche Dialog tragen zu einer Entspannung des Verhältnisses bei.

Tracer als Funktionsnachweis von Funnel & Gate-Systemen am Beispiel der Altlast O76 „Kokerei Linz“

R. Mayr, C. Angermayer & G. Hirsch
voestalpine Stahl GmbH, Umwelt, Linz, Österreich

G. Gnjezda
SV-Büro für Boden + Wasser GmbH, Geschäftsführer, Österreich

KURZFASSUNG: Im Rahmen der Sanierung der Altlast O76 „Kokerei Linz“ wurde zur Grundwasserabstromsicherung ein Funnel & Gate-System implementiert. Dabei wird der gesamte kontaminationsrelevante Grundwasserabstrom erfasst und gezielt durch die in bestimmten Abständen in der Dichtwand situierten, durchlässigen Gates geleitet. Im Falle der gegenständlichen Altlast wird die Grundwasserkontamination im Zustrom vor allem durch eine Verunreinigung mit polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffen (PAK) und leichtflüchtigen aromatischen Kohlenwasserstoffen (BTEX) verursacht.
Der Nachweis einer korrekten Durchströmung sowie der Funktionalität der eingesetzten reaktiven Filtermaterialien (Aktivkohle) erfolgte vor Inbetriebnahme mit fluoreszierenden und nicht fluoreszierenden Tracern. Diese wurden zustromseitig der Gates in den Aquifer eingebracht und mithilfe von speziellen Messmethoden abstromseitig überwacht.
Ein erforderlicher Funktionsnachweis kann mithilfe einer solchen Methode schnell, kostengünstig und nachvollziehbar erbracht werden.

1 EINLEITUNG

Die 1942 in Betrieb genommene Kokerei wurde nach den weitgehenden Zerstörungen gegen Ende des Zweiten Weltkriegs wieder aufgebaut und weiter betrieben. Zur Gewinnung von Nebenprodukten (Leichtöl, Schwefelsäure, Naphthalin, etc.) wurde zu Kriegszeiten neben Kohle auch Teer vor Ort destilliert. Infolge der Kriegseinwirkungen und Zerstörungen diverser Anlagenteile der Kokerei kam es zu massiven Kontaminationen des Untergrundes am Betriebsgelände. Ausgehend von diesen Untergrundverunreinigungen im Boden findet immer noch ein erheblicher Schadstoffeintrag in das Grundwasser statt. Über die Jahrzehnte hat sich im Grundwasser eine Schadstofffahne von PAK (Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe) und BTEX (Benzol, Toluol, Ethylbenzol, Xylol) über mehrere hundert Meter Länge ausgebildet.

In den Jahren 2003 bis 2008 wurden vom Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft sowie vom oberösterreichischen Landeshauptmann ergänzende Untersuchungen an der Verdachtsfläche „Kokerei Linz“ veranlasst. Darauf aufbauend hat das Umweltbundesamt eine umfangreiche Gefährdungsabschätzung (Umweltbundesamt, 2009) für die damalige Verdachtsfläche „Kokerei Linz“ durchgeführt. Dies führte zu einer Ausweisung des Areals mit einer Gesamtfläche von 351.000 Quadratmetern als Altlast der Prioritätenklasse 1.

Eine Teilmaßnahme zur Gesamtsanierung wird durch die Implementierung eines Funnel & Gate Systems erreicht.

Durch die Teilumschließung (Schlitzwand = Funnel) der Altlast wird der jeweils gesamte kontaminationsrelevante Grundwasserabstrom erfasst und gezielt durch die in bestimmten Abständen in der Dichtwand situierten durchlässigen Gates geleitet. Die Gates sind mit einem reaktiven Filtermaterial (Aktivkohle) befüllt, welches auf die im Grundwasser vorhandenen Kontaminationen abgestimmt ist. Im Fall der gegenständlichen Altlast wird die Grundwasserkontamination vor allem durch eine Verunreinigung mit polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffen (PAK) und leichtflüchtigen aromatischen Kohlenwasserstoffen (BTEX) verursacht. Die Gates sind so dimensioniert, dass der gesamte Grundwasserstrom bei den verschiedenen, für den Standort maßgeblichen Grundwasserständen durch die Gates geschleust werden kann (siehe Abbildung 1) (Sachverständigenbüro für Boden + Wasser GmbH 2009).

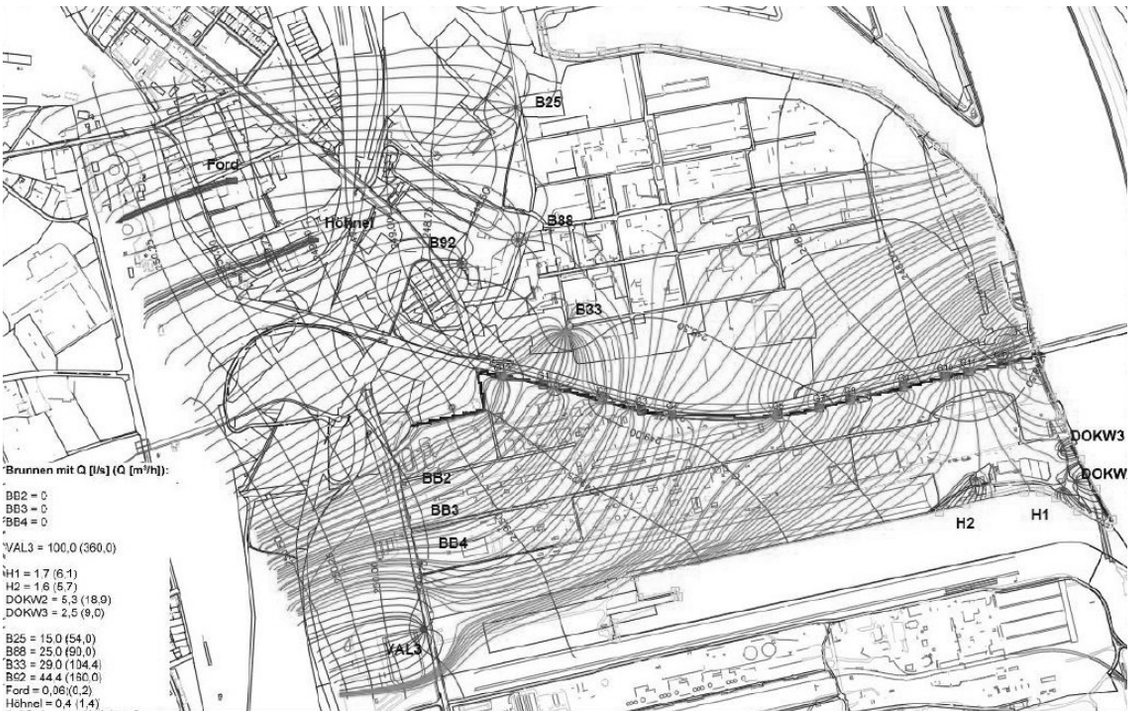


Abb. 1: GW-Gleichenplan & Bahnlinien (berechnet) – Altlast O76 „Kokerei Linz“ (Quelle: SV-Büro für Boden & Wasser GmbH).

2 METHODIK TRACERTESTS

2.1 Einleitung

Der gegenständliche Bericht beschreibt ein effizientes Verfahren zur Funktionsüberprüfung eines Funnel & Gate Systems. Der Nachweis einer korrekten Durchströmung sowie der Funktionalität der eingesetzten reaktiven Filtermaterialien (Aktivkohle) erfolgte vor Inbetriebnahme mit fluoreszierenden und nicht fluoreszierenden Tracern.

Eine korrekte Durchströmung der Gates ist gegeben, wenn:

- eine passive Durchströmung in entsprechender Grundwasserfließrichtung gegeben ist,
- eine definierte Verweil-/Kontaktzeit der kontaminierten Wässer im Filtermedium nicht unterschritten wird,
- keine Umläufigkeiten und hydraulischen Kurzschlüsse innerhalb der Filterelemente vorhanden sind,
- keine Unterströmungen bzw. Umströmungen (hydraulische Kurzschlüsse) in dem eigentlichen Funnel & Gates-System (Bauwerk) vorhanden sind,
- keine Baumängel (z.B.: Haarrisse im Dichtbeton) gegeben sind und
- eine ordnungsgemäße Adsorptionseigenschaft der Aktivkohle gegeben ist.

Im Rahmen von Tracerversuchen an den 12 bestehenden Gates (à 3 bzw. 4 Betonfertigteil-Filterelementen) kamen die Tracer „Uranin“ (Fluoreszenztracer) als auch NaCl (konzentrierte Kochsalzlösung) zum Einsatz.

Die eingesetzten Tracer verhalten sich beim Durchströmen des Aktivkohlefilters unterschiedlich, wodurch es möglich ist, sowohl die Adsorptionseigenschaft der Aktivkohle und Dichtheit der Gates als auch die geplante Durchströmungsrichtung feststellen zu können.

Im Rahmen von mehreren Versuchsreihen wurden in die Freiwasserbereiche (Zustrom) der jeweiligen neu errichteten Gates die oben genannten Tracer eingebracht (vgl. Abb. 2). Über sechs Fluorometersonden sowie einer Multiparametersonde wurde jeweils über mehrere Tage hinweg die Uranin- sowie Salzkonzentration im abstromigen Freiwasserbereich an mehreren Positionen erfasst.

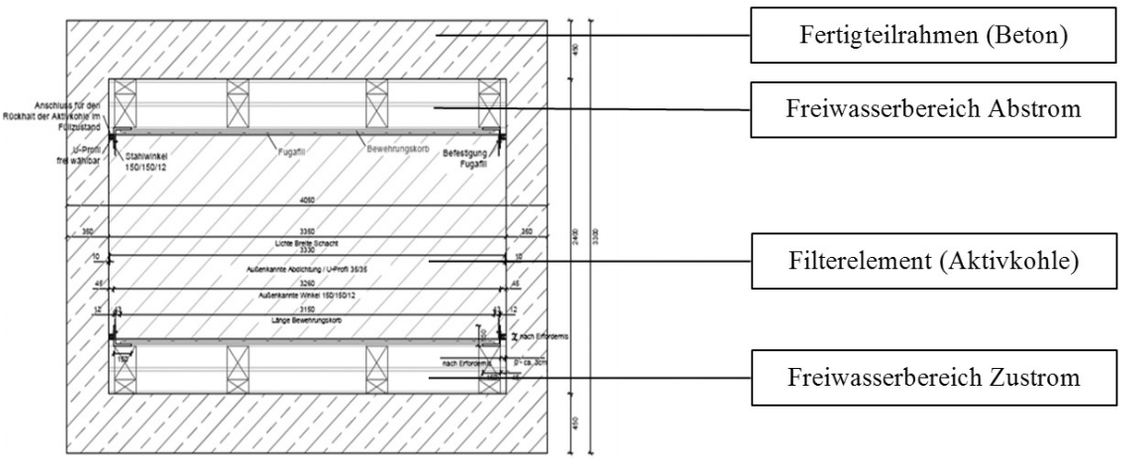


Abb. 2: Grundriss Gatekammer (Quelle: PORR Bau GmbH).

2.2 Tracereinsatz

Aufgrund der Fragestellung, sowohl einen entsprechenden hydraulischen Gradienten in Strömungsrichtung zu belegen, die Adsorptionseigenschaft der Aktivkohle sicherzustellen, als auch etwaige hydraulische Kurzschlüsse im Bereich des Dichtbetons bzw. des umgebenden Bodenmaterials ausschließen zu können, wurden zwei unterschiedliche Tracer in den Zustrombereich eines Gates eingeleitet.

2.2.1 Uranin (Natriumfluorescein)

Uranin ist ein gelb-grüner und unter UV-Strahlung grün fluoreszierender, organischer (ökologisch unbedenklicher) Farbstoff, welcher als stark unpolare Substanz in einer intakten Aktivkohle adsorbiert wird. Er besitzt in wässriger Lösung ein enormes Färbepotential und zeichnet sich somit durch eine sehr hohe Nachweisempfindlichkeit aus (ÖWAV 2007). Durch die auch in sehr großen Verdünnungen messbare Fluoreszenz im ultravioletten sowie auch im sichtbaren Bereich des Lichtes bzw. vor allem durch die über mehrere Größenordnungen lineare Konzentrationsabhängigkeit eignet sich Uranin bestens zur Überprüfung der Adsorptionseigenschaft der Aktivkohle sowie zur Sicherstellung von etwaigen Grundwasserumläufigkeiten an einem Funnel & Gate System (Käss 2004).

Für den Versuch wurden jeweils 10 g Uranin in 1 m³ Wasser gelöst und in die Freiwasserzone des Zustroms (gleichmäßig über die gesamte Aquifermächtigkeit) eingebracht.

2.2.2 Konzentrierte Kochsalzlösung

Konzentrierte Kochsalzlösung wird als stark polare Substanz von der Aktivkohle praktisch nicht adsorbiert und verbleibt beim Durchströmen der Gates im Grundwasser.

Für den Versuch wurden 1.000 Liter konzentrierte Kochsalzlösung (0,3 kg/l) in die Freiwasserzone des Zustroms eingebracht. Aufgrund der höheren spezifischen Dichte von Kochsalzlösung gegenüber Wasser, ist ein Absinken des Tracers und eine somit deutliche Messbarkeit im liegenden Aquiferbereich gegeben.

2.3 Messinstrumente

Die Erfassung des fluoreszierenden Farbstoffes Uranin erfolgte mittels Mehrkanal-Lichtleiter-Fluorometer (6 faseroptische Kanäle). Die Lichtleiter wurden mit dem Fluorometer verbunden, wo die Lichtintensität von einer Photodiode detektiert und als elektrisches Signal dargestellt wird. Dieses Signal ist proportional zur gemessenen Uraninkonzentration (siehe Abb. 3 - Kalibrationsgeraden). Aufgrund der unterschiedlichen Längen der Lichtleiter ergeben sich spezifische Steigungen der Kalibrationsgeraden. Demnach sind die einzelnen Kanäle zwar verschieden sensibel beim Auftreten von Uranin, die somit berechneten Nachweisgrenzen liegen dennoch stets bei einigen Nanogramm.

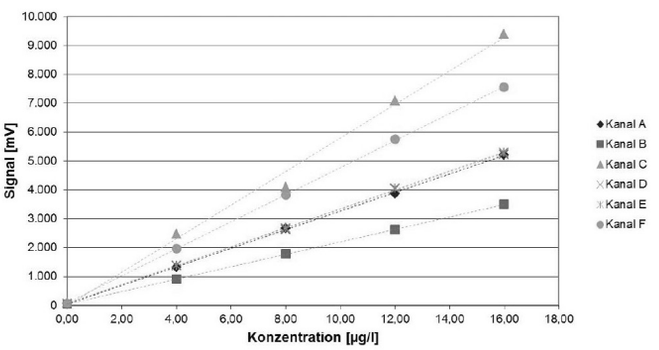


Abb. 3: Lichtleiterfluorometer (links) und Kalibrationsgeraden (rechts).

Zur Messung des Anstiegs der abstromigen Salzkonzentration wurde mittels Multiparametersonde die elektrische Leitfähigkeit über einen entsprechenden Zeitraum aufgezeichnet.

Vor Zugabe der Tracer wurde die Hintergrundkonzentration für die jeweiligen Messparameter (Uraninkonzentration und elektrische Leitfähigkeit) erhoben.

2.4 Messaufstellung

Die Fluorometersonden wurden im abstromigen Freiwasserbereich der jeweiligen Gates in 9,25 und 12,75 m Tiefe unter GOK (Fensterbereiche) zur kontinuierlichen Datenerfassung von eventuell auftretenden Uranin-Peaks fix angebracht.

Die Messung der elektrischen Leitfähigkeit zur Ermittlung der Abstandgeschwindigkeit bzw. des korrekten hydraulischen Gradienten erfolgte aufgrund von in Punkt 2.2.2 genannter Gründe möglichst im liegenden Aquiferbereich. Die Messpositionen der Sonden wurden während des Versuchs nicht verändert.

3 ERGEBNISSE

3.1 Überprüfung der Verweilzeit

Gemäß dem Bauwerk zugrundeliegenden Grundwassermodell beträgt die Filtergeschwindigkeit durch die Gates durchschnittlich rund 1,2 m/d. In den Gates (Abstand zwischen Tracerzugabe und Messpunkt ca. 1,5 m) sollte eine Feststellung des eingeleiteten Tracers NaCl somit rund 25 – 30 Stunden nach Tracerzugabe erfolgen.

Zu Beginn der Einspeisung der konzentrierten Salzwasserlösung lag die Leitfähigkeit im gesamten Aquiferbereich bei rund 1.000 µS/cm. Rund 15 – 20 Stunden (mit Ausnahme von einigen Gates länger bzw. kürzer) nach Tracerzugabe (konzentrierte Kochsalzlösung) konnte ein Anstieg der Leitfähigkeit auf bis zu mehreren Tausend µS/cm gemessen werden (abhängig von der Strömungsgeschwindigkeit).

Aus dem Zeitintervall zwischen Salzzugabe und Beginn des Konzentrationsanstiegs kann die Abstandsgeschwindigkeit zwischen Zu- und Abstrom des Gates abgeleitet werden. Diese beträgt im Mittel rund 2,5 m/d.

In Abb. 4 ist beispielhaft die kontinuierlich gemessene Salzkonzentration (abstromig) ersichtlich.

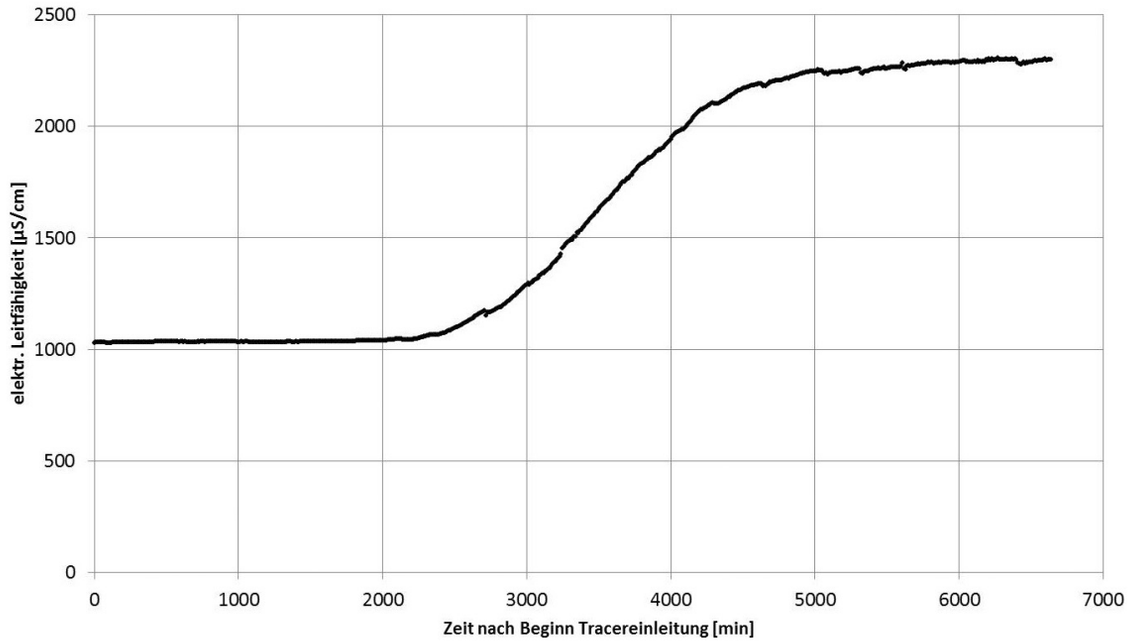


Abb. 4: Anstieg der elektrischen Leitfähigkeit nach Tracerzugabe in einem Gate (n = 667 Werte, Messzeitintervall: 10 min).

3.2 Überprüfung hinsichtlich einer korrekten Gate-Durchströmung

Mit Ausnahme eines Gatebauwerkes konnte mittels eingesetztem Lichtleiter-Fluorometer eine vollständige Tracerretention auf Anhieb festgestellt werden.

Die Auswertung der Fluorometerdaten an einem Gate zeigten hinsichtlich Uraninkonzentration im Abstrombereich länger andauernde Peaks, die mit größerer zeitlicher Verzögerung eintraten.

Da von Undichtigkeiten ausgegangen werden musste, wurden als mögliche Fehlerursache zwei Szenarien in Erwägung gezogen:

- eine unzureichende Verweilzeit des Tracers in der Aktivkohle aufgrund von Wegigkeiten oder
- eine Unterspülung des Gates aufgrund von baugrundbedingten Umständen bei dessen Errichtung (Im Zuge der Errichtung wurde zwischen Stauer und Bodenplatte eine labile Bodenschicht angetroffen. Um ein Unterspülen des Gates im Zuge der Errichtung zu verhindern wurde zustromseitig eine Dichtbetonschürze (mittels Hochdruckbodenvermörtelung) eingebracht. Diese dürfte den nötigen Abdichtungseffekt nicht erfüllt haben.).

Zur Erhebung der potentiellen Undichtigkeit wurden drei Pegel (zwei im Abstrom sowie einer im Zustrom) abgeteuft. In einem Folgeversuch erfolgte die Tracerzugabe (Uranin) nicht mehr in dem zustromigen Freiwasserbereich, sondern in dem dafür errichteten Grundwasserpegel (zustromseitig). Der Tracer konnte somit in einem Teufenbereich zwischen der Bodenplatte des Gates und dem geologischen Stauer eingebracht werden. Zusätzlich zu den im abstromigen Freiwasserbereich angebrachten Lichtleitern, wurden zwei weitere in den dafür errichteten abstromigen Grundwasserpegeln eingebracht um eine allfällige Unterströmung des Gates messtechnisch nachweisen zu können.

Das Ergebnis des Folgeversuchs zeigte einen signifikanten Anstieg des Fluorometersignals in einem abstromigen, für den Versuch errichteten Pegel (vgl. Kanal B in Abb. 5). Durch dieses Messergebnis war von einer Unterströmung des Bauwerkes auszugehen (vgl. Abb. 5).

Infolgedessen wurden zusätzliche Abdichtungsmaßnahmen mittels Hochdruckbodenvermörtelung (HDBV) abstromseitig vorgenommen.

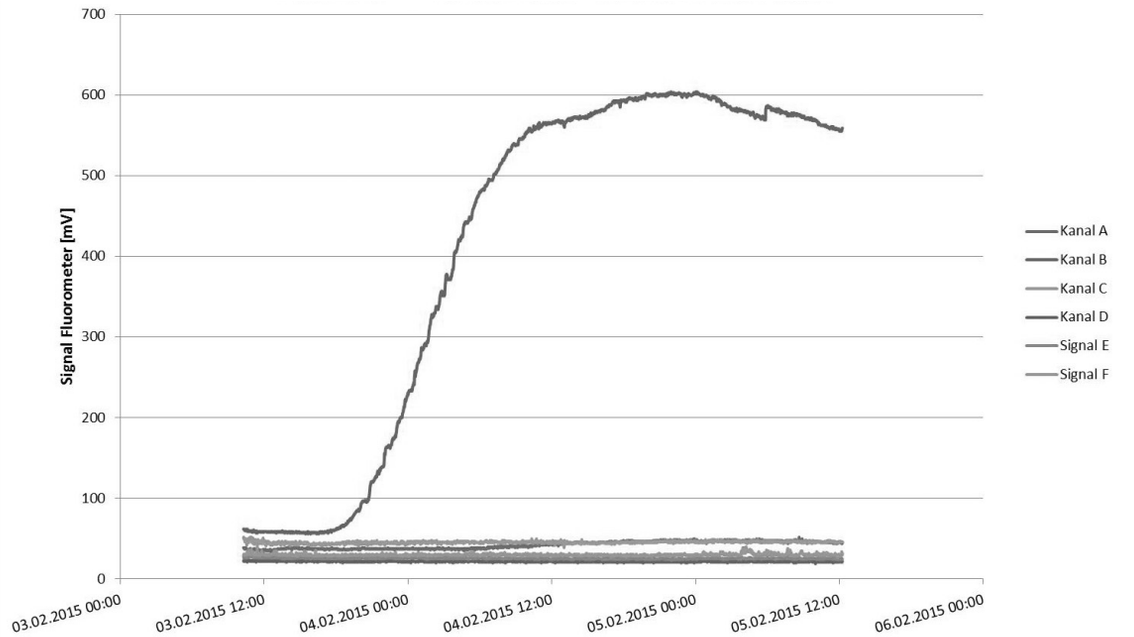


Abb. 5: Signal der Fluorometerkanäle (Kanal A: Bohrloch 1, Kanal B: Bohrloch 2, Kanal C-F: Freiwasserbereich Abstrom Gate; Messzeitintervall: 1 min, n = 2997 Werte/Kanal).

Zur Überprüfung der Wirksamkeit der Abdichtungsmaßnahme erfolgte ein wiederholter Tracerversuch mittels Uranin, bei dem keine signifikanten Auffälligkeiten hinsichtlich einer neuerlichen erhöhten Uraninkonzentration im Abstrombereich festgestellt werden konnten.

4 ZUSAMMENFASSUNG UND SCHLUSSFOLGERUNG

Mittels der eingesetzten Verfahrensmethodik konnten nachstehende Gegebenheiten festgehalten werden:

- An 11 von 12 Gates konnte auf Anhieb ein ordnungsgemäßer Funktionsnachweis erbracht werden und
- an einem Gate konnte die nicht ordnungsgemäße Funktion anhand der Tracermessungen (Uranin) detektiert werden. Als Ursache hierfür konnte eine Nicht-Einbindung des Gates in den geologischen Stauer ermittelt werden. Im Anschluss einer bautechnischen Abdichtung (HDBV) konnte mittels wiederholt durchgeführter Versuchskonstellationen die Wirksamkeit der Adaptierungsmaßnahme nachgewiesen werden.

Mit der eingesetzten Verfahrensmethodik konnte eine einwandfreie Funktion aller Gates hergestellt und nachgewiesen werden, sodass schlussendlich seit Jänner 2015 ein ordnungsgemäßer Betrieb der Sicherungsmaßnahme „Funnel & Gate“ erfolgt.

LITERATUR

Käss, W. (2004) *Geohydrologische Markierungstechnik, Lehrbuch der Hydrogeologie,* Band 9, 2. überarbeitete Auflage, Berlin-Stuttgart, Germany: Gebrüder Borntraeger Verlag.

ÖWAV (2007) *ÖWAV Regelblatt 214*, Markierungsversuche in der Hydrologie und Hydrogeologie.

Sachverständigenbüro für Boden + Wasser GmbH (2009) *Sanierungsvariantenstudie zu Erlangung von Fördermitteln nach UFG für die Altlast „Kokerei Linz“.*

Umweltbundesamt (2009) *Altstandort „Kokerei Linz“, Gefährdungsabschätzung und Prioritätenklassifizierung* (§13 und §14 Altlastensanierungsgesetz).

ISCO und ISBR – Effiziente In-Situ Technologien zur Sanierung von LCKW-Schäden

E.-H. Ruiter, H.-G. Edel & T. Meyer
Züblin Umwelttechnik GmbH, Stuttgart, Deutschland

KURZFASSUNG: Die In-situ Chemische Oxidation (ISCO) zählt zusammen mit der In-situ Biologischen Reduktion (ISBR) und der In-situ Biologischen Oxidation (ISBO) zu den am häufigsten eingesetzten In-situ Sanierungstechnologien. Die In-situ Verfahren ISCO und ISBR werden schon seit mehr als 20 Jahre erfolgreich und effizient eingesetzt. Auch die Züblin Umwelttechnik GmbH hat seitdem zahlreiche In-situ-Sanierungen in Deutschland, Frankreich, Italien und in der Schweiz durchgeführt. Diese Verfahren haben sich inzwischen am europäischen Sanierungsmarkt fest etabliert (Edel 2010). Erstmalig konnten im Jahre 2014 die Sanierungsverfahren ISCO und ISBR kombiniert auf einem ehemaligen Produktionsstandort der metallverarbeitenden Industrie zur Quellensanierung eines LCKW-Grundwasserschadens großtechnisch eingesetzt werden. Schon nach 19 Monaten Sanierungsaktivtäten wurde im Rahmen einer Zwischenbilanz ein erheblicher Sanierungserfolg nachgewiesen. Bei dieser Maßnahme konnten umfassende Erkenntnisse und Erfahrungen für nachfolgende Projekte gesammelt werden. Im Rahmen des Beitrags werden die Grundlagen sowie die wesentlichen Voraussetzungen für eine erfolgreiche Anwendung der In-situ Chemischen Oxidation und der In-situ Biologischen Reduktion erläutert.

1 EINLEITUNG

1.1 Funktionsprinzip ISCO

Das Funktionsprinzip der In-situ Chemischen Oxidation (ISCO) beruht darauf, geeignete Oxidationsmittel in den Untergrund einzubringen und so zu verteilen, dass diese auf die vorhandenen Schadstoffe treffen (Abb. 1).

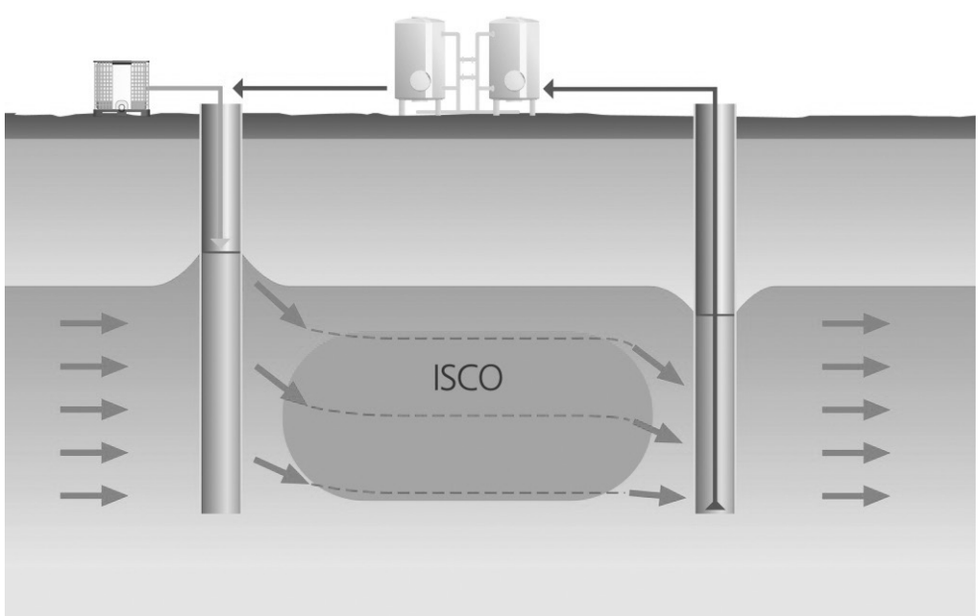


Abb. 1: ISCO - In-situ Chemische Oxidation, Verfahrensprinzip.

Nur wenn das Oxidationsmittel mit dem Schadstoff in Kontakt kommt, ist eine chemische Reaktion möglich und die Schadstoffe lassen sich in-situ rasch und vollständig oxidieren.

Das ISCO-Verfahren eignet sich vor allem zur Quellensanierung mit Schadstoffen im mittleren bis höheren Konzentrationsbereich, für größere DNAPL- oder LNAPL-Pools ist es ungeeignet. Ein besonderer Vorteil von ISCO gegenüber herkömmlichen Verfahren besteht darin, dass sich die Sanierungsdauer durch die rasche Zerstörung der Schadstoffe beträchtlich verkürzen lässt, was häufig zu Kosteneinsparungen führt.

1.1.1 Praxisrelevante Oxidationsmittel

In der Sanierungspraxis werden vor allem Permanganat und Persulfat als Oxidationsmittel eingesetzt, in bestimmten Fällen auch Fenton's Reagens. In der Tab. 1 ist dargestellt, welche Schadstoffe sich mit diesen Oxidationsmitteln zerstören lassen. Diese reagieren allerdings nicht nur spezifisch mit diesen Schadstoffen, sondern ganz allgemein mit oxidierbaren Verbindungen, wie sie auch natürlich in der Bodenmatrix vorkommen. Dabei wird Fe^{2+} zu Fe^{3+}, Mn^{2+} zu Mn^{4+} und S^{2-} zu S(0) oder SO_4^{2-} oxidiert, Huminstoffe werden entfärbt. Der Bedarf an Oxidationsmittel hängt daher nicht nur von den Schadstoffen, sondern auch von der Art des Bodens ab. Der englische Fachbegriff für Bodenoxidationsmittelbedarf lautet SOD (soil oxidant demand). Größere Massen an Böden mit einem sehr hohen SOD können durch ISCO nicht wirtschaftlich saniert werden.

Tab. 1: Oxidierbarkeit von Schadstoffen (verändert nach Huling & Pievetz 2006).

Schadstoff	Permanganat	Peroxodisulfat	Peroxodisulfat, aktiviert	Fenton's Reagens
Chlorierte Ethene	++	+	++	++
KW	+	+	++	++
BTEX	+	+	++	++
Benzol	-	+	+ / ++	++
PAK	+ / ++	+	+ / ++	+ / ++
MTBE	+	- / +	++	+ / ++

++ sehr gut + gut - kaum.

1.2 Funktionsprinzip ISBR

Das Funktionsprinzip der In-situ Biologischen Reduktion (ISBR) beruht auf einem ähnlichen Verfahren wie dem ISCO-Verfahren. Geeignete Cosubstrate (Kohlenstoffträger corg) müssen in den Untergrund eingebracht und verteilt werden, um den aeroben-reduktiven meist cometabolischen Schadstoffabbau zu stimulieren (Abb. 2). Nur wenn ein eingegebenes Cosubstrat, welches im Untergrund als Elektronendonador dient, mit dem Schadstoff in Kontakt tritt, lassen sich die chlorierten Ethene reduktiv durch das stimulieren bestimmter Mikroorganismen (Dechlorierer) abbauen. Das ISBR-Verfahren eignet sich vor allem bei Schadstoffen im schwachen bis mittleren Konzentrationsbereich.

Bei der anaerob-reduktiven Dechlorierung von LCKW werden Perchlorethen (PCE) und Trichlorethen (TCE) über die Zwischenprodukte cDCE und Vinylchlorid (VC) zu den dehalogenierten Endprodukten Ethen bzw. Ethan umgesetzt (Abb. 3).

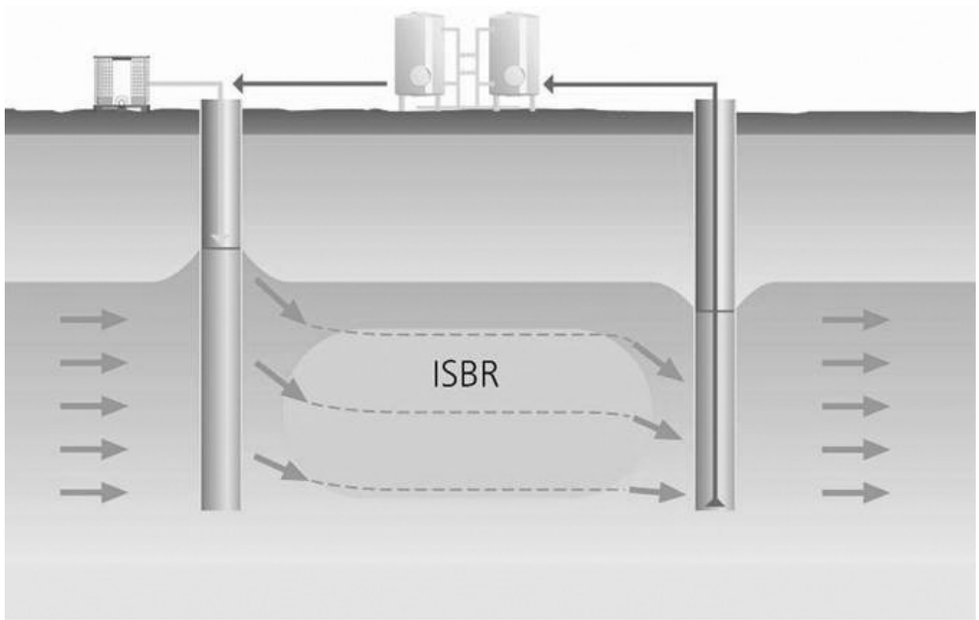


Abb. 2: ISBR – In-situ Biologische Reduktion, Verfahrensprinzip.

Für den anaeroben Abbau werden Wasserstoff oder Acetat als Elektronendonoren benötigt, die in der Regel aus der Fermentation komplexerer organischer Cosubstrate hervorgehen (Schmidt & Tiehm 2011).

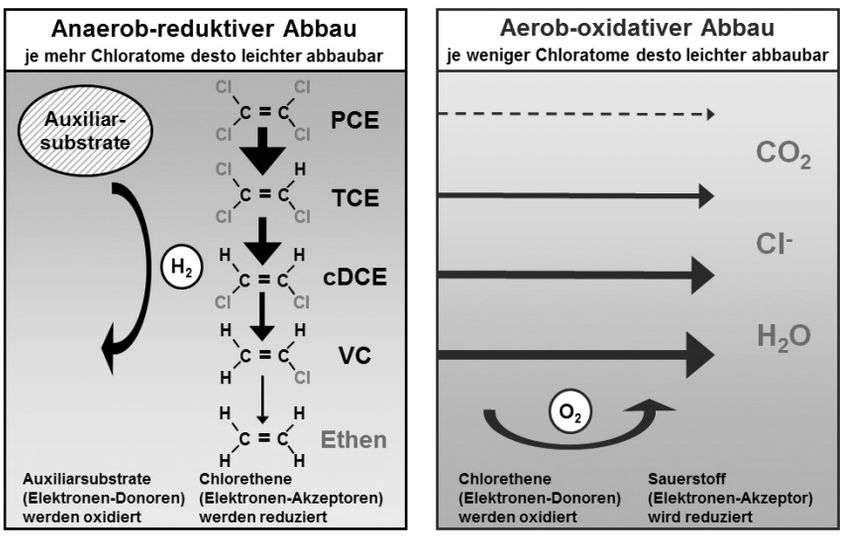


Abb. 3: Abbauschema Chlorethene (Schmidt & Tiehm 2011), TZW Karlsruhe.

1.3 Weitere wesentliche Anwendungskriterien

Neben dem Schadstoffspektrum und dessen Konzentrationen sind die Geologie, Hydrogeologie und Hydrochemie eines Standorts weitere wesentliche Kriterien für eine erfolgreiche Anwendung der In-situ-Verfahren.

1.3.1 Geologie

Wie bei den meisten In-situ Technologien hat die Durchlässigkeit des Untergrunds bzw. der schadstoffbelasteten Bereiche einen entscheidenden Einfluss auf die Erfolgsaussichten des Verfahrens. Ideal sind naturgemäß homogen aufgebaute, gut durchlässige Böden. Ist der Untergrund jedoch wenig durchlässig, ist die Anwendung von ISCO und ISBR limitiert.

1.3.2 Hydrogeologie

ISCO und ISBR werden in erster Linie in der wassergesättigten Bodenzone angewandt.

1.3.3 Geochemie

Liegt ein oxidierendes Milieu im Untergrund vor, so ist das günstig für eine ISCO-Anwendung. Bei einem reduzierenden Milieu ist mit einem erhöhten Verbrauch an Oxidationsmittel zu rechnen. Bei der Oxidation von LCKW entsteht Salzsäure, die bei Böden mit geringer Pufferkapazität zu einer Absenkung des pH-Werts führt. Im weiteren Abstrom kommt es in den meisten Fällen wieder zu einer Angleichung an den ursprünglichen pH-Wert. Der natürliche Organikgehalt eines Bodens wirkt sich ebenfalls auf den Verbrauch an Oxidationsmittel aus. Böden mit sehr hohem Anteil an Organik, wie beispielsweise Torfböden, lassen sich mit ISCO nicht wirtschaftlich sanieren. Ist hingegen bereits ein reduktives Milieu im Untergrund vorhanden, kann das ISBR-Verfahren vorteilhaft eingesetzt werden. Durch die Zugabe von Cosubstrat kann rasch ein sulfatreduzierendes bzw. methanogenes Redoxmilieu eingestellt werden, um die im Aquifer vorhandenen Dechlorierer zum Schadstoffabbau zu stimulieren.

1.4 Wie kommt die Chemikalie zum Schadstoff

Die Chemikalien werden in der Regel über Lanzen oder Brunnen in den Aquifer injiziert. Bei gut durchlässigen Böden erfolgt die Injektion nahezu drucklos, bei gering durchlässigen Böden ist eine Eingabe unter Druck sinnvoll. In bestimmten Fällen können die Chemikalien auch durch Soil-Mixing mit dem schadstoffbelasteten Untergrund vermischt werden. Die Injektion kann je nach standortspezifischen Bedingungen und technisch-wirtschaftlichen Aspekten in einzelnen Kampagnen oder kontinuierlich erfolgen. Der Transport des injizierten Oxidationsmittels oder des Cosubstrats zum Schadstoff kann entweder rein passiv mit der vorhandenen Grundwasserströmung erfolgen oder zielgerichtet mittels eines aktiven hydraulischen Pumpregimes. Grundwasserzirkulationssysteme (GZS) stellen eine besonders effiziente Methode dar, Oxidationsmittel oder Cosubstrat über den gesamten Aquifer sowohl in horizontaler als auch in vertikaler Richtung zu verteilen (Abb. 4). Der Einsatz von GZS erfordert jedoch einen homogen aufgebauten Aquifer, dessen Mächtigkeit mehrere Meter aufweisen sollte.

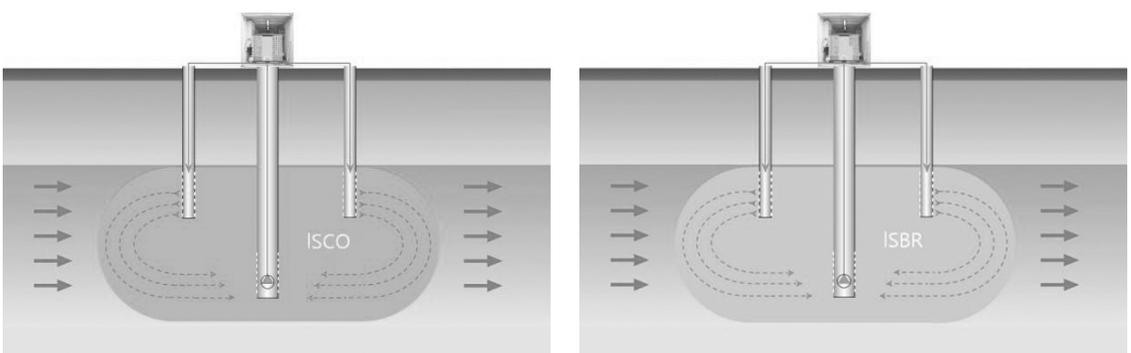


Abb. 4: Grundwasserzirkulationssystem (GZS) zur Verteilung von Chemikalien im Aquifer.

1.5 Aktuelles Praxisbeispiel – eine ehemalige Silberwarenfabrik

Auf dem Standort der ehemaligen Silberwarenfabrik in Bremen wurden auf einer Fläche von ca. 12.000 m² massive Verunreinigungen durch leichtflüchtige chlorierte Kohlenwasserstoffe (LCKW) mit Konzentrationen bis ca. 85.000 µg/l festgestellt, die in der gesättigten Bodenzone bis in einer Tiefe von ca. 20 m unter Geländeoberkante reichen. Nach dem begrenzten Erfolg konventioneller Sanierungsmethoden war klar, dass sich dieser massive Grundwasserschaden aus technisch-wirtschaftlichen Gründen nur mit innovativen Verfahren sanieren lässt. Die Züblin Umwelttechnik GmbH kombiniert dort erstmalig die beiden Sanierungstechnologien In-situ Chemische Oxidation (ISCO) und In-situ Biologische Reduktion (ISBR) (Abb. 5). Bereits nach ca. einem Drittel der Projektlaufzeit von 19 Monaten, hat sich die Effizienz der Sanierungsmaßnahme bestätigt und zeigt das große Potenzial dieser Technologie auf.

Abb. 5: Kombinierte ISCO/ISBR-Sanierung - ehemalige Silberwarenfabrik, Bremen.

Die bisher vorliegenden Ergebnisse zeigen, dass das kombinierte ISCO/ISBR- Sanierungsverfahren nicht nur technisch funktioniert, sondern auch überaus effizient arbeitet (Abb. 6 u. 7). Die GZS eignen sich zum Transport und zur Verteilung der injizierten Reagenzien Permanganat und Melasse, wobei der Wirkungsradius bei 18 – 20 m liegt. Die sehr hohen LCKW-Gehalte konnten durch das ISCO-Verfahren bereits weitgehend reduziert werden.

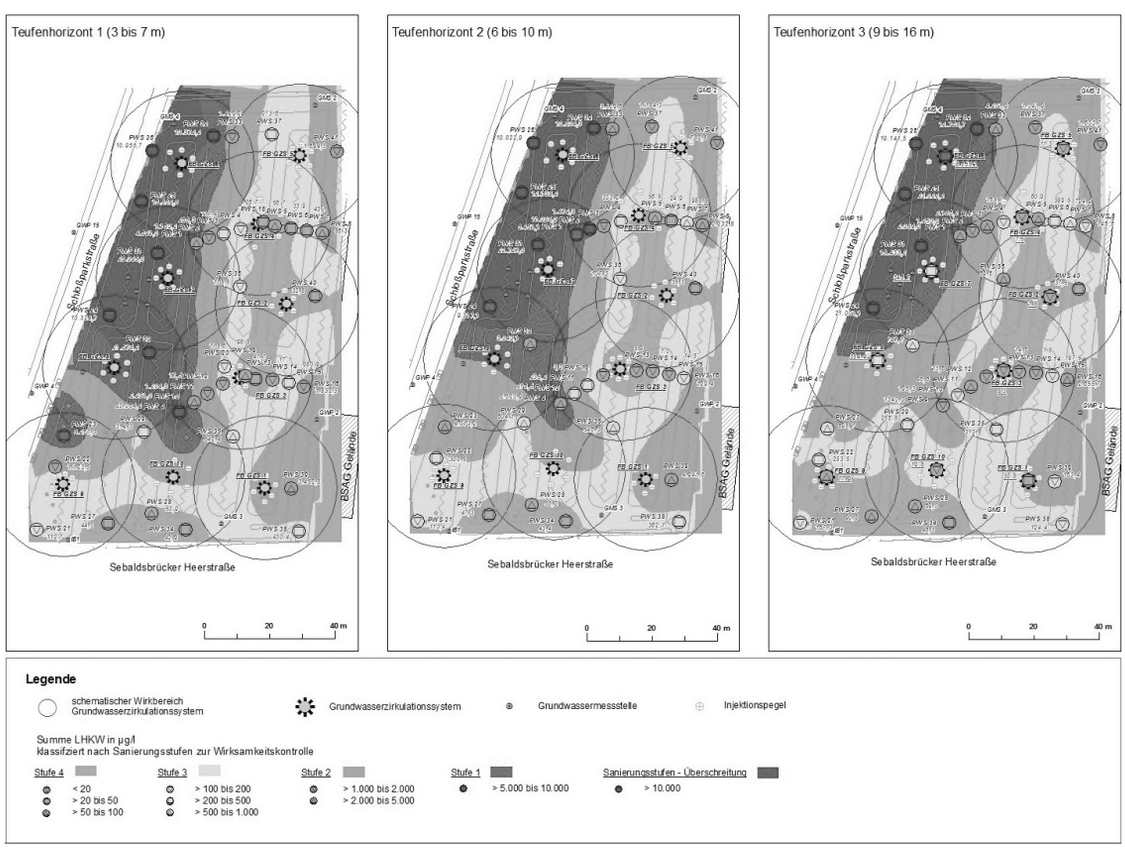


Abb. 6: LCKW-Konzentration in drei Tiefen vor Sanierungsbeginn.

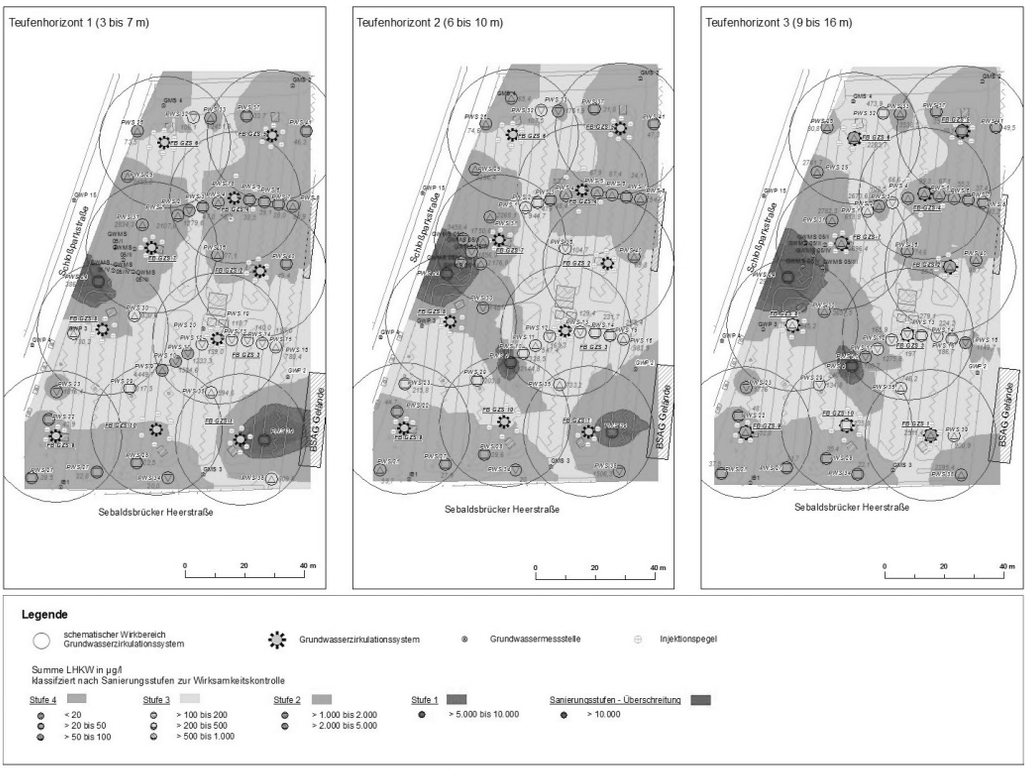


Abb. 7: LCKW-Konzentration in drei Tiefen nach t = 19 Monaten.

Dort wo das ISBR-Verfahren eingesetzt wird, konnte ebenfalls eine signifikante Abnahme der LCKW-Gehalte registriert werden. Dies korreliert mit der Ausbildung sulfatreduzierender Redoxbedingungen bei einem stabilen pH-Wert von 6 – 7. Ethen, das als Indikator für die vollständige reduktive Dechlorierung dient, konnte ebenso nachgewiesen werden, wie die dafür erforderlichen Mikroorganismenstämme Dehalococcoides sp.

2 SCHLUSSFOLGERUNG BZW. ZUSAMMENFASSUNG

Die In-situ Chemische Oxidation und die In-situ Biologische Reduktion sind effiziente Sanierungstechnologien, die sich in der Praxis bewährt haben und in ganz Europa angewandt werden. ISCO ist vor allem zur Quellensanierung für mittel- bis hochbelastete Schadstoffbereiche geeignet. Das ISBR-Verfahren ist vorzugsweise für schwach bis mittelbelastete Schadstoffbereiche einsetzbar. Die erfolgreiche Anwendung der In-situ-Verfahren bedarf zunächst einer detaillierten Standortuntersuchung, die eine möglichst detaillierte Kenntnis der Untergrundverhältnisse und der räumlichen Verteilung der Schadstoffe liefert. Feldversuche zur Überprüfung der Sanierungseffizienz sind vor allem dann empfehlenswert, wenn keine optimalen Bedingungen für ISCO oder ISBR vorliegen oder besondere Anforderungen an den Sanierungserfolg gestellt werden. Schließlich ist ein gehöriges Maß an technisch-wirtschaftlichem Know-how sowie umfassende Erfahrung mit den In-situ-Verfahren eine unabdingbare Voraussetzung für die erfolgreiche Anwendung und die daraus folgende Sanierung.

LITERATUR

Edel, H.-G., Kleffel, G. & Sieg, C. (2010) Praxisbeispiele ISCO, in: *VEGAS-Kolloquium 2010*, In-situ-Sanierung -Stand und Entwicklung Nano und ISCO- Hrsg. Koschitzky, Braun, Mitteilungen Heft 195, Institut für Wasserbau, Universität Stuttgart 2010, ISBN 978-3-933761-99-6, 33-40.

Schmidt, K.R. & Tiehm, A. (2011) Natural attenuation am Chlorethen-Standort Frankenthal: Bedeutung des sequentiell anaerob-aeroben Bio-Abbaus. *Altlasten Spektrum,* 05: 212-219.

Tiehm, A. & Schmidt, K.R. (2011) Sequential anaerobic/aerobic biodegradation of chloroethenes - aspects of field application. *Curr. Opin. Biotechnol.* 22(3): 415-421.

Voruntersuchungen zur in situ Sanierung der Altlast W26

B.T. Bogolte, R. Philipp, M. Brandstätter & H-P. Weiss
TERRA Umwelttechnik GmbH, Wien, Österreich

KURZFASSUNG: Für den vorliegenden Kohlenwasserstoffschaden der Altlast W26 ÖBB-Frachtenbahnhof Wien Nord-Bereich Werkstätte wurde anhand einer Variantenstudie eine in situ Sanierung als zielführende Maßnahme eruiert.
Die kontaminiert Fläche beträgt rund 6.000 m² und betrifft die ungesättigte als auch die gesättigte Bodenzone.
Aufgrund der Heterogenität des Untergrundes und des begrenzten Zeitbudget zur Sanierungsumsetzung wurden Vorversuche (Labor, in situ) durchgeführt um maximale Planungssicherheit in der Umsetzung zu gewährleisten.
Neben der Wirksamkeit der geplanten Maßnahmen sollen vor allem Antworten auf die Fragen der Sanierungsdauer, Abbaugrenzen, Milieubedingungen sowie Dimensionierung der Sanierungstechnologien erarbeitet werden.

1 EINLEITUNG

Eine seit Jahrzehnten mit Diesel penetrierte Fläche soll während nur drei Jahren in situ saniert werden um die Austragung aus dem Altlastenkataster in dieser Zeit zu erreichen. Aus diesem Grunde wurde nach einer Variantenstudie eine Kombination von in situ Verfahren gewählt. Es soll vorab eine Bodenspülung rasch hohe Konzentrationen bis hin zu flüssiger Phase – kombiniert mit einer pump and treat Maßnahme – aus der ungesättigten Zone entfernen. Nachfolgend soll eine Kombination aus Biosparging und -venting die Belastungen in der gesättigten und ungesättigten Zone auf ein behördenvertratbares Maß senken.

Als Dimensionierungsannahme wurde von etwa einem Jahr für Bodenspülung und Phasenabzug ausgegangen und von etwa zwei Jahren für die biologischen Maßnahmen. Um diese sehr knappen Annahmen bestmöglich auch im Feld umsetzen zu können war es nötig für die Spülung und den Phasenabzug die Anzahl der nötigen Porenvolumenaustäusche, sowie den dadurch erreichbaren Bodenzustand abzuschätzen. Für die biologischen Maßnahmen war es nötig eventuelle limitierende Faktoren zu ermitteln und die tatsächlich im Feld erwartbare Abbaugeschwindigkeit zu kennen. Auch der erreichbare Endzustand nach dieser Maßnahme war ein relevanter Parameter. Zusätzlich wurden noch Reichweitenversuche zu den einzelnen Verfahren für die optimale Feldumlegung und das Spacing der Bodenorgane wie Pegel und Brunnen zu ermitteln.

2 METHODEN

2.1 Laborversuche

2.1.1 Biologische Atmungsaktivität

Die Effektivität einer mikrobiologischen Sanierung von organischen Schadstoffen hängt generell von den Milieubedingung für den mikrobiellen Aufwuchs sowie von der Beschaffenheit des autochthonen Mikroflora selbst ab. Eine Kennzahl für die Untersuchung dieser beiden untereinander in Wechselwirkung stehenden Faktoren ist die biologischen Atmungsaktivität, der sogenannte AT4. Hierbei steht die Aktivität eines mikrobiellen Konsortiums im direkten Zusammenhang mit dem Sauerstoffverbrauch, der definitionsgemäß innerhalb von vier Tagen aufgrund

der metabolischen Zersetzung von organischen Substraten durch die Mikroorganismen entsteht. Der Test wird an Bodenmaterial vorgenommen, das direkt aus Probebohrungen aus den relevanten Bereichen einer Sanierungsfläche stammt. Durch Zugabe von Nährstoffen, mikrobiell verwertbaren Substraten, Inokulation mit Bakterienstammlösungen und vielen weiteren Faktoren, können anhand des Ausmaßes der Atmungsaktivität vorhandene Limitierung bestimmter Milieubedingungen identifiziert werden. Im Rahmen der Voruntersuchungen der W26 wurde hierfür die unbehandelten Proben gemessen, sowie nach Zugabe von Nährstoffen (NPK) und Glukose (Glu) als verwertbares Substrat parallel betrachtet. Abb. 1 zeigt den Verlauf dieser Versuchsvariationen bei einer exemplarischen Probe. Insgesamt konnten überwiegend stark ausgeprägte Atmungsaktivitäten schon bereits für die unbehandelten Bodenproben beobachtet werden. In beiden Fällen war keine wesentliche Förderung der mikrobiellen Aktivität nach Applikation von Nährstoffen zu verzeichnen, woraus auf eine zumindest für die initiale Wachstumsphase ausreichende Nährstoffverfügbarkeit vor Ort geschlossen werden konnte.

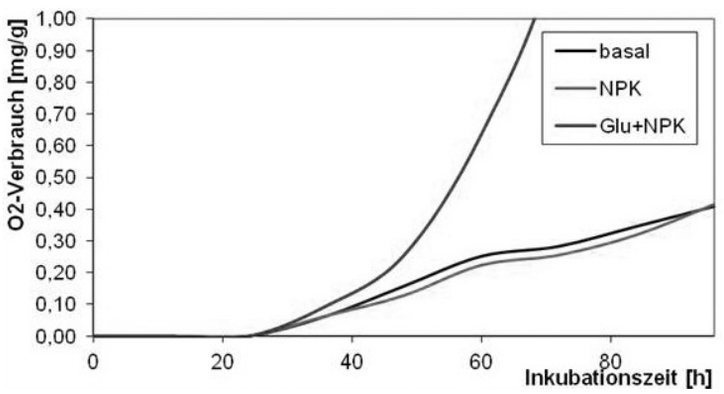


Abb. 1: Entwicklung Sauerstoffzehrung im AT4-Test.

2.1.2 Biologischer Schadstoffabbau

Zur Abschätzung der biologischen Abbaubarkeit der Kontaminationen wurden Abbauversuche an standorteigenem Bodenmaterial durchgeführt. Damit konnte sowohl eine Beurteilung der Abbaukinetik, also der zeitlichen Dimension des Abbaus, als auch die Abbaugrenze der Schadstoffe angestellt werden. Hierfür kam ein Suspensionsversuch in Anlehnung an den ÖVA Leitfaden "Bio Sparging" zum Einsatz. Dieses Testverfahren liefert einerseits schnell Ergebnisse (nach ca. 2 bis 3 Monaten) und bietet relativ standardisierte Versuchsbedingungen mit geringer Fehleranfälligkeit. Für einen Suspensionsversuch wird in offenen Gläsern Bodenmaterial mit Wasser in etwa im Verhältnis 1:2 gemischt und ggf. Nährstoffe zugefügt. In Abhängigkeit der geplanten Dauer des Versuchs wird ein ganzes Set solcher Bodensuspensionen angesetzt und auf Schüttlern platziert, welche für eine permanente Luftsauerstoffzufuhr sorgen. In regelmäßigen zeitlichen Abständen werden davon mindestens 3 bis 5 Bodensuspensionen einer Probe entnommen und ihr Schadstoffgehalt analytisch bestimmt. Übliche Zeiträume sind dabei 2, 4 und 8 Wochen, bzw. ggf. längere Zeiten, abhängig von der beobachteten Kinetik. Als Ergebnis wurden für die W26 Abbaukurven erhalten, welche in Abb. 2 dargestellt sind. Abgebildet sind die Verläufe für Proben aus unterschiedlichen Bereichen des Sanierungsfelds mit variierenden Ausgangskonzentration über die verschiedenen Analysezeitpunkte. Die ausgewählten Proben zeigten eine steil abfallende Abbaukinetik schon innerhalb der ersten zwei Behandlungswochen was ein Indiz für eine schnelle Adaption des aeroben mikrobiellen Konsortiums und dessen exponentiellem Wachstums darstellte. Im weiteren Versuchsverlauf konnten annähernd alle Proben spätestens nach 12 Wochen Behandlungsdauer mittlere KW-Konzentrationen von rund 500-1.000 mg/kg erreichen. Die zu diesem Zeitpunkt nur noch sehr flach verlaufende Abbaukinetik ließ dort ein Verfügbarkeitslimit der Schadstoffe vermuten. Lediglich bei den sehr hoch kontaminierten Proben konnte nach 12-wöchiger Versuchsdauer diese Abbaugrenze nicht erreicht werden. Die Abbaukinetik dieser Proben ließen jedoch bei weiter fortschreitender Behandlungsdauer das Erreichen von KW-Konzentrationen unterhalb 1.000 mg/kg prognostizieren.

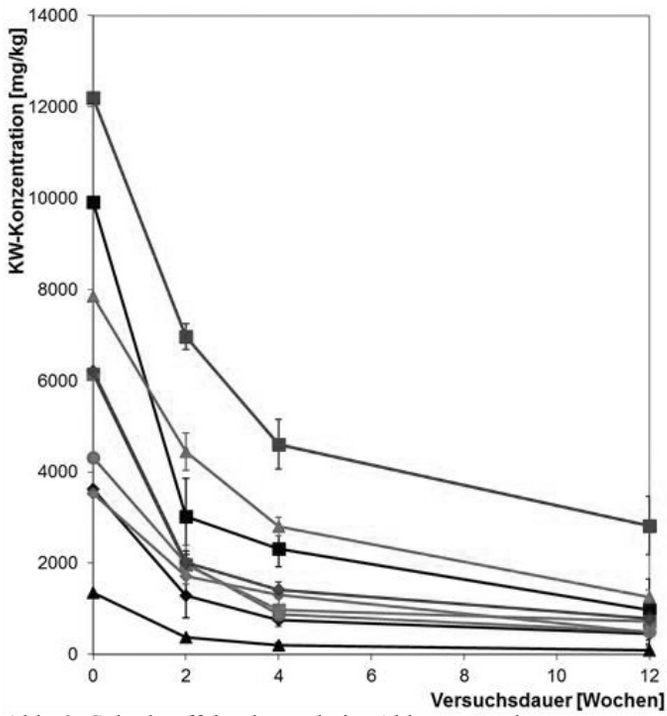


Abb. 2: Schadstoffabnahmen beim Abbauversuch.

2.2 In situ Versuche

2.2.1 Venting- & Respirationsversuch

In der Regel erfolgt an den meisten Standorten keine ausreichende natürliche Nachlieferung von Sauerstoff in den Untergrund, zumal wenn die Kontamination bis in tiefere Bodenbereiche vorgedrungen ist. Diese Limitation wird meist durch eine in situ Be- bzw. Entlüftung der ungesättigten Bodenzone, also einem sog. Venting behoben. Zur Überprüfung der Effizienz eines solchen Ventings wurde auf der W26 ein Venting- & Respirationsversuch durchgeführt. Die Respiration gibt dabei eine annähend unverfälschte Information über die direkt vor Ort herrschende mikrobielle Atmungsaktivität. Dieser Versuch kann gemäß des technischen Leitfadens "Bioventing" des ÖVA durchgeführt werden. Üblicherweise wird hierfür ein Belüftungspegel und mindestens ein Monitoringpegel (Abb. 3) im kontaminierten Bereich sowie ein weiterer im unkontaminierten Bereich als Referenzpegel benötigt.

Abb. 3: Monitoringpegel Bodenluft.

Vor Beginn des Versuchs wird das Sanierungsfeld durchgehend aerobisiert und das Ausgangsniveau der Gaskonzentrationen in der Bodenluft in allen Pegeln gemessen. Anschließend wird das Venting deaktiviert und die Abnahme der Sauerstoffkonzentrationen in Meßintervallen regelmäßig bestimmt. Auf der W26 wurden zu diesem Zweck drei Monitoringpegel im Abstand von 5, 10 und 15 m um einen Belüftungspegel platziert. Zunächst wurde das Versuchsfeld ca. 2 Monate zur Entwicklung eines aeroben mikrobiellen Konsortiums aerobisiert. Anschließend wurde die Belüftung deaktiviert und die Sauerstoffzehrung über 96 Stunden beobachtet (Abb. 4). Hohe anfängliche Sauerstoffkonzentrationen von etwa 15 bis 21 % zeigten eine ausreichende Sauerstoffversorgung der ungesättigten Bodenzone infolge des Ventings für alle gewählten Distanzen an. Die Respiration lag bei den beiden näheren Monitoringpegel mit ca. 3-4,5 %/Tag auf einem hohen Niveau. Lediglich der 15 m entfernte Monitoringpegel zeigte keine große Reaktivität. Aus den Belüftungs- und Zehrungsdaten wurde eine optimale Reichweite für die Ventingpegel ermittelt. Um eine hinreichende Überlappung der Belüftungsareale zu erreichen sowie eine gewisse Sicherheit in der Kontinuität der Sauerstoffversorgung zu gewährleisten, wurde der Abstand zwischen den Belüftungspegel für das spätere Sanierungsprojekt bemessen.

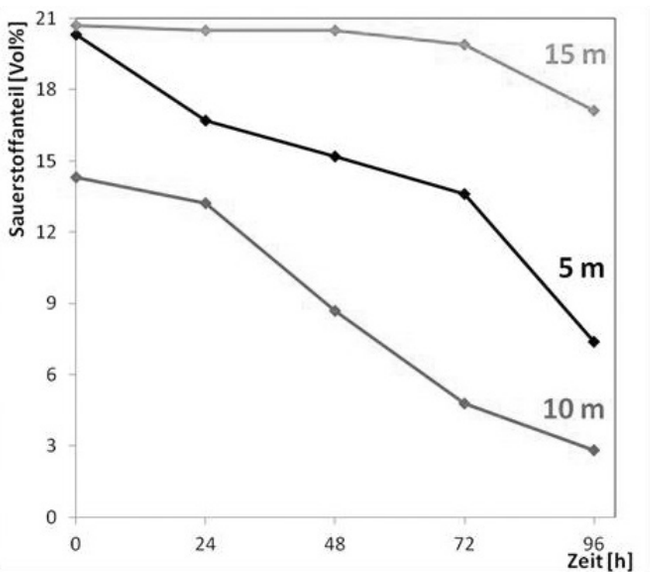


Abb. 4: Sauerstoffzehrung in Versuchsfeld.

2.2.2 Spargingversuch

Beim Biosparging wird das Grundwasser durch direkte Einblasung von Luft mit Sauerstoff angereichert und somit eine aerobe biologische Sanierung der gesättigten Bodenzone unterstützt. Die Reichweite bzw. der behandelbare Raum im Untergrund ist dabei im Wesentlichen abhängig von der geologischen Beschaffenheit des Bodens, der Einbringtiefe der Luft (zumeist durch den Stauer begrenzt) bzw. der Kontamination sowie der Menge an eingebrachter Luft. Je mehr Luft in den Untergrund gedrückt wird, umso mehr Porenraum wird beansprucht und umso breiter wird der direkt durch die Blasen beeinflusste Bereich um den Pegel. Dieser Ausbreitungswinkel nimmt nun zwar für unterschiedliche Böden recht typische Größen an, im Einzelfall können aber erhebliche Abweichungen vorliegen. Im Speziellen ist vor allem die Menge der in den Einzelpegel eingedrückten Luft von erheblicher Wichtigkeit. Da der Radius des Einzelbrunnens nicht linear sondern quadratisch in die gesamte Anzahl der benötigten Pegel eingeht, ist eine Ermittlung dieses Parameters durch Feldversuche notwendig.

Hierfür hat sich folgendes Vorgehen bewährt: Errichten oder Adaptieren eines Versuchsfeldes bestehend aus zumindest einem Einblaspegel und zumindest zwei Monitoringpegeln innerhalb der Reichweite des Spargingpegels. Dann erfolgt das Einblasen in den Spargingpegel und Beobachtung der Tiefe des Blaseneintritts in die Monitoringpegel mittels Brunnenkamera (siehe Abb. 5).

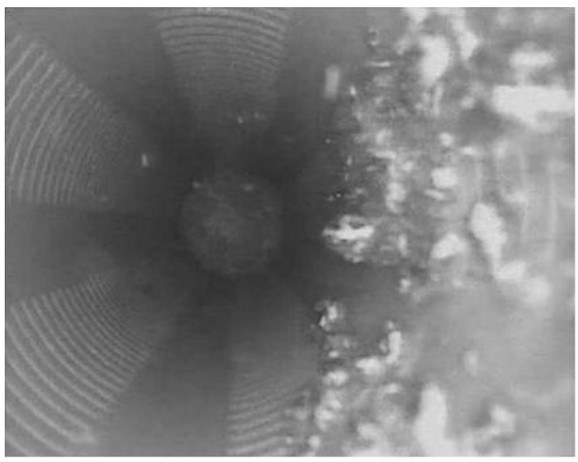


Abb. 5: Eintritt von Luftbasen in den Monitoringpegel.

Bei Variation der Einblasraten ergab sich für die W26 folgendes Bild (Abb. 6):

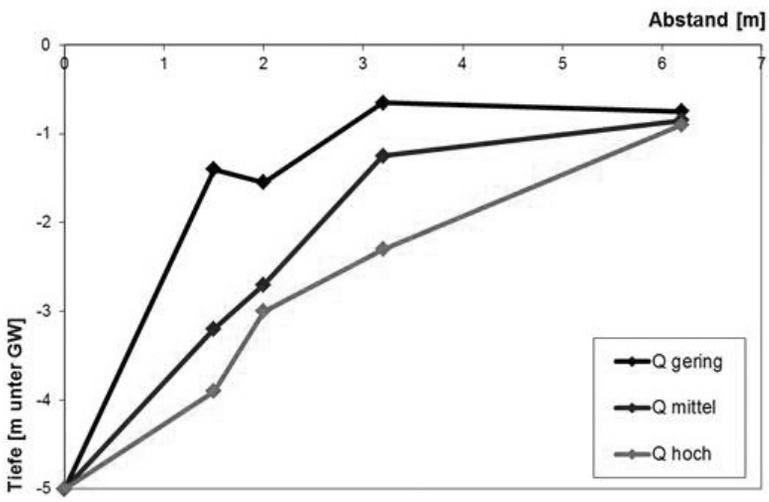


Abb. 6: Luftblasenausbreitung im Aquifer.

Daraus ließ sich leicht erkennen, dass sich in Brunnennähe die Einblaswinkel bei unterschiedlichen Einblasraten fast verdoppelten, während sich die Gesamtreichweite nur unwesentlich verändert hatte. Dies liegt am Effekt der sogenannten Sekundärwalze. In diesem Fall wurde die Wahl der Einblasmenge in direkter Abhängigkeit von der Eintauchtiefe der Kontamination unter den Grundwasserspiegel gewählt.

2.2.3 Bodenspülversuch

Mit dem Bodenspülversuch wird das Auswaschverhalten von organischen Kontaminationen aus der Bodenmatrix getestet, wie sie unter den Kornlagerungsbedingungen am Standort vorherrschen. Ziel ist dabei die empirische Ermittlung der Wasserpermeation (Mengen und zeitliches Ausmaß) sowie des Spüleffekts, welcher sich in der Verlagerung der Kontamination in Richtung Grundwasser äußert. Dies wird über die Entwicklung der Schadstoffkonzentration im Boden sowie über die Ausbildung einer Öl-Phase auf dem Grundwasser beobachtet. Auf der W26 wurde dafür ein Versuchsfeld mit einem Ausmaß von 5 x 5 m Seitenlänge eingerichtet (siehe Abb. 7).

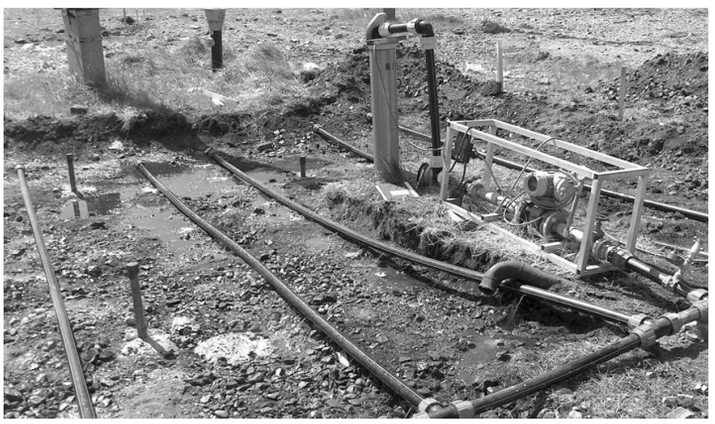


Abb. 7: Versuchsfeld der Bodenspülung.

Das Spülwasser wurde aus einem Förderbrunnen direkt auf der Fläche des Feldes entnommen und über Tropfleitungen oberflächlich versickert. Anhand von drei Probebohrungen, welche zu Monitoringpegeln ausgebaut wurden, wurde vor Beginn der Spülung die anfänglich Konzentration an Kohlenwasserstoffen im Boden analysiert. Dann erfolgte eine jeweils 3 wöchige Spülung mit drei unterschiedlichen Spülraten. Währenddessen wurde Wassersättigung des Bodens gemessen sowie die Entwicklung einer Öl-Phase in den Monitoringpegel beobachtet. Nach neun Wochen Betrieb und einen 30 maligen erzielten Porenvolumenaustausch, wurden erneut Probebohrungen durchgeführt, zur Aufnahme des Endzustands. Es konnten deutliche Phasenzunahmen und eine Verlagerung der Kontaminationen von den oberen Bodenbereichen zu den mittleren und unteren Niveau bis kurz über dem Grundwasser festgestellt werden. Reduktionen der Ursprungsbelastung von bis zu 80 % des Kontaminanten in der ungesättigten Bodenzone wurden erzielt.

Als Ergebnis konnte die Funktionsfähigkeit des Spülverfahrens am Standort nachgewiesen, die für den Betrieb benötigten Spülraten ermittelt und die zu erwartende Spüldauer prognostiziert werden.

3 FAZIT

Die Wirksamkeit bzw. Dauer der einzelnen Sanierungstechnologien wurden ermittelt und lassen so auch eine optimierte, kosteneffiziente Sanierungsumsetzung zu. Der Kontaminant ist sinnvoll rasch spülbar und kann danach ohne Zugabe von Nährstoffen ausreichend biologisch abgebaut werden. Es liegen keinerlei Limitationen vor welche einen Sanierungserfolg verhindern. Ebenso konnte eine wesentliche Reduktion der Ausgangsbelastung auf einen prognostizierbaren Endwert der Kohlenwasserstoffbelastung durch die geplanten biologischen Sanierungstechnologien ermittelt werden.

Die Parameter wie Pegelabstände, Belüftungs- bzw. Bodenspülmenge zur technischen Umsetzung im Anschluss der Vorversuche wurden bestimmt.

Durch die geleisteten Vorversuch sind gesichert erreichbare Sanierungsgrenzwerte ableitbar. Zusätzlich wird Umsetzungssicherheit, welche aus unserer Sicht unabdingbar ist, genauso gewonnen wie eine perfekte zeitliche Abstimmbarkeit der Verfahren aufeinander. Diese sollten vor allem auch vor dem Sanierungsbeginn mit den behördlichen Stellen diskutiert und vereinbart werden. Eine Implementierung in diesbezüglichen Regelwerken wird empfohlen.

Biologische in-situ Sanierung durch Belüftung (Bioventing)

K. Finsterwalder
Finsterwalder Umwelttechnik GmbH & Co. KG, Bernau a. Ch./ Hittenkirchen, Deutschland

H. Kraiger
GWU Geologie-Wasser-Umwelt, Salzburg, Österreich

KURZFASSUNG: Im Bereich des Bahnhofs Gmunden in Oberösterreich versickerten bei einem Rangierunfall 2007 60.000 kg Diesel im Untergrund. Auf Grundlage von Emissionsgrenzwertanalysen wurde ermittelt, dass sieben Jahre nach dem Unfall erste Dieselbestandteile durch vertikalen Stofftransport den Grundwasserleiter erreichen werden. Um dies abzuwenden, wurde die Wirksamkeit einer biologischen in-situ Sanierung durch Belüftung (Bioventing) mittels einer Emissionsgrenzwertanalyse mit positivem Ergebnis untersucht. Im Zentrum des Schadens ist eine Bodenluftmessstelle eingerichtet, über die täglich automatisch die Bodenlufttemperatur, sowie die Bodenluftbestandteile gemessen werden. Aus der Zusammensetzung der Bodenluft wird die biologisch abgebaute Menge an Diesel in insgesamt drei horizontalen Reaktionsbereichen bilanziert. Die Auswertungen der seit September 2010 in Betrieb genommenen Belüftung zeigen, dass das Sanierungsziel im Herbst 2016 erreicht sein wird. Im Bereich des Schadens wurden aus Bohrkernen Feststoffproben genommen und Analysen als Kontrolle dieser Aussage durchgeführt. Die daraus abgeleitete Restbelastung ergab eine sehr gute Übereinstimmung im Vergleich zur Massenbilanz auf Basis der Bodenluftmessungen. Auch im Grundwasserleiter sind keine Belastungen aus dem Dieselunfall nachweisbar, was die Ergebnisse der Emissionsgrenzwertanalysen zum Zeitpunkt der Planung bestätigt.

1 EINLEITUNG

Im Bereich des Bahnhofs Gmunden in Oberösterreich versickerten bei einem Rangierunfall 2007 rund 60.000 kg Diesel im Untergrund (Abb. 1). Davon wurden ca. 5.000 kg unmittelbar nach dem Unfall beseitigt. Die in Abstimmung mit der Behörde durchgeführten Untersuchungen ergaben eine belastete Fläche von etwa 1.400 m². Die Belastung des Untergrundes (ungesättigte Bodenzone) mit Diesel reichte bis zu einer Tiefe von 25 m. Eine Sanierung mit Bodenaustausch hätte zu einer Schließung des betroffenen Gleisbereiches über eine längere Zeit erfordert. Deshalb wurde der Planer beauftragt, nach alternativen Sanierungsmethoden ohne Bodenaustausch zu suchen. Auf Grund der günstigen Geologie, Flurabstand des Grundwasserleiters 60 m, war zum Untersuchungszeitpunkt nicht einmal die Hälfte des ungesättigten Bodenkörpers betroffen. Auf Grundlage von Emissionsgrenzwertanalysen (Finsterwalder & Sager 2015) wurde ermittelt, dass sieben Jahre nach dem Unfall erste Dieselbestandteile durch vertikalen Stofftransport den Grundwasserleiter erreichen werden. Die maximale tolerierbare Belastung des Grundwassers (Schwellenwert) mit Diesel wurde von der Behörde mit 100 µg/l festgelegt. Die Wirkung einer biologischen in-situ Sanierung durch Belüftung (Bioventing) auf die Stoffumsetzung zur Reduktion des Dieselemissionspotentials wurde unter diesen Vorgaben untersucht. Die Ergebnisse der Emissionsgrenzwertanalysen zeigten, dass eine Belüftung, wenn diese aus mehreren horizontalen Reaktionsbereichen besteht, eine unzulässige Belastung des Grundwassers mit Diesel zuverlässig verhindern kann.

Abb. 1: Unfallstelle mit Schadfläche (Google Maps 2009).

2 NACHWEIS DER WIRKSAMKEIT VON MASSNAHMEN DURCH EMISSIONS-GRENZWERTANALYSEN ZUM ZEITPUNKT DER PLANUNG

2.1 Belastungsgrenzwerte der Grundwasserleiters ohne Maßnahmen

Aus den Bodenuntersuchungen war bekannt, dass der Diesel bis auf eine Tiefe von 25 m in den Boden eingedrungen war. Für die Bewertung war es erforderlich, die Entwicklung des Schadens mit und ohne Sanierung zu kennen. Hierzu wurde eine Emissionsgrenzwertanalyse für den Ist-Stand nach dem Unfall (ohne Sanierung) durchgeführt (Abb. 2). Daraus ist ersichtlich, dass Dieselbestandteile nach etwa sieben Jahren den Grundwasserleiter erreichen können. Die maximal mögliche Belastung tritt nach 30 Jahren auf, wobei der zulässige Schwellenwert um das 6,7 fache überschritten wird. Für die Sanierung, ungeachtet der gewählten Maßnahme, bleibt etwa ein Zeitfenster von acht Jahren, um die Grundwasserbelastung dauerhaft unter den zulässigen Schwellenwert zu halten. Als mögliche Sanierungsmaßnahmen kamen die Beseitigung des Schadens durch Bodenaustausch infrage mit nachfolgender thermischer Behandlung oder eine in-situ Belüftung, um den Bahnhofbetrieb nicht einzuschränken. Man entschied sich für letztere Maßnahme, wenn sichergestellt wird, dass der zulässige Schwellenwert des Grundwassers von 100 µg/l (Kohlenwasserstoff-Index) eingehalten wird.

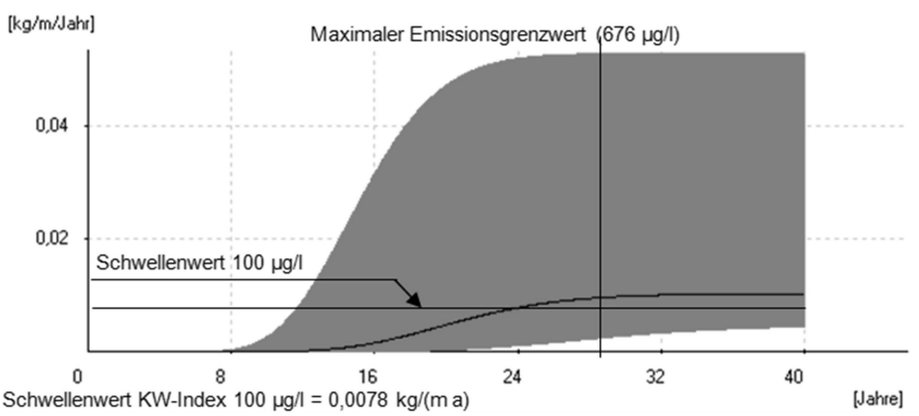


Abb. 2: Emissionsgrenzwertanalyse für den Ist-Stand nach dem Unfall (ohne Sanierung) für den Parameter Kohlenwasserstoff-Index.

Die Ermittlung von Konzentrationen in Frachten und umgekehrt erfolgt standardspezifisch. Für Gmunden gilt: 100 µg/l im Grundwasserleiter entsprechen 0,0078 kg/(m a).

2.2 Grundlagen

Der Schaden wurde vom Büro „Geologie – Wasser – Umwelt“ (GWU 2007) ausführlich in seiner Ausdehnung untersucht und speziell die Geologie und Hydrogeologie des Umfeldes beschrieben. Untersuchungen zum biologischen Abbaupotential der Dieselbestandteile wurden von „ARC (Austrian Research Centers GmbH 2009) mit und ohne Zuführung von Nährstoffen durchgeführt. Beide Berichte bilden die Grundlage der Planung zur in-situ Sanierung durch Belüftung des betroffenen Bodenkörpers. Als Ergebnis der Vorplanung haben sich für die Entwurfsplanung folgende Kriterien als besonders wichtig in Bezug auf die Vermeidung einer möglichen zukünftigen Grundwasserbelastung herausgestellt:

- Halbwertszeit des biologischen Abbaus mit und ohne Nährstoffe aus den Versuchsdaten von ARC,
- Nährstoffversorgung des mit Diesel belasteten Bodenkörpers,
- Grenzzustand der Grundwasserbelastung durch Dieselbestandteile,
- Mögliche Belastung des Grundwassers durch die Nährstoffzugabe,
- Entwicklung des Konzeptes der Belüftung und Auslegung der Belüftung,
- Festlegung der wahrscheinlichen Belüftungszeit und
- Überwachung der biologischen Umsetzung.

Mittels der Belüftung soll das Risikopotential an Kohlenwasserstoffen im Untergrund durch Oxidation mit Luftsauerstoff verringert werden. Die abbaubaren Kohlenwasserstoffe werden neben Wasser zu Kohlendioxid oxidiert, welches zusammen mit dem Luftstickstoff gasförmig ausgetragen wird. Die Dauer der Belüftungszeit orientiert sich an den Zielvorgaben der tolerierbaren Grundwasserbelastung. Aus den Versuchen von ARC (Austrian Research Centers 2009) kann die Größe der Umsetzungsrate ermittelt werden und daraus die Zeitdauer des Belüftungsbetriebes ermittelt werden. Die Emissionsgrenzwertanalysen werden mit dem Programm „DESi Variation“ (Finsterwalder & Natterer 1998) durchgeführt. Der Betrachtungszeitraum beträgt 40 Jahre vom Zeitpunkt des Schadens an gerechnet. Die Erfolgskontrolle der Maßnahme während der Belüftung erfolgt über die Analyse der Bodenluftparameter, die online überwacht werden. Daraus wird der Massenumsatz im Bereich des Schadens bestimmt.

2.3 Entwicklung des Konzeptes der Belüftung

Die wesentlichen Parameter für eine erfolgreiche Umsetzung sind die Zuführung von Sauerstoff und von Nährstoffen, um für die Biologie im Boden möglichst optimale Bedingungen zu schaffen. Die Biologie im Boden funktioniert auch ohne Zufuhr von Nährstoffen, aber die Abbaurate beträgt dann lediglich ein Drittel der möglichen. Da in diesem Fall die Abbauzeit sehr wichtig war, wurde untersucht, wie man die Nährstoffe zu den Bodenbakterien transportiert. Als Lösung stellte sich die Düngung des Gleiskörpers im Bereich der Schadensstelle im Abstand von drei Monaten heraus. Der eigentliche Transport der Nährstoffe erfolgt mit den Niederschlägen. Die Verteilung der Nährstoffe im Bodenkörper unter Berücksichtigung der Standortbedingungen als Funktion der Zeit zeigt Abb. 3. Die in Abb. 3 dargestellte Verteilung der Nährstoffe im Boden reicht aus, um die im Belüftungsversuch ermittelten Abbauraten mit einer biologischen Halbwertszeit von ca. zwei Jahren bei einer Bodentemperatur von 11 °C sicherzustellen. Die festgestellte Temperaturerhöhung im Boden resultiert aus der Energiefreisetzung durch die biochemische Oxidation. Um die gewünschten hohen Umsatzraten von Diesel zu erreichen, wurde eine spezielle Belüftungsmethode entwickelt, die sicherstellt, dass der Luftsauerstoff sich auch wie vorgesehen im Porenraum des Bodens verteilt und nicht die limitierende Größe darstellt. Die Lösung besteht aus zwei Maßnahmen:

- das Einblasen der Luft in den Boden in drei horizontale Reaktionsbereiche (Belüftungshorizonte) und
- in der Steuerung der Luftmengen, abgestimmt auf die Einpressstellen.

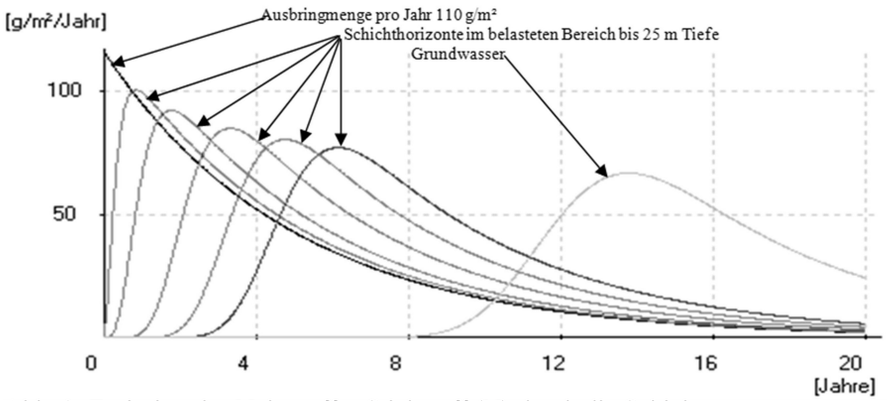


Abb. 3: Emission des Nährstoffes Stickstoff (N) durch die Schichten.

Die Anordnung der Belüftungshorizonte ist schematisch aus der Abb. 4 ersichtlich. Es bilden sich drei Belüftungshorizonte aus, wobei der unterste so angeordnet ist, dass die Luft sich auch unter den Schadensherd ausbreiten kann. Dadurch wird sichergestellt, dass die durch Niederschlagswasser in tiefere Zonen verfrachteten Dieselbestandteile weitgehend oxidiert werden. Die untere Grenze des belüfteten Porenraums bildet der Grundwasserleiter.

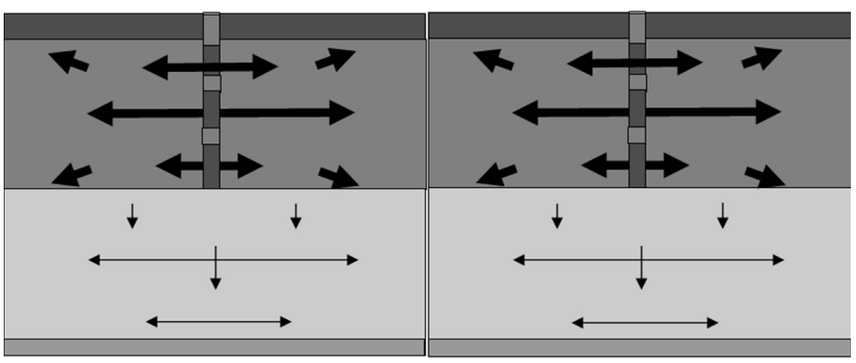


Abb. 4: Belüftungsbrunnen und Luftausbreitung schematisch.

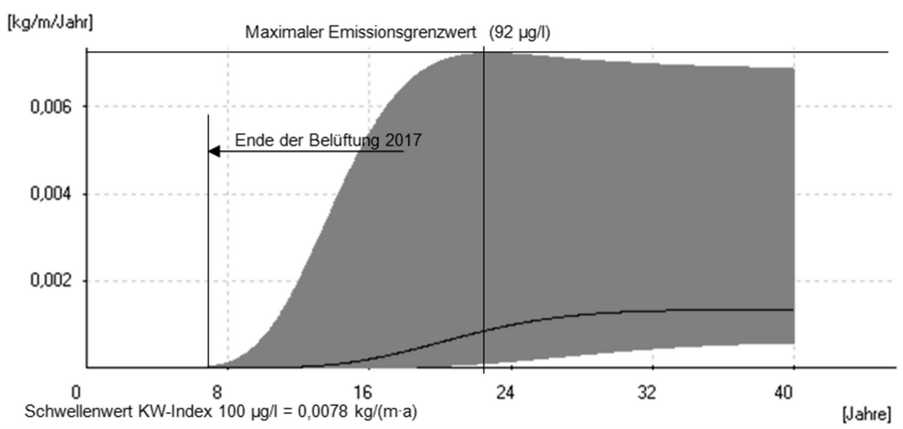


Abb. 5: Emissionsgrenzwertanalyse bei einer Belüftungszeit von sieben Jahren.

Nachdem die Daten aus dem Bereich „biologische Umsetzung“ durch die Planung als gesichert durchführbar festgelegt waren, wurden mit diesen Daten Emissionsgrenzwertanalysen mit unterschiedlichen Belüftungszeiten durchgeführt. Die Abb. 5 zeigt beispielhaft das Ergebnis einer Belüftungszeit von sieben Jahren. Als Ergebnis kann man festhalten, dass der zulässige Schwellenwert von 100 µg/l, entsprechend einer standortspezifischen Fracht von 7,8 g/(m a), eingehalten wird. Der Emissionsgrenzwert von 92 µg/l wird 23 Jahre nach dem Unfall erwartet. Zum Zeitpunkt der Belüftungsabschaltung können im Grundwasser keine Verunreinigungen fest-

gestellt werden, da die Belastungswerte erheblich unter der Nachweisgrenze von 50 µg/l (Fracht 3,9 g/(m a)) liegt. Auf dieser Basis wurde die behördliche Genehmigung zur in-situ Sanierung durch Belüftung (Bioventing) erteilt.

2.4 Ergebnisse

Die Belüftung wurde Ende 2009 gestartet. Wie sich in der Zeit bis 2016 der Dieselabbau entwickelte, zeigt Abb. 6. Aus dem Verlauf des Dieselabbaus in den verschiedenen Horizonten erkennt man, dass im oberen Horizont ca. 34.000 kg, im mittleren Horizont ca. 14.000 kg und im unteren Horizont ca. 4.000 kg oxidiert wurden. Zusammen ergibt dies eine Menge von 52.000 kg oder 95 % des im Boden versickerten Diesels. Dieses Ergebnis wurde selbstverständlich durch Bodenanalysen überprüft und nur mit einer sehr geringen Abweichung bestätigt.

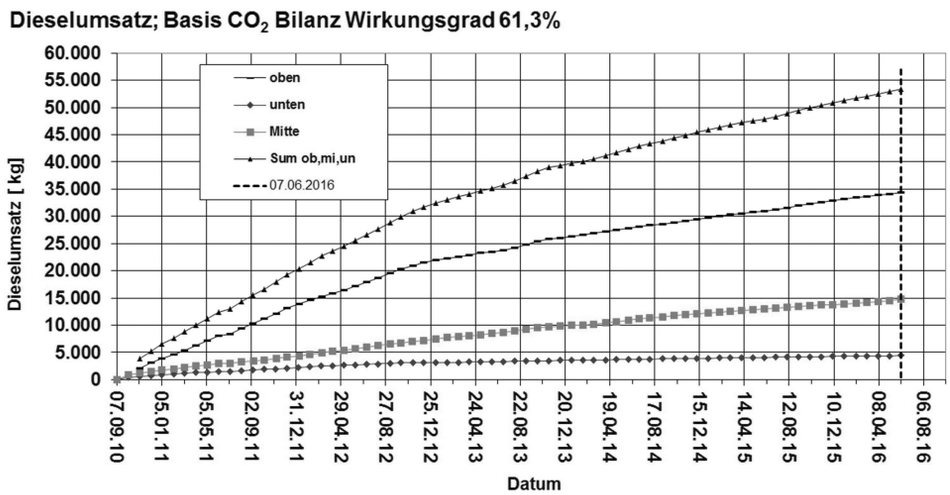


Abb. 6: Summenkurven Dieselabbau und Aufteilung des Abbaus auf die Belüftungshorizonte 1 bis 3.

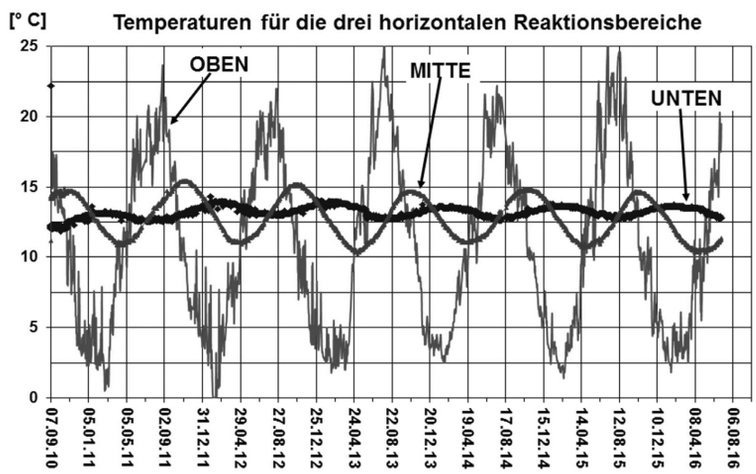


Abb. 7: Bodentemperaturen während der Belüftung in den Belüftungshorizonten 1 bis 3.

Das sehr gute Ergebnis ist auch der durch die Belüftung erhöhten Bodentemperatur geschuldet, die 2 °C hoher liegt als in der Planung ermittelt. Die Bodentemperatur über die Belüftungszeit zeigt Abb. 7. Im oberen Horizont beträgt die Schwankungsbreite der Bodentemperatur ca. 25 °C, in dem untersten Horizont nur mehr 1 °C. Die mittlere Jahrestemperatur in allen Horizonten liegt etwa bei 13 °C. Wiederholt man die Emissionsgrenzwertanalyse mit den während der Belüftungszeit ermittelten Daten erhält man den in Abb. 8 gezeigten Verlauf der Emissionsgrenzwerte bei einer Abschaltung der Belüftung nach sechs Jahren. Als Ergebnis kann man festhalten, dass der zulässige Schwellenwert von 100 µg/l, entsprechend einer standortspezifischen Fracht von 7,8 g/(m a) eingehalten wird. Der Emissionsgrenzwert von 63 µg/l wird 18 Jahre nach dem Unfall

erwartet. Zum Zeitpunkt der Belüftungsabschaltung kann im Grundwasser keine Verunreinigungen festgestellt werden, da die gemessenen Belastungswerte erheblich unter der Nachweisgrenze von 50 µg/l (standortspezifische Fracht 3,9 g/(m a)) liegen. Das bedeutet, dass die Vorgaben der Behörde zum Genehmigungszeitpunkt bei einer Abschaltung im Herbst 2016, ein Jahr früher als geplant, eingehalten werden.

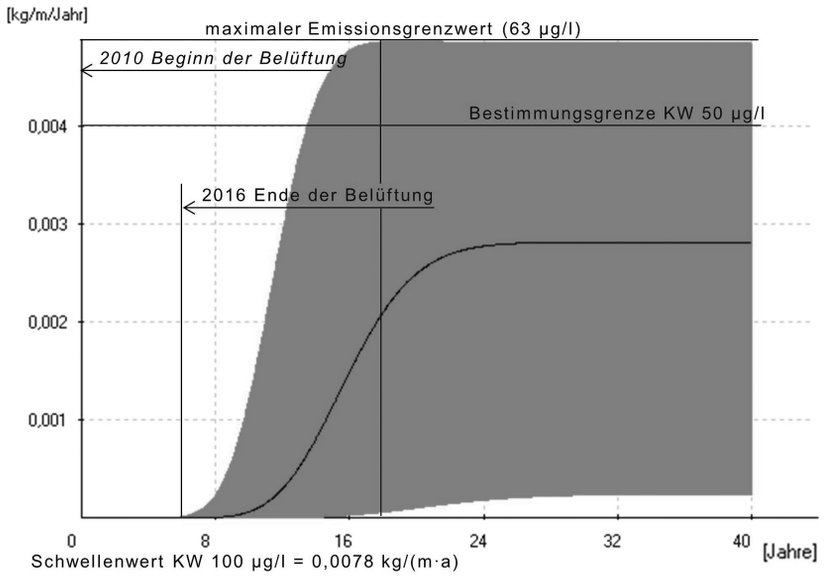


Abb. 8: Emissionsgrenzwertanalyse unter Berücksichtigung der Messergebnisse nach 6 Jahren Belüftung.

3 ZUSAMMENFASSUNG

Ein Rangierunfall auf dem Bahnhofsgelände des Bahnhofs Gmunden, in dessen Folge 60.000 kg Diesel versickerten, wird mit einer speziell an die Randbedingungen des Standortes angepassten Belüftung saniert. Das Besondere an dieser in-situ Sanierung durch Belüftung (Bioventing) besteht darin, dass im Rahmen der Sanierungsplanung der Nachweis erbracht wurde, dass die Grundwasserbelastung durch die Bestandteile des Diesels bei einer Belüftungsdauer von sieben Jahren langfristig sicher unter den zulässigen Schwellenwert im Grundwasser von 100 µg/l liegen werden. Eine Untersuchung des Grundwassers und des Bodens hat ergeben, dass die Abbaubilanzen auf Basis der Belüftungsdaten und der Bodenanalysen eine sehr gute Übereinstimmung aufweisen. Im Grundwasser konnten bislang keine Dieselbestandteile nachgewiesen werden, was dem Ergebnis der Emissionsgrenzwertanalyse zum Zeitpunkt der Planung Abb. 5 und zum Zeitpunkt der vorgesehen Abschaltung entspricht. Der maximal mögliche Emissionsgrenzwert beträgt 63 µg/l und wird 18 Jahre nach dem Unfall erwartet, wenn im Herbst 2016 die Abschaltung erfolgt.

LITERATUR

Austrian Research Centers (2009) *Abbauversuche Bodenproben Verschubunfall Bahnhof Gmunden.* Endbericht.

Finsterwalder; K. & Natterer; B.(1998) DESi® Software zur Simulation von Emissionen aus Deponien und Ablagerungen: Finsterwalder Umwelttechnik GmbH & Co KG, 82335 Bernau / Hittenkirchen.

Finsterwalder; K. & Sager; D. (2015) Biologische in-situ Sanierung von Deponien und Böden durch Belüftung. *Altlasten spektrum*. Herausgegeben vom Ingenieurtechnischen Verband für Altlastenmanagement und Flächenrecycling e.V. (ITVA). 24. Jahrgang. August 04/2015. S. 136 – 142. Erich Schmidt Verlag GmbH & Co. KG, Berlin.

Google Maps (2009) Bahnhof Gmunden Österreich.

GWU Geologie- Wasser- Umwelt GmbH; Dieselschaden Bahnhof Gmunden (2009) *Ergebnisse Erkundung Sanierungskonzept* Mai 2007. Dieselschaden Bahnhof Gmunden Maßnahmenbericht Fortführung. Sanierungskonzept 2 Februar 2009.

Vorschlag zur verbesserten Beschreibung des Deponiegashaushaltes

G. Rettenberger
Ingenieurgruppe RUK GmbH, Stuttgart, Deutschland

KURZFASSUNG: In den letzten Jahren hat sich mehr und mehr gezeigt, dass die mit den üblichen Gasprognosemodellen ermittelten Werte die tatsächlich beobachteten Werte wenig genau widerspiegeln. Die Erfassungsgrade erschienen wenig realistisch. Der Abbauprozess in der Deponie ist deutlich langsamer als ein Abbauprozess erster Ordnung vermuten läßt. Daher wurden Untersuchungen durchgeführt, um eine Modelloptimierung ableiten zu können. Diese wurde so vorgenommen, in dem perfekt gedichtete Deponien mit einer nahezu kompletten Gaserfassung nachmodelliert wurden. Dabei wurden die Modellparameter solange variiert, bis eine gute Übereinstimmung zwischen Modellergebnis und praktischen Befunden hergestellt werden konnte. Die so abgeleiteten Parameter werden nunmehr zur verbesserten Gasprognose im FOD Modell nach IPCC vorgeschlagen. Die Optimierungsarbeiten werden allerdings zur Zeit noch mit Laborfaulversuchen mit unterschiedlichen Abfällen fortgesetzt.

1 EINLEITUNG

In Deutschland ist weit verbreitet, die Gasbildung in Deponien nach folgender oder ähnlicher Gleichung zu berechnen (Gasprognose):

$$Gt1 = (1.868.C.f_1.(0{,}014.T + 0{,}28) \cdot (1 - 10^{-kt})).f_2 \cdot M1 \qquad (1)$$

Gt1 = Gasbildung im Jahr t des Abfalls vom Jahr 1 in m³.
f_1 = Korrekturfaktor für den Verlust an Kohlenstoff, der nicht mehr zur Deponiegasbildung zur Verfügung steht.
f_2 = Korrekturfaktor zur Berücksichtigung des tatsächlich erfassbaren Gases, ca. 40 – 60 % (Ausbeutefaktor).
C = mikrobiell abbaubarer organischer Kohlenstoff in kg/Mg FM.
M1 = Abfallmasse, die im Jahr 1 deponiert wurde.
T = Temperatur in Grad Celsius.

Dieses Modell wird ausschließlich zur Ermittlung des erfassbaren Deponiegases benutzt, nicht aber zur Ermittlung der Emissionen von der Deponie. Hierzu wird im internationalen Bereich das Modell des IPCC verwandt:

$$BE_{CH4,SWDS,y} = \varphi * (1-f) * GWP_{CH4} * (1-OX) * \frac{16}{12} * F * DOC_f * MCF * \sum_{x=1}^{y} \sum_{j} W_{j,x} * DOC_j * e^{-k_j(y-x)} * (1-e^{-k_j}) \quad (2)$$

φ = Modell Korrekturfaktor für Modellunsicherheiten (0,9).
f = Anteil des erfassten und entsorgten Deponiegases.
GWP_{CH4} = Global warming potential (GWP) für Methan 21.
OX = Oxidationsfaktor, um den Methananteil zu berücksichtigen, der im Boden oder in der Abdeckschicht oxidiert wurde.
F = Methankonzentration (Volumenanteil: 0,5).
DOC_f = Anteil des abbaubaren organischen Kohlenstoffs (DOC).
MCF = Methankorrekturfaktor, der die Art des Deponiebetriebes reflektieren soll.
$W_{j,x}$ = Menge des organischen Abfalls des Typs j, der nicht mehr zur Deponie kommt im Jahr x.
DOC_j = Fraction of degradable organic carbon (by weight) in the waste type j.
k_j = Abbaukonstante des Abfalls vom Typ j.
j = Abfallart (Index).
x = Jahr der Deponie seit Beginn der Befüllung.
y = Jahr für das die Emissionen berechnet werden sollen.

Dieser Modellansatz wird auch zur Ermittlung der Emissionen im nationalen Treibhausgasinventar herangezogen. Bei einem Vergleich mit den tatsächlich erfassten und abgeleiteten Deponiegasen durch das statistische Bundesamt kamen Erfassungsgrade von unter 30 % heraus, was kaum vorstellbar ist. Daher wurden weitere Untersuchungen durch das Umweltbundesamt in die Wege geleitet, die durch die Ingenieurgruppe RUK GmbH durchgeführt wurden.

2 ZIEL DER UNTERSUCHUNGEN

Ziel war es, aufbauend auf den Daten über Abfallmenge und -zusammensetzung konkreter Deponien, die aufgrund einer Oberflächenabdeckung einen nahezu 100 %igen Erfassungsgrad haben müssten, für diese einen Parametersatz zu finden, der die Gasdaten der tatsächlichen Gaserfassung im Vergleich zu denen der Modellberechnung wiederspiegelt. Bei einer Berechnung mit den „default values“ des IPCC Modelles zeigte sich typischer Weise eine Situation wie in nachfolgender Abbildung 1 dargestellt. Trotz einer Oberflächenabdichtung mit einer Kunststoffdichtungsbahn werden dabei teilweise Erfassungsgrade in der Größenordnung von lediglich 25 % ermittelt. Besonders bei älteren Deponien ergeben sich dabei wesentliche Effekte durch ein verändertes Abbauverhalten und somit von abweichenden Gasbildungsgeschwindigkeiten. Die Ursache hierfür kann nur in der ungeeigneten Auswahl der Modellkonstanten sein. Daher wurden diese systematisch solange variiert, bis eine Übereinstimmung der tatsächlichen mit den gerechneten eintrat.

Bei dem IPCC Modell setzt sich die Gasprognosekurve aus drei Einzelkurven für leicht, mittel und schwer abbaubare Abfälle zusammen. Im Ergebnis ergibt sich damit eine Prognosekurve, die keine Exponentialkurve mehr im mathematischen Sinne ist, somit nunmehr über eine über die Zeit veränderliche Halbwertszeit verfügt.

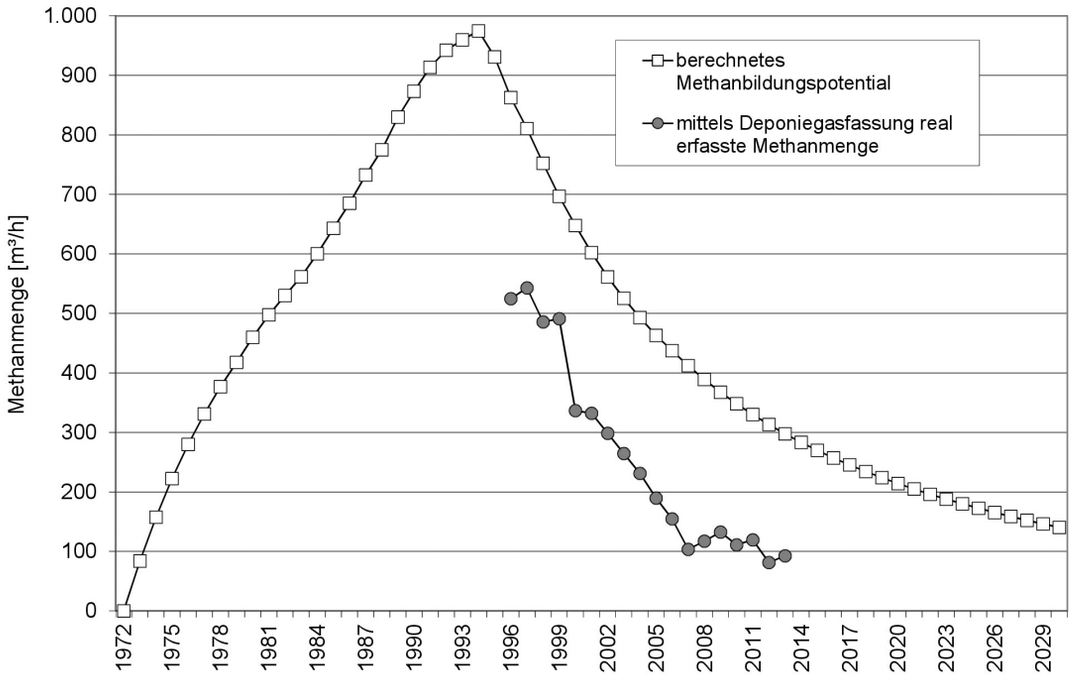


Abb. 1: Vergleich der prognostizierten Gasdaten mit den tatsächlich erfassten an einem konkreten Beispiel.

Abbildung 2 verdeutlicht die sehr unterschiedlichen Verläufe der einzelnen Abfallfraktionen und Abbildung 3 den Verlauf der Halbwertszeit über die Zeit.

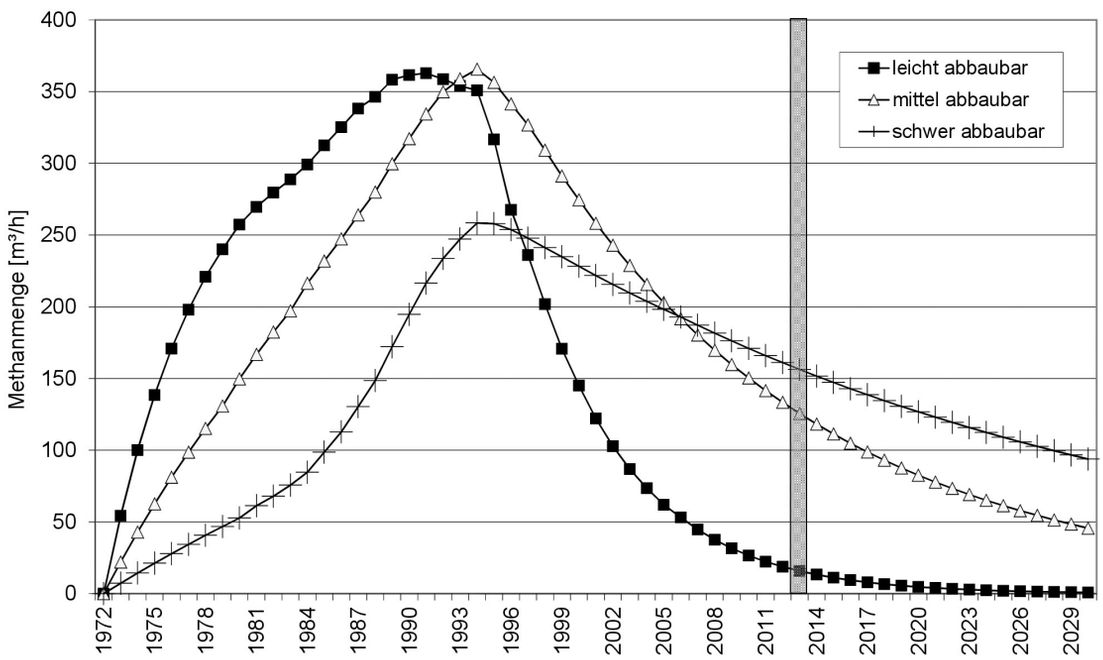


Abb. 2: Verlauf der Gasbildungskurven der einzelnen Abfallfraktionen.

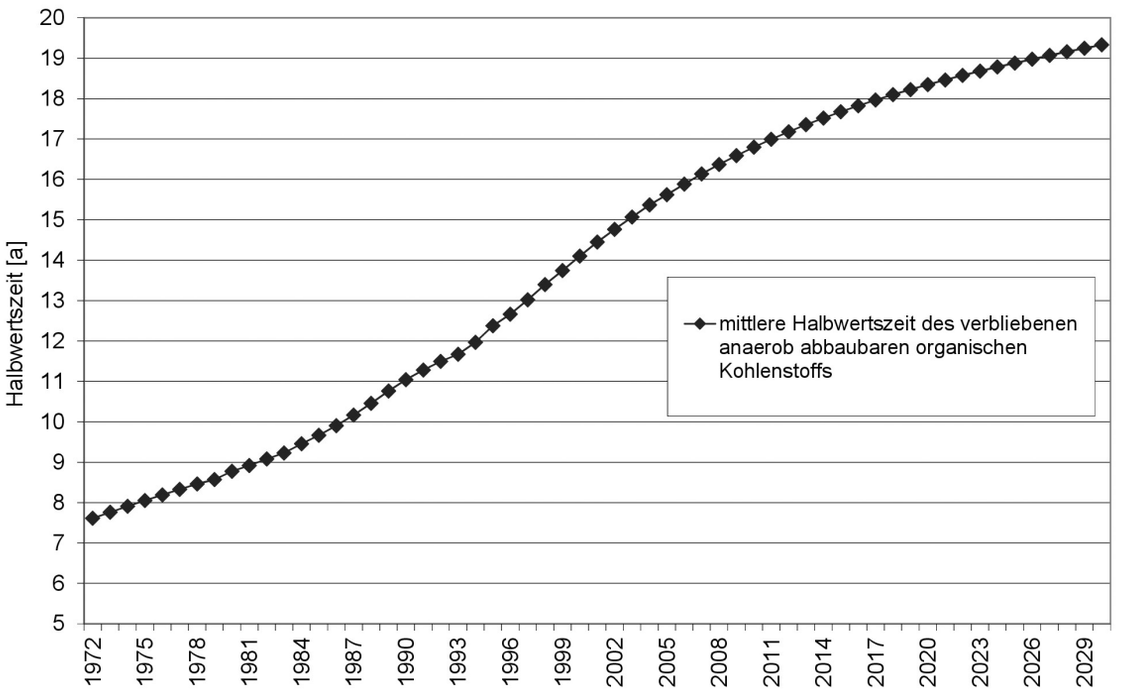


Abb. 3: Verlauf der Halbwertszeit über die Zeit. Im konventionellen Ansatz wäre die Kurve eine Parallele zur Abszisse mit dem Ordinatenwert 6.

3 ERGEBNISSE DER PARAMETERSTUDIE

Durch die systematische Veränderung der Modellparameter konnte ein Parametersatz gefunden werden, der eine gute Übereinstimmung zwischen Messergebnissen und Rechenergebnissen liefert. Der dabei ermittelte nach den bisherigen Untersuchungen bestabbildende Parametersatz war wie folgt:

- Beibehaltung eines für die gesamte Deponie berechneten mittleren DOC_f-Wertes von 0,5.
- Verringerung des DOC_f-Wertes für Holz auf 0,1.
- Verringerung des DOC_f-Wertes für mittel abbaubare Abfälle auf 0,4.
- Erhöhung des DOC_f-Wertes für leicht abbaubare Abfälle sowiet, dass sich ein mittlerer DOC_f-Wert von 0,5 errecnet.

Ansat bezüglich Halbwertszeit:

- Leicht abbaubare Abfälle: 3 Jahre.
- Mittel abbaubare Abfälle: 4 Jahre für Gartenabfälle, sonst 7 Jahre.
- Schwer abbaubare Abfälle: 50 Jahre.

Die Kurvenverläufe der einzelnen Abfallfraktionen sind in Abbildung 4 dargestellt. Hierbei ist zu ersehen, dass die Fraktion der leicht abbaubaren Abfälle bei der bereits stillgelegten Deponie nur noch eine untergeordnete Rolle spielt und die Fraktion der schwer abbaubaren Abfälle insgesamt nur einen kleinen Beitrag zur Gasentwicklung hat, langfristig aber dominiert. Die mittelschwer abbaubare Fraktion ist in einem Übergangsbereich maßgebend. Dies führt dann dazu, dass die Halbwertszeit nahezu einen Knick zeigt und bei zunehmendem Alter der Deponie drastisch zunimmt (vgl. Abbildung 5). Dies erklärt die Bedeutung dieses Ansatzes für ältere Deponien.

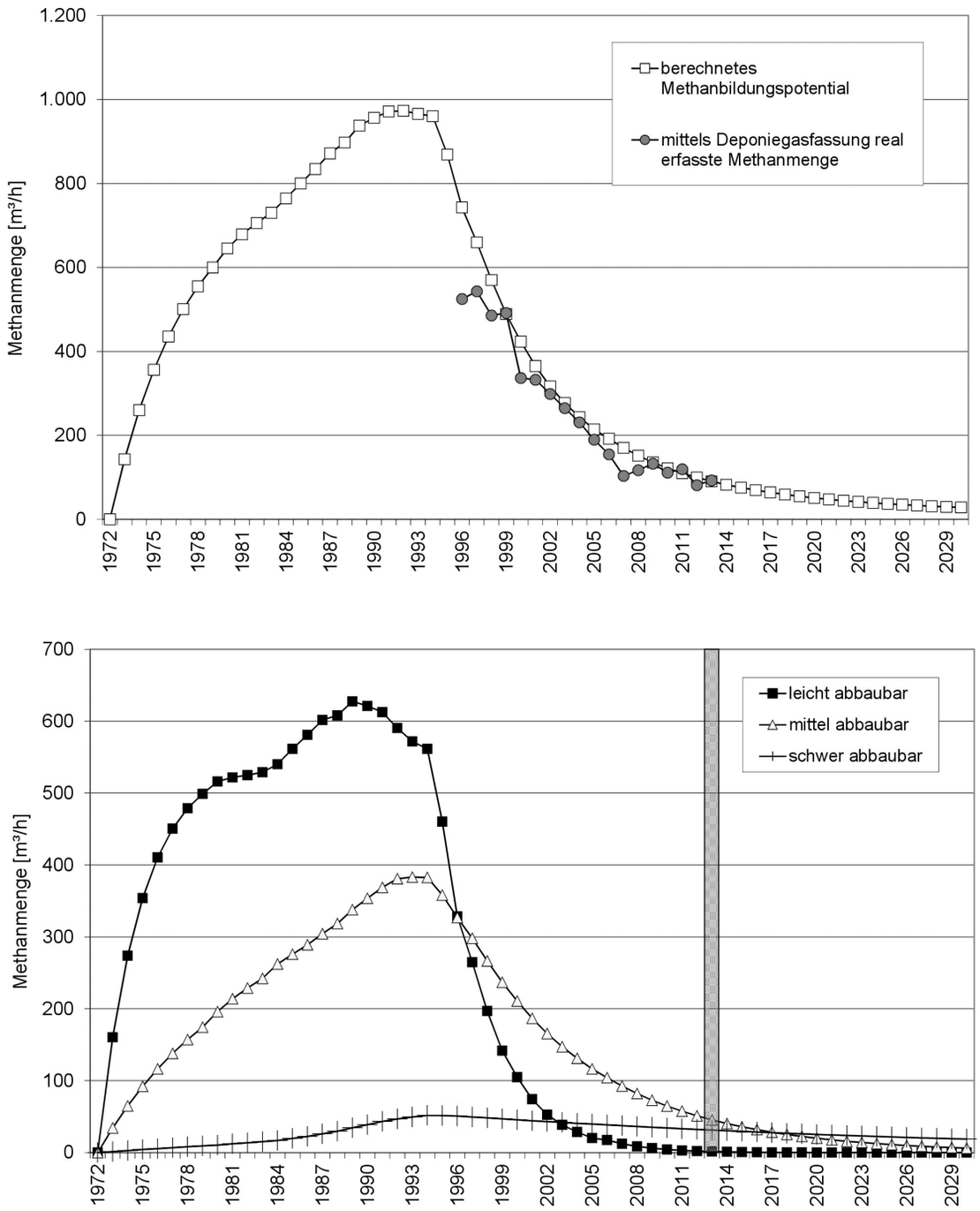


Abb. 4: Gasbildungskurven mit angepasstem Parameteransatz für eine mit Kunststoffdichtungsbahn an der Oberfläche abgedichtete Beispieldeponie.

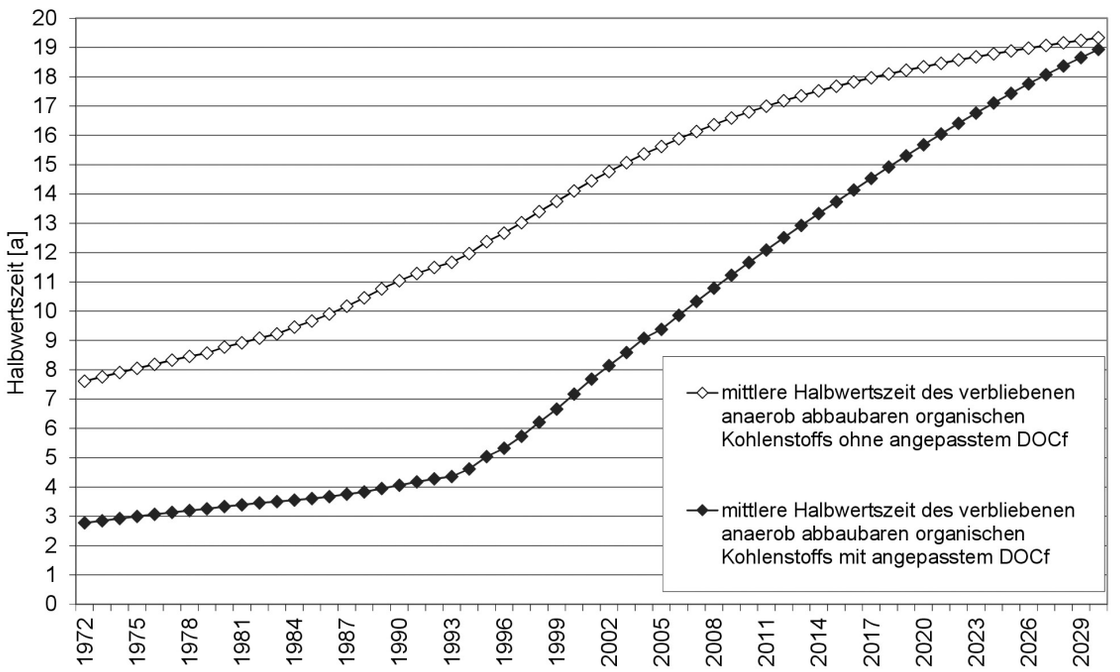


Abb. 5: Verlauf der Halbwertszeit bei optimiertem Parameteransatz.

Es ist daher gerade bei älteren Deponien zu prüfen, ob die Gasprognose mit dem differenzierten Parameteransatz anzupassen ist, um den Langzeitverlauf besser abbilden zu können.

LITERATUR

Rettenberger, G. (2016) Deponien werden älter – Vorschläge zur verbesserten Beschreibung des Deponiegashaushalts. In *Deponietechnik* 2016, Hamburger Berichte zur Abfallwirtschaft, Verlag abfall aktuell, Stuttgart, Deutschland.

Rettenberger, G., Haubrich, E., Schneider R. (2014) *Überprüfung der Emissionsfaktoren für die Berechnung der Methanemissionen aus Deponien,* Studie im Auftrag des Umweltbundesamtes, Dessau, Berlin, Deutschland.

Reducing Leachate Treatment Costs, But How?

C. Schröder
aquen aqua-engineering GmbH, Clausthal-Zellerfeld, Germany

ABSTRACT: Landfill leachate contains a composition of various pollutants. This causes cost-intensive treatments. To reduce leachate treatment costs, the "DeSiFloc" concept for landfill leachate treatment was developed. This concept contains a process chain that can be integrated in an existing process to increase its efficiency. Downstream of the biological pretreatment, the DeSiFloc removes non-biodegradable contents by agglomeration and flocculation followed by separation of the filterable materials. The separated contents can be disposed of as sludge. Since it is a rather simple and a very safe process, it is economical to operate and helps to keep the legal limits for direct or indirect dischargers. The DeSiFloc process replaces the whole filtration stage to reduce the load of the following activated carbon stage. As a result, the function of the activated carbon adsorption process can at best be reduced to a policing filter. Two examples of running DeSiFloc systems in leachate treatment plants prove the positive effect on the efficiency of the dewatering process and as a result on the costs.

1 INTRODUCTION

Leachate processing at landfills places significant demands on process technology. Landfill leachate contains a cocktail of various pollutants. In addition to biodegradable nitrogen compounds, this also includes a large number of other organic and inorganic pollutant groups that are fully or partially non-biodegradable. These substances have to be removed from the landfill leachate through cost-intensive physicochemical treatment. The requirements placed on the treated leachate depend on the way it is discharged. Legal framework specifications define the limits for direct or indirect dischargers.

After biological pretreatment, the landfill leachate still contains pollutants that were not biologically decomposed. The pollutant with the highest concentration downstream of the biological treatment stage is the non-biodegraded or non-biodegradable COD. Due to this, another treatment stage must be provided downstream of the biological treatment stage. In the simplest case, this involves treatment of the leachate with activated carbon. The disadvantage to activated carbon adsorption, in addition to the high specific treatment costs, is that filterable substances from the biological treatment stage mechanically block the adsorber. To avoid this, a filtration stage should be placed upstream of the activated carbon stage. This can be achieved by using separation processes which remove the contents from the wastewater stream. The separated contents can be disposed of as sludge. The function of the activated carbon adsorption process can at best be reduced to a policing filter (or none).

The efficiency of the separation process is very much affected by the quality of the conditioning. A prerequisite for good separation performance is for the contents to be concentrated and joined together as completely as possible into filterable floc structures, which are thereby mechanically separable. It is particularly important to incorporate the fines into the floc structure.

2 DESIFLOC - FUNCTIONAL SCHEMATIC AND COMPONENTS

The "DeSiFloc" concept for landfill leachate treatment includes a new, internationally patent-protected flocculating process which can separate the pollutants much more efficiently compared to conventional processes. The separation performance of mechanical filtration processes is influenced primarily by the floc structure achieved.

The DeSiFloc system agglomerates and flocculates the contents of the process water and then separates the filterable materials. Fig. 1 shows the schematic of the process. The function of the components used is explained below.

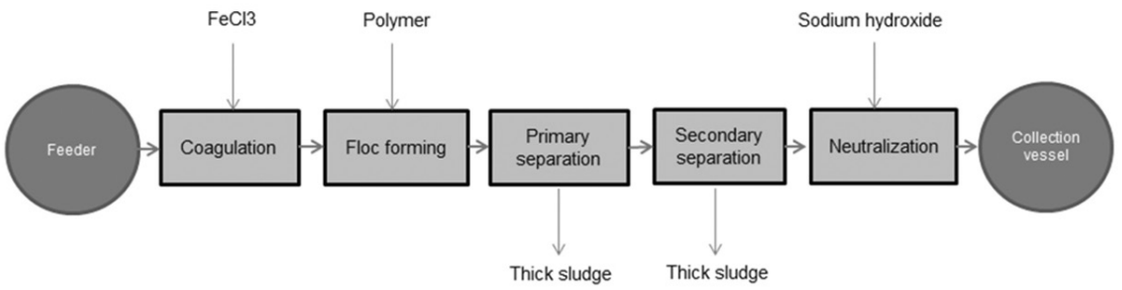


Fig. 1: Schematic of the DeSiFloc treatment stages.

2.1 Coagulation

In this stage, the biologically pre-treated landfill leachate is electrically destabilized. Organic materials precipitate as a result of the destabilization, which results in a reduction of COD and AOX, and microflocs form. The iron chloride lowers the pH, which can be used as a control parameter. The target pH is relatively high for a coagulation process. The advantage of this is that the amount of coagulant used can be low. The residence time of coagulation is about 15 minutes. During this time, the forces of attraction of the coagulant are not sufficient to render the suspension stable against shear.

2.2 Floccing

By adding flocculant (synthetic polymers), the microflocs which have formed are converted to stable macroflocs in the FlocFormer. Two phases form; the floc structure which contains solids and pollutants, and the relatively clear residual liquid. By tailoring the floc structure, the downstream separation process can be significantly improved.

2.3 Primary COD separation

The stable floc structures are separated from the residual liquid using a mechanical separation in the form of a screen.

2.4 Secondary COD separation

Another, very fine downstream filtration further separates agglomerated solids from the clear phase. This filter is primarily a protection function for the next stage, which is activated carbon adsorption.

2.5 Neutralization

After mechanical separation, neutralization of the treated mixture of landfill leachate and MBA process wastewater to a pH of about 6.5 takes place using a base. This is done through the addition of sodium hydroxide (50 % NaOH).

3 EXAMPLE OF THE HATTORF DISTRICT WASTE LANDFILL SITE - DIRECT DISCHARGER

Up until 2007, at the district waste landfill of the Osterode am Harz (Hattorf) district, the leachate was treated through a biological pre-treatment followed by physicochemical treatment (coagulation, separation, activated carbon adsorption). The pollutant with the highest concentration downstream in the feed to the physicochemical treatment stage is the non-biodegraded or non-biodegradable COD. This is between 30 % and 70 % of the original COD, depending on the leachate composition.

The relatively high water load in Hattorf at the time often resulted in operational disruptions in the biological treatment stage and in the downstream filtration stages of the leachate treatment plant. This circumstance necessitated a significant reduction in the treatable flow volume. This led to an expensive disposal process of the leachate in Hattorf.

In 2007, the landfill leachate treatment plant in Hattorf was retrofitted from the ground up. In addition to bolstering the biological treatment stage, the DeSiFloc process was used for the first time as a physicochemical treatment stage. The newly developed "FlocFormer" flocking system, in combination with a simple disk thickener as a separation stage to reduce the COD, proved that this combination is very economical to operate and is also a very safe process. The FlocFormer provides a tailored floc structure during the flocking process. This makes it possible to bind a large fraction of the pollutants into the flocs, thereby making mechanical separation of them possible.

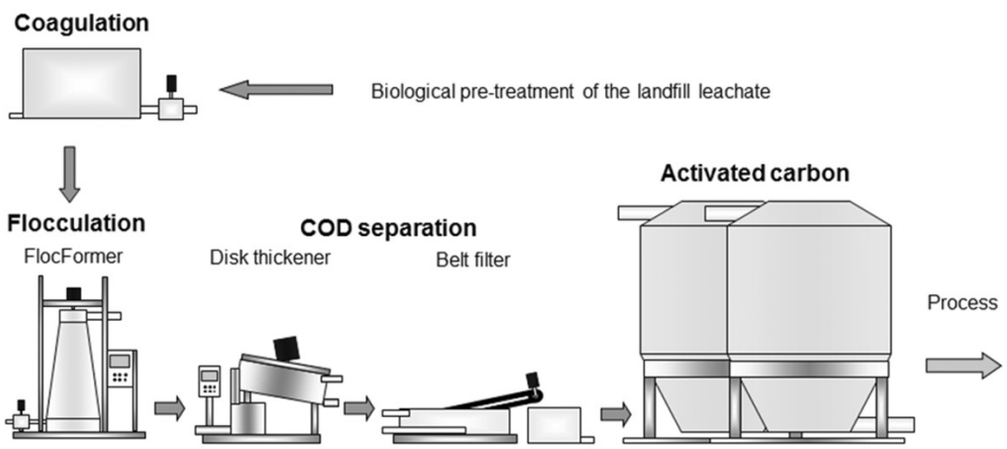


Fig. 2: Schematic of the DeSiFloc treatment stages.

The use of the FlocFormer has two effects that result in a lowering of the operating costs. The actual COD separation process can be done using a technically simple gravity filtration process. The COD elimination no longer needs to be done in the upstream biological treatment stage. Additionally, the COD separation performance can be significantly improved by using the FlocFormer. The burden on the downstream activated carbon stage was reduced by 90 %.

4 EXAMPLE OF THE DEIDERODE DISTRICT WASTE LANDFILL SITE – INDIRECT DISCHARGER

The landfill leachate plant in Deiderode is part of the district waste landfill of the district of Göttingen and was originally built to treat incident leachate from the landfill heap. The leachate treatment facility is an indirect discharger of the treated leachate. The mechanical-biological treatment plant (MBA) of the Abfallzweckverband Südniedersachsen (Southern Lower Saxony Waste Disposal Association) also sends water to the leachate treatment plant to lower the hydraulic load on its system. This relatively high water load causes operational disruptions in the downstream filtration stages of the treatment plant and results in high costs in the activated carbon area.

The existing landfill leachate treatment plant at the Deiderode landfill of the district of Göttingen was expanded to include an additional separation stage in order to safely allow the MBA of the Abfallzweckverband to send wastewater to the leachate treatment plant. Initially, a maximum of 1.5 m^3/h of MBA wastewater could be added to the treated amount in the leachate treatment plant, but it was desired to be able to send about 6 m^3/h. To achieve this goal, the treatment plant was bolstered by an intermediate DeSiFloc processing stage. This additional treatment stage was situated downstream of the existing biological treatment stage and upstream of the existing activated carbon treatment stage. The amount of water to be sent and the landfill leachate treatment plant concentrations to be adhered to remain the same.

The DeSiFloc process is designed to be scalable. Each module has a base throughput for landfill leachate of 6 m^3/h. Parallel operation of multiple modules can be done easily. To achieve the maximum output of 12 m^3/h, the separation technique was installed in two parallel lines. The advantage to this is redundancy and a partial load system range, also making it easier to operate.

The landfill leachate treatment plant in Deiderode is an indirect discharger. The water is sent to the district wastewater treatment plant in Göttingen. After start-up of the DeSiFloc system, it was possible to take the existing activated carbon stage out of service. The profitability of the process is very positive.

5 CONCLUSION

The developed DeSiFloc process is designed to replace the filtration stage that follows after the biological treatment stage. It removes the non-biodegraded or non-biodegradable COD that is still contained in the leachate. By using the FlocFormer, a floc building system, it is possible to design the flocs in size and stability as needed. Thus the flocculated material can easily be filtrated mechanically in a disk thickener.

Up until now the DeSiFloc process has been implemented in two different landfill leachate treatment plants. In both plants the DeSiFloc process reduces the operation costs enormously. In the Hattorf leachate treatment plant a cost reduction of approx. 80 % is achieved, compared to the former cost with high carbon consumption. In Deiderode the operation costs are reduced by approx. 85 %. Additionally, the aimed goals in both plants are achieved and the systems run safely. Since the DeSiFloc process is designed to be easily scalable, it is possible to run it with different numbers of parallel process chains. The process can be adapted to the amount of landfill leachate.

Entwicklung in der Deponienachsorge – Forschungs-Sickerwasseranlage im halbtechnischen Maßstab

C. Steiner & A. Rehorek
Technische Hochschule Köln, PRA&PAT, Leverkusen, Deutschland

M. Denecke
Universität Duisburg-Essen, Siedlungswasser- & Abfallwirtschaft, Essen, Deutschland

KURZFASSUNG: Die Deponienachsorge erfordert in unterschiedlichen Bereichen einen hohen ökonomischen sowie ökologischen Aufwand (BAV 2014). Die Weiterentwicklung bestehender Konzepte wie die Deponiesickerwasseraufbereitung mittels biologischer Reinigung ist auf Grund des langfristigen Bestehens der Problematik, den hohen Kosten und den nicht vorhersehbar auftretenden Betriebsstörungen des Prozesses notwendig. Vielversprechende Ergebnisse der Forschung im Labormaßstab (Zhang et al. 2016) (Ganzenko et at. 2014) erweisen sich aufgrund der Gesetzmäßigkeiten des verfahrenstechnischer Up-Scales in der Umsetzung im industriellen Maßstab als nicht übertragbar. Des Weiteren ist die bakterielle Zusammensetzung der Biozönosen der Nitrifikation und der Denitrifikation einem stetigen Wandel unterworfen. Nacheinander durchgeführte Experimente können durch Veränderungen in der bakteriellen Zusammensetzung zu zeitaufwendig und begrenzt vergleichbar sein. Im Zuge des Projektes :metabolon wurde eine halbtechnische, zweistraßige Forschungs-Sickerwasserreinigungsanlage (HtF-SWA) aufgebaut, die sich durch einen erweiterten Aufbau an Analysen-, Mess- und Regeltechnik auszeichnet. Die unterschiedlichen Verfahrensstufen, die Ergebnisse aus dem Regelbetrieb und die Ergebnisse aus den Untersuchungen der Flockenstruktur mittels Video-Monitoring (EyeTech-Messungen) werden beschrieben und diskutiert.

1 EINLEITUNG

Wasser, das Kontakt mit abgelagerten Stoffen in einer Deponie hatte, muss als Deponiesickerwasser vor der Einleitung in eine kommunale Kläranlage (Sekundäreinleitung) aufgrund von organischen Verschmutzungen und wasserlöslichen Verunreinigungen aufbereitet werden. Die anfallenden Mengen an Sickerwasser sind stark von den Jahreszeiten und dem Grad der Versiegelung der Deponie abhängig (Bilitewski & Härdtle 2013). Der Deponiebetreiber muss sich dynamisch auf die sich verändernden Parameter einstellen. Veränderungen ergeben sich auch aus der fortschreitenden Versiegelung der Deponie. Die zu erwartenden Sickerwassermengen sind rückläufig (BAV 2005, 2009, 2014). Schwierigkeiten hinsichtlich der Anpassung an die geänderten Parameter ergeben sich außerdem aus der Betriebsform der üblichen Sickerwasserreinigungsanlagen. Konstruiert und ausgelegt auf schwankungsfreien Betrieb verarbeiten sie das anfallende Sickerwasser meist mit einem geringen Pufferspeicher. Ein Ausfall der Anlagen oder die Untersuchung eines risikobehafteten Forschungsansatzes kann auf Grund der engen Bemessungsgrundlage aus ökologischen und ökonomischen Gründen nicht riskiert werden. Begleitend zum regulären Betrieb werden Laborversuche durchgeführt. Sie bilden den prinzipiellen Aufbau der großtechnischen Verfahrensstufen ab und dienen als Vorstufe für die Untersuchungen in der HtF-SWA. Das :metabolon Projekt (Bongards 2014) bietet dank der engen Verzahnung von Forschung und Industrie und durch ihre kurzen Wege optimale Voraussetzungen für dieses Ziel. Während übliche Anlagenbetreiber nicht über die für weitreichendere Untersuchungen notwendige Laborausstattung und Forschungsinstitute meist nicht über direkten Praxisbezug oder größeren Maßstab verfügen, ist dies beim :metabolon Projekt gegeben. Neben mikroskopischen Untersuchungen und der Video-Analyse der Flockenstruktur werden Bilanzierungen (TN/TOC) und toxische Untersuchungen aufgenommen (Offline- und Online-Toxizitätstests).

2 FORSCHUNG IN DER DEPONIENACHSORGE

2.1 Halbtechnische Forschungs-Sickerwasserreinigungsanlage

Abb. 1 stellt den zweistraßigen Aufbau der HtF-SWA dar. Die biologische Verfahrensstufe (BR 1-1 bis 1-3 und BR 2-1 bis 2-3) mit Nitrifikation, Denitrifikation und Nitrifikation wird im jeweils zweiten Reaktor der Denitrifikation mit der Kohlenstoffquelle versorgt.

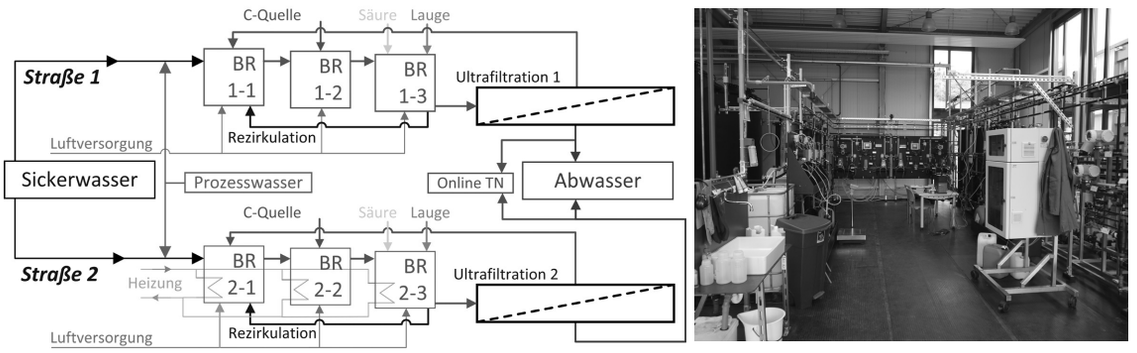


Abb. 1: Vereinfachtes Fließbild HtF-SWA (links), Bild der Anlage (rechts).

Im dritten Reaktor wird der pH-Wert über Zugabe von Säure und Lauge gesteuert. Das Umpumpen der Reaktoren geschieht passiv, da die Reaktoren auf unterschiedlichen Höhen aufgebaut sind. Die Messparameter der HtF-SWA umfassen:

- Niveaumessungen Zulauf- und Ablaufbehälter, Prozesswasserbehälter, BR 1-3/2-3,
- pH-Wert, Temperatur und Leitfähigkeit im Zulauf und Ablauf (UF-Permeat),
- Ammonium, Nitrat, Kalium und Chlorid im jeweils zweiten und dritten Reaktor,
- Sauerstoffkonzentration in den Nitrifikations-Reaktoren Trübungsmessung des Permeats (Detektion von Membranbrüchen) und
- Volumenstrommessung je Straße: Rezirkulation und Ablauf Permeat.

Des Weiteren ist ein TOC/TN Analysator (DIMATOC® 402, DIMATEC) online einsetzbar, offline werden zusätzlich die Partikelgröße bestimmt (Eyetech®, Ankersmid), prozessrelevante Ionen mittels Ionenchromatographie (930 Compact IC Flex, Metrohm) gemessen und TOC/TN Bestimmungen (multi N/C, Analytic Jena) durchgeführt. Störungen im Anlagenbetrieb können auf Grund des höheren messtechnischen Aufwandes nachvollzogen, erfasst und die Konsequenzen aus möglichen Veränderungen an der Prozessführung durch den vergleichenden Ansatz bewertet werden. Die Anlage wird über eine Speicherprogrammierbaren Steuerung (SPS) gesteuert, an die ein Touchpanel angeschlossen ist um Grenz- und Prozesswerte einzugeben. Alle Daten sowie Messwerte werden über einen Siemens OPC Server mittels LabVIEW® von der SPS abgegriffen und in eine Datenbank gespeichert (Datenbanktyp PostgreSQL mit der Software pgAdmin III). Ein automatischer Datenbackup in ein cloudbasiertes Speichersystem verhindert einen Verlust von Daten.

Mittels LabVIEW® wird außerdem ein direkter Zugriff auf die Steuerung der Datenbank ermöglicht. Dieser direkte Zugriff ermöglicht die Nutzung von erweiterten Regelungen, wie:

- Die Konzentration an gelöstem Sauerstoff über Magnetventile auf > 2 mg/L,
- Die Pumpenleistung zur Kontrolle der Rezirkulation auf einen definierten Volumenstrom, pH-Wert Steuerung und
- Der Betrieb der Ultrafiltrationsanlage in Abhängigkeit des Niveaus der Reaktoren BR 1-3 und BR 2-3.

2.2 Unterschiedliche Forschungsanlagen

Die unterschiedlichen Anlagen lassen sich über die Volumina in einen Scale-up-Zusammenhang bringen (Abb. 2). Die angegebenen Volumina sind auf jeweils eine Straße bezogen. Die biologischen Verfahrensstufen bestehen in allen drei Dimensionen aus einer Nitrifikation, einer Denitrifikation und einer nachgeschalteten Nitrifikation.

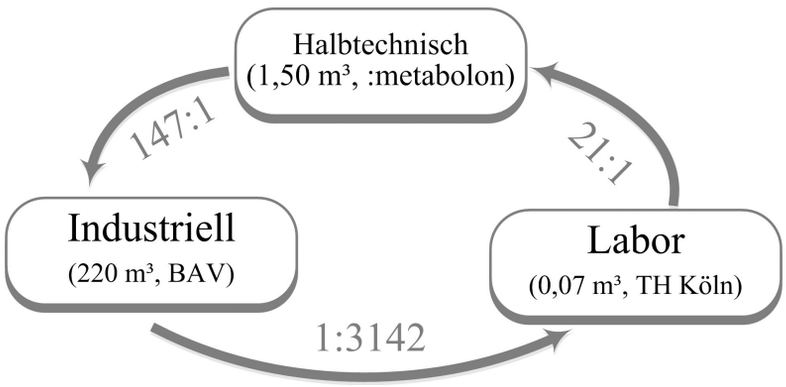


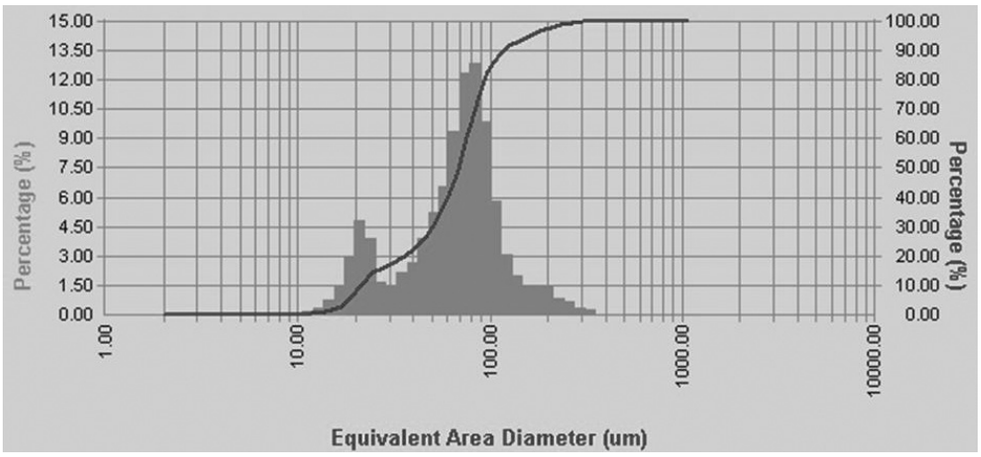
Abb. 2: Scale-up Faktoren und Volumina der SWA-Anlagen.

Der Belebtschlammrückhalt wird im Labormaßstab über eine Tauchmembran, im halbtechnischen Maßstab und im industriellen Maßstab über eine Ultrafiltrationsanlage gewährleistet. Zusätzlich ist im industriellen Maßstab eine Aktivkohlestufe den biologischen Verfahrensstufen nachgeschaltet. Diese entfällt im halbtechnischen Maßstab, da das Abwasser der HtF-SWA der industriellen Anlage zugeführt wird.

2.2.1 Ergebnisse vergleichender Messungen von Belebtschlammflocken

Die Messung der Verteilung der Flockengrößen bietet sich als Zusatzparametern, da eine Veränderung in der Flockenstruktur auf eine Störung im Prozess hindeuten kann. Mittels des Messgerätes Eyetech der Firma Ankersmid wurde die Partikelgrößenverteilung hinsichtlich des Äquivalenzflächendurchmessers (Ankersmid 2006) bestimmt.

In Abb. 3 ist der Vergleich der Äquivalenzflächendurchmesser der Belebtschlammflocken in Denitrifikation und Nitrifikation dargestellt. Die Verteilung der Äquivalenzflächendurchmesser ist bei der Nitrifikation breiter, es sind weniger Partikel zwischen 70 und 90 Mikrometer vorhanden, dafür vergleichsweise mehr zwischen 100 und 110 Mikrometer.



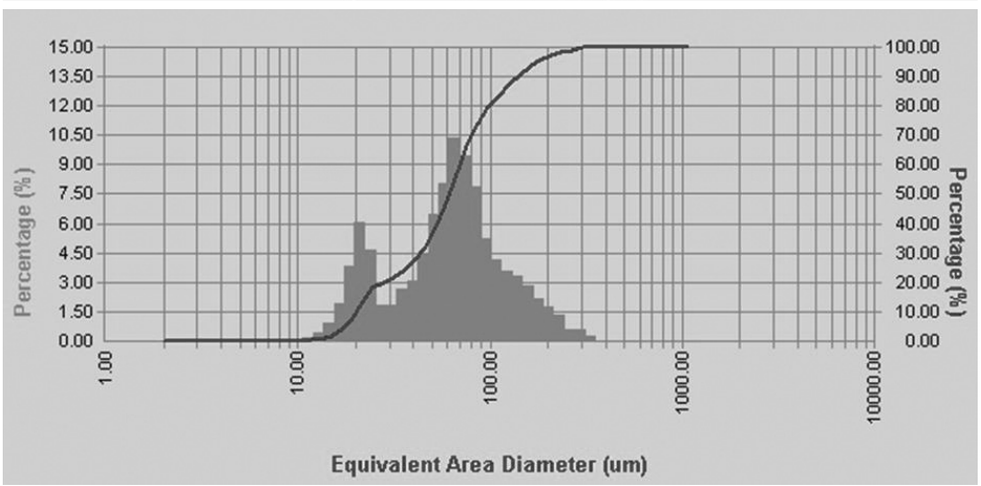


Abb. 3: Histogramm Äquivalenzflächendurchmesser industrielle Anlage Denitrifikation (oben), Nitrifikation (unten).

Es ist anzunehmen, dass die erhöhte Turbulenz durch die Begasung bei der Nitrifikation zu einer heterogeneren Verteilung der Partikelgrößen der Biozönose-Flocken führt.

Abb. 4 stellt die Messergebnisse des Retentates dar. Die Flocken sind mit einer maximalen Größe von 100 Mikrometer kleiner als in den Reaktoren (bis 125 Mikrometer). Eine Verkleinerung der Flocken kann durch die Scherkräfte und den Druck in der Ultrafiltration verursacht werden. Es wird untersucht, ob diese Veränderungen Auswirkungen auf die stoffwechselmäßige Leistung der Biomasse haben.

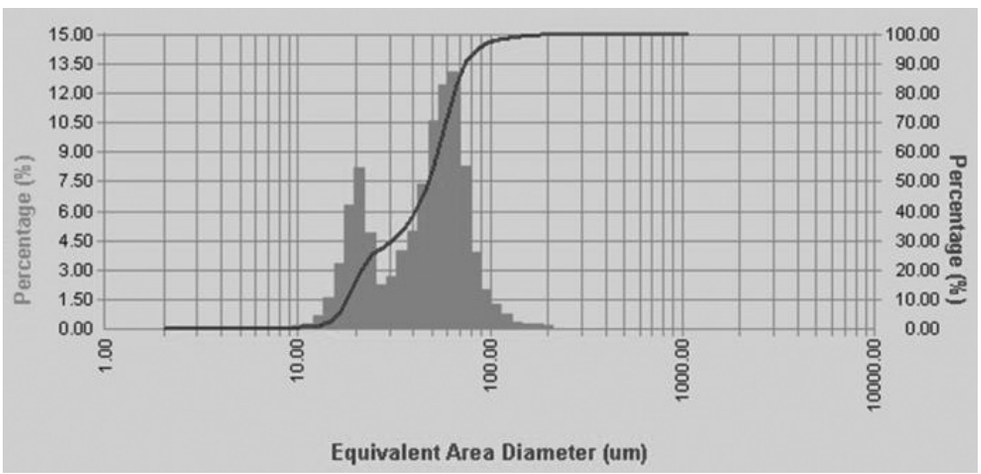


Abb. 4: Histogramm Äquivalenzflächendurchmesser Retentat der industriellen Anlage.

Ein Monitoring der Flocke bietet die Möglichkeit, Betriebsstörungen zu erkennen. Die Verteilung der Äquivalenzflächendurchmesser in der zweiten Nitrifikationsstufe der HtF-SWA (Abb. 5) ist schmaler als in der großtechnischen Anlage (Abb. 3 und Abb. 4).

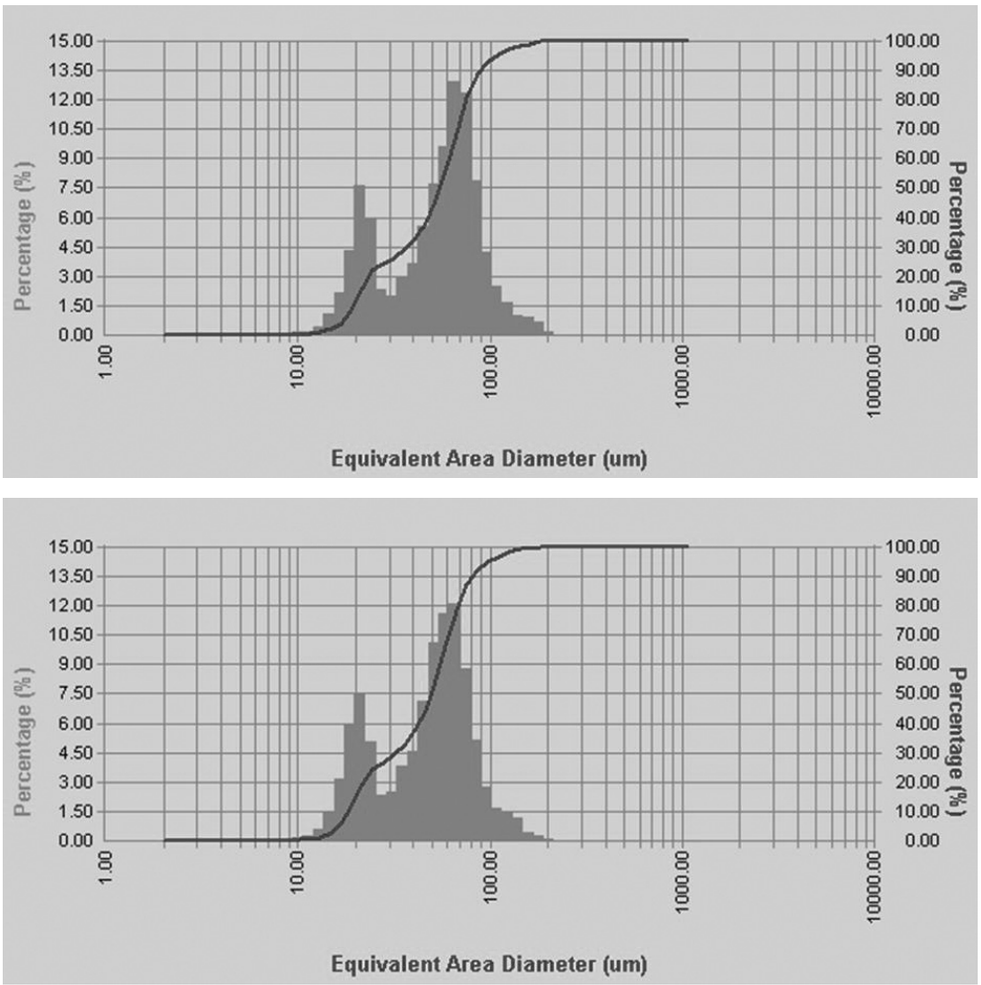


Abb. 5: Histogramm Äquivalenzflächendurchmesser HtF-SWA, BR 1-3 (oben) und BR 2-3 (unten).

Die Turbulenzen und die Scherkräfte sind auf Seiten der Pumpen (Schlauchquetschpumpen statt Kreiselpumpen) geringer, die verwendete Ultrafiltrationsmembran ist jedoch identisch. Die Flockenschädigung durch die Ultrafiltrationsmembran ist dabei als entscheidenderer Parameter einzuschätzen.

2.2.2 Betriebsparameter im Anlagenbetrieb

Die Daten des Messsignals von Ammonium des dritten Reaktors je Straße sind in Abb. 6 dargestellt. Bei identischer Prozessführung ist zu erkennen, dass sich die Messsignale für Ammonium vergleichbar verhalten.

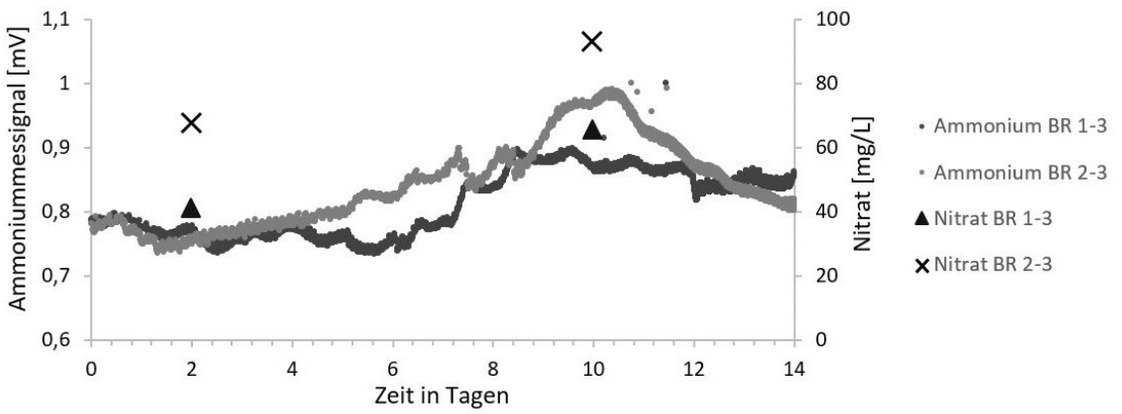


Abb. 6: Verlauf des Messsignals von Ammonium über die Kultivierungszeit mit IC Nitrat Messungen.

Am zweiten Tag wurde der Volumenstrom von 0,08 Liter pro Minute auf 0,16 Liter pro Minute erhöht worauf sich die Ammoniumkonzentrationen kontinuierlich erhöht haben. Die Nitratmessungen mittels IC (Ionenchromatographie) bestätigen trotz geringer Anzahl an Messungen den Trend. Die semipermeablen Membranen der Nitrat-online-Messung waren beschädigt.

3 SCHLUSSFOLGERUNG BZW. ZUSAMMENFASSUNG

Mit Hilfe des halbtechnischen Maßstabes und des neuartigen Aufbaus der halbtechnischen Forschungs-Sickerwasserreinigungsanlage können Fragestellungen hinsichtlich der biologischen Verfahrensstufe der Deponiesickerwasseraufreinigung untersucht werden. Betriebsstörungen können reproduziert und durch die forschungsmäßige und messtechnische Ausrüstung ihre Ursachen untersucht werden. Die wissenschaftliche Ausgangsbasis für die vergleichenden Untersuchungen der Verfahrensstufen und der Biozönosen sind gegeben (vergleiche Abb. 6) und Forschungsergebnisse können aus dem Labormaßstab im halbtechnischen Maßstab hinsichtlich ihrer Scale-up Möglichkeiten überprüft werden. Durch die Technikumsmöglichkeiten der Verfahrensoptimierung wird die Verbesserung von bestehenden Konzepten und die Weiterentwicklung mit neuen Ansätzen vorangetrieben.

LITERATUR

Ankersmid (2006) *EyeTech particle size and shapa analyzer - operation manual* (1.0).

BAV. (2014) *Geschäftsbericht 2014 Bergischer Abfallwirtschaftsverband.* Verfügbar unter: http://www.bavweb.de/dateien/2015/BAV_GB_2014_klein.pdf.

BAV. (2009) *Geschäftsbericht 2009 Bergischer Abfallwirtschaftsverband.* Verfügbar unter: http://www.bavweb.de/dateien/2011/BAV_GB_JaBa_2009.pdf.

BAV. (2005) *Geschäftsbericht 2005 Bergischer Abfallwirtschaftsverband.* Verfügbar unter: http://www.bavweb.de/data/GeschBericht2005.pdf.

Bilitewski, B. & Härdtle, G. (2013) *Abfallwirtschaft: Handbuch für Praxis und Lehre* (4., aktual). Berlin [u.a.]: Springer Vieweg.

Bongards, M. (2014) *Kompendium der Forschungsgemeinschaft :metabolon 2012-2014.* Köln: Technische Hochschule Köln.

Ganzenko, O., Huguenot, D., van Hullebusch, E.D., Esposito, G. & Oturan, M.A. (2014) Electrochemical advanced oxidation and biological processes for wastewater treatment: A review of the combined approaches. *Environmental Science and Pollution Research,* 21(14), 8493–8524. http://doi.org/10.1007/s11356-014-2770-6.

Zhang, Y., Wang, X.C., Cheng, Z., Li, Y. & Tang, J. (2016) Effect of fermentation liquid from food waste as a carbon source for enhancing denitrification in wastewater treatment. *Chemosphere*, 144, 689–696. http://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2015.09.036.

Massenmanagement beim Bau von Deponien aus planerischer Sicht

U. Bartl, S. Chrszon & P. Hiemann
Sweco GmbH, Abfallwirtschaft und Geotechnik, Köln, Deutschland

KURZFASSUNG: Die Bedeutung von Massenmanagement wird oftmals unterschätzt bzw. dessen Potentiale nicht voll genutzt. Beim Deponiebau sind diesbezüglich neben den Deponieersatzbaustoffen zur Profilierung vor allem die mineralischen Komponenten der Abdichtungsschichten von großem Interesse, seien es Tondichtungsmaterialien, Kiese und Schotter für Entwässerungsschichten, als auch Boden für die Rekultivierungsschicht, da sie mengenmäßig besonders relevant sind. Ein gutes Massenmanagement kann maßgeblich dazu beitragen, Kosten einzusparen, indem vorrangig durch zeitgünstige Akquisition Materialmengen zu günstigen Konditionen erworben werden können. Kritische Punkte sind aber vor allem die Planung zeitlicher Abläufe, sowie die Interaktion der verschiedenen Beteiligten und die damit verbundenen Schnittstellen. Die Bereitstellung der erforderlichen Menge an Material zum passenden Zeitpunkt in der notwendigen Qualität kann durch entsprechende Lagerung oder die Nutzung von Synergien gewährleistet werden. Hierfür sind allerdings auch Ressourcen, wie Personal, Maschinen und Flächen einzuplanen und zu koordinieren, was bei der ökonomischen Bewertung zu beachten ist. Durch Praxisbeispiele werden der Sachverhalt und die Möglichkeiten eines Massenmanagements weiter verdeutlicht.

1 EINLEITUNG

Ein Massenmanagement bestimmter Materialien beim Deponiebau kann u.a. ökonomische Vorteile bewirken, wie z.B. Kostenersparnisse, welche aufgrund günstiger Zeitpunkte der Akquisition sowie positive Auswirkungen auf den Bauablauf entstehen können. Auch die Verknüpfung verschiedener Projekte in materialspezifischer Hinsicht lassen sich durch eine gute Planung aufeinander abstimmen. Ökologische Vorteile sind beispielweise durch die Verringerung von Transportwegen sowie Flächen- bzw. Materialverbräuche möglich. Im Gegenzug sind allerdings mitunter hohe logistische Anforderungen sowohl in der Flächen- als auch der Mengenbewirtschaftung zu bewerkstelligen, da hierbei mitunter eine große Anzahl an Beteiligten koordiniert werden müssen. Der vorliegende Beitrag soll die Möglichkeiten und Vorteile, aber auch die Anforderungen für ein gutes Massenmanagement aufzeigen und diskutieren. Anhand von Projektbeispielen werden praktische Erfahrungen für mögliche Umsetzungen von Massenmanagements veranschaulicht.

2 DEPONIEABDICHTUNGEN IM DEPONIEBAU

Um die Umwelt vor Emissionen aus einer Deponie zu schützen, wird diese mit verschiedenen Abdichtungen versehen. Hierbei sind die Basisabdichtung und die Oberflächenabdichtung zu nennen. Die Basisabdichtung wird i.d.R. als technische Barriere direkt auf den anstehenden Boden (geologische Barriere) aufgebracht. Nach oben bzw. außen hin werden Deponien im Allgemeinen durch Oberflächenabdichtungen begrenzt. Eine Zwischenabdichtung wird z.B. bei Deponieerweiterungen in den Übergangsbereichen zwischen alten und neuen Deponieabschnitten angeordnet. Sie werden beispielsweise erforderlich, wenn bei dem alten Deponieabschnitt eine Basisabdichtung fehlt oder eine Sicherung zur geologischen Barriere nur unzureichend ist. Sie ist aber auch als temporäre Abdichtung ausführbar, bevor die eigentliche Oberflächenabdichtung auf die Deponie aufgebracht wird.

2.1 Analyse der möglichen Anwendungsfälle

Die Basisabdichtung besteht aus mehreren mineralischen Schichten, häufig in Verbindung mit einer Kunststoffdichtungsbahn bzw. weiteren geotextilen Lagen. Die mineralischen Schichten unterteilen sich in Abdichtungsschichten aus Tonmineralien, mineralischen Schutzschichten, sowie Drainageschichten aus Schotter und Kiesen. Hierbei nehmen die klassischen abdichtenden Tonmineralien meist wesentlich mehr Raum ein, als etwa die Kunststoffbahnen oder die Drainageschichten. Dennoch können auch die Materialien für Drän- und Schutzschichten beachtliche Massen beim Bau annehmen. Bei Oberflächenabdichtungen kommt zu den mineralischen Schichten und Kunststoffbahnen eine mindestens einen Meter mächtige Rekultivierungsschicht hinzu. Der Aufbau einer Zwischenabdichtung kann projektspezifisch sehr unterschiedlich ausfallen, weist aber in der Regel wie die Basis- oder Oberflächenabdichtung sowohl mineralische als auch künstliche Schichten (Geokunststoffe, Polymere) auf. Die Mächtigkeit der einzelnen Schichten kann durchaus mit denen der Oberflächenabdichtung verglichen werden, wobei bei dem Aufbau einer Zwischenabdichtung allerdings keine Rekultivierungsschicht angeordnet wird.

Generell können alle mineralischen Schichten für ein Massenmanagement in Frage kommen, da sie mengenmäßig die größten Anteile darstellen, wobei die Rekultivierungsschichten der Oberflächenabdichtungen nochmals eine Sonderstellung aufgrund ihrer Dicke einnehmen.

2.2 Betrachtung der wirtschaftlichen Relevanz

Wie oben bereits erläutert, bilden die mineralische Schutz- und Abdichtungsschichten, Drainageschichten und Rekultivierungsschichten das größte Potential für ein Massenmanagement. Somit kommt diesen Materialien auch wirtschaftlich eine große Bedeutung zu. Bei großen Mengen können bereits kleine Preisschwankungen große Auswirkungen auf die Kalkulation eines Deponiebauprojektes haben. Wenn diese günstig akquiriert werden können bzw. aufgrund der Menge Rabatte einkalkuliert werden können, kann sich dies deutlich zugunsten der Kostenbilanz auswirken. Zusätzlich müssen allerdings Aufwendungen für Lagerbewirtschaftung bzw. Handlingkosten einberechnet werden. Hierzu zählen beispielsweise Kosten für Lagerflächen (Miete oder Erwerb), den Lagerbetrieb, Personal oder auch Transport.

3 TRENNUNG VON LIEFERUNG UND EINBAU

Um einen reibungslosen Ablauf des Baus von Deponieabdichtungen gewährleisten zu können, müssen die Materialien zeitlich und räumlich sowie qualitativ in ausreichender Menge vorhanden sind. Hierbei muss das Zusammenspiel zwischen Lieferung und Einbau der Materialien sehr gut funktionieren. Gerade bei großen Mengen muss zudem eine gleichbleibende Qualität des Materials gewährleistet werden. Die Lieferzeiträume müssen eng an die Einbaurhythmen angepasst werden. Ansonsten kann der Fall eintreten, dass entweder zu viel oder zu wenig Material für den Einbau geliefert wird, was zu Behinderungen im Bauablauf führen kann. Nur durch fristgerechte Lieferung kann ein zeitnaher, reibungsloser Einbau gewährleistet werden. Es muss eine gute logistische Steuerung der Liefer- und Einbauzeiten erfolgen, um Engpässe oder Stillstandzeiten zu vermeiden.

3.1 Schnittstellenproblematik

Bei der Trennung von Lieferung und Einbau muss besonders auf die vorhandenen Schnittstellen bei der Planung eingegangen werden. Es sollte eine klare Abgrenzung der verschiedenen Schnittstellen wie der Lieferung, der Lagerung und auch des Einbaus erfolgen, je nachdem, wer die jeweiligen Aufgaben während des Projektes wahrnimmt. Der Übergang der einzelnen Schnittstellen kann bei der Abwicklung einer Baumaßnahme durchaus problematisch sein und muss während der Maßnahme sorgfältig überwacht werden. Die einzelnen Schnittstellen müssen miteinander harmonisieren und es muss eine gute Absprache zwischen den einzelnen Stellen erfolgen, damit es bei den Übergängen nicht zu Komplikationen kommt. Die Akteure, welche bei einer Baumaßnahme vertreten sind, sind u.a. Auftraggeber/Bauherr, Auftragnehmer, Materiallieferanten, Transportunternehmen sowie Betreiber / Besitzer von Dispositionsflächen. Weiterhin

ist zu beachten, dass die Aufgaben nicht bei jedem Projekt gleich verteilt sind bzw. ein Akteur nicht immer die gleichen Aufgaben erfüllt. Es ist durchaus möglich, dass ein Akteur mehrere Aufgaben wahrnimmt. Dies ist beispielsweise der Fall, wenn der Bauherr auch gleichzeitig das Material stellt und kein zusätzlicher Materiallieferant benötigt wird. Es ist zu entscheiden, ob es sinnvoll ist, durch die Übernahme von Aufgaben in Eigenregie Schnittstellen einzusparen oder ob ein Outsourcen von Tätigkeiten notwendig oder sinnvoll ist.

3.2 Technische und wirtschaftliche Risiken

Bei der Lieferung ist es notwendig, geeignete Transportmittel zu wählen (z.B. Allradangetriebene Fahrzeuge), sowie die Logistik der Anlieferung zu planen und zu überwachen. Soll ein Einbau der Materialien „just–in-time“ erfolgen, ist es wichtig, die Intervalle der Anlieferung an den Einbau angepasst zu wählen. Sind diese zu kurz und es sind keine Lagerungsmöglichkeiten vorhanden, kann es zu einem „Materialstau“ kommen und die angelieferten Materialien können nicht in dem Tempo eingebaut werden, wie diese angeliefert werden. Dies kann zu langen Wartezeiten bei dem Transportunternehmen führen, was sich wiederum oft in hohen Zusatzkosten niederschlägt. Bei zu langen Intervallen der Lieferung kann der Einbau wiederholt zum Stillstand kommen, was wiederum zu einer Verlängerung der Baumaßnahme und ebenfalls hohen Kostenaufschlägen („gestörter Bauablauf“) führen kann. Anhand dessen ist bereits ersichtlich, welch wirtschaftliche Risiken allein ein schlechtes Lieferungsmanagement zur Folge haben kann.

Der Einbau der vorhandenen Materialien kann ebenfalls technische und somit auch wirtschaftliche Risiken mit sich bringen. Sind die Witterungsbedingungen für einen Einbau ungeeignet oder treten sonstige unvorhergesehene Probleme auf, kann schon vorhandenes Material ebenfalls nicht eingebaut werden. Es kommt zu Verzögerungen beim Ablauf und somit wiederum zu höheren Kosten, die vorher eventuell nicht einkalkuliert waren.

4 GRUNDSÄTZLICHE ANFORDERUNG AN DIE LOGISTIK

Die Ereignisse der Materialbeschaffung und Materialanlieferung sowie dem Materialeinbau müssen sinnvoll miteinander verknüpft und koordiniert werden. Als Voraussetzung soll hier genauer sowohl auf die Transport- und Lagerlogistik als auch auf die erforderlichen Ressourcen eingegangen werden.

4.1 Transportlogistik

Der Transport und die Anlieferung geeigneter Materialien zum rechten Zeitpunkt sind als wesentlich anzusehen. Durch Dispositionsflächen kann eine Zwischenlagerung der Materialien erfolgen. Diese fungieren als Schnittstelle zwischen Anlieferung und Weiterverwendung als Profilierungs- und/oder Dichtungsmaterial. Es ist darauf zu achten, dass die Entfernungen zwischen der Lagerfläche und dem Einbauort möglichst gering gehalten werden. Es sollte möglichst eine Trennungen der Verkehrsströme nach Anlieferverkehr und der Entnahme für den Einbau erfolgen. Die Verkehrsführung hierbei sollte möglichst kreuzungsfrei erfolgen, um einen reibungslosen Ablauf zu gewährleisten. In Kap. 7.1 wird dies anhand eines Praxisbeispiels verdeutlicht.

4.2 Lagerlogistik

Die Lagerlogistik beinhaltet die Einlagerung, die Vorhaltung und Verwaltung sowie die Ausgabe der gelagerten Materialien. Bei den ausgewiesenen Lagerflächen sollte – abhängig von der Größe der Mengenströme - zwischen externer Anlieferung (Verantwortungsbereich a) und Materialentnahme (Verantwortungsbereich b) unterschieden werden. Dies kann beispielsweise durch verschiedene Aufteilung der Flächen erreicht werden. Anhand Kap. 7.1 (Deponie Schlackeberg) wird eine mögliche Vorgehensweise näher erläutert.

4.3 Ressourcenbedarf

Bei der Logistik ist es wichtig, den Bedarf an benötigten Ressourcen wie beispielsweise Personal, Flächen, und Gerätschaften zu ermitteln, zu quantifizieren und zu überwachen. Das Personal muss entsprechend den Aufgaben unterrichtet, eingewiesen und überwacht werden.

Sind Flächen vor Ort vorhanden, müssen diese für eine mögliche Nutzung als Zwischenlagerfläche quantifiziert und vorbereitet (Beschilderung, Umzäunung etc.) werden. Es haben zudem Absprachen zu erfolgen, wann die Flächen mit welchen Materialien belegt sind und nicht anderweitig zur Verfügung stehen, sodass Flächen nicht mit einer Doppelbelegung in eine Massenmanagementplanung eingehen. Liegen die geplanten Lagerflächen nicht auf eigenen Grundstücken, so ist deren Nutzung erst bei den entsprechenden Besitzern anzufragen und ggf. anzumieten, was in die Kostenbilanz einkalkuliert werden muss. Sind keine geeigneten Flächen in direkter Umgebung vorhanden, müssen ggf. Flächen in weiterer Entfernung eingeplant werden, wobei der Transport von und zu diesen Zwischenlagerflächen entsprechend berücksichtigt werden muss.

Gerätschaften zum Transport und Einbau sind entsprechend der Bauabläufe einzuplanen. Für eventuelle Umlagerungen auf den Zwischenlagerflächen sind zusätzliche Gerätschaften vorzuhalten. Auch sind eventuell Synergien zu nutzen, so dass Gerätschaften, die gerade am Einbau etc. nicht gebraucht werden, anderorts eingesetzt werden können.

5 MARKTRECHERCHE UND MATERIALAKQUISITION

Durch ein geeignetes Massenmanagement besteht die Möglichkeit, unabhängig von den Zeitpunkten des Einbaus Materialien auf dem Markt zu akquirieren. Es können Recherchen und Überwachungen der verfügbaren Mengen zeitunkritischer betrieben werden, sodass Mengen dann eingeworben werden können, wenn diese günstig verfügbar sind. Ebenso können unterschiedlichen Baumaßnahmen verschiedener Bauherren zur Nutzung von Synergien koordiniert werden. So können Aushubmassen einer Baumaßnahme eventuell ohne zusätzliche Beschaffungskosten und zeitliche Verschiebung sowie Lagerung an anderer Stelle wieder eingebaut werden, wenn diese an der ursprünglichen Anfallstelle nicht mehr benötigt werden. In Kap. 7.3 (Deponie Kapenberg) wird auf diesen Sachverhalt näher eingegangen.

6 GESAMTBEWERTUNG ZUR UMSETZUNG EINES MASSENMANAGEMENTS

Da jedes Projekt seine eigenen Randbedingungen und Struktur aufweist, ist eine Bewertung jedes einzelnen Projektes über eine systematisierte Herangehensweise notwendig. Es stellt sich immer wieder die Frage, ob und ggf. für welche Materialien die Einführung und Umsetzung eines bauherrenseitigen Massenmanagements sinnvoll und wirtschaftlich ist. Die Möglichkeiten sind vielfältig und bieten zahlreiche Optionen, die sich positiv auf den Projekterfolg auswirken können. Allerdings bringt ein Massenmanagement auch zusätzliche Herausforderungen mit sich, die eingeplant und bewerkstelligt werden müssen.

Im folgenden Kapitel 7 sind einige Praxisbeispiele dargestellt, die mögliche Umsetzungen von Massenmanagements für unterschiedliche Ausgangssituation aufzeigen.

7 AUSGEFÜHRTE PRAXISBEISPIELE

7.1 Deponie Schlackenberg

Die Deponie Schlackenberg in Sulzbach-Rosenberg wurde seit 1893 bis zur Stilllegung 2002 zur Ablagerung der in den Produktionsprozessen anfallenden Abfallstoffe der Maxhütte eingerichtet und betrieben. Wesentlicher Bestandteil des abschließenden Sanierungskonzeptes war die Profilierung des gesamten Geländes mit dem Ziel, ein Oberflächenabdichtungssystems standsicher errichten zu können. Für die Profilierung und Modellierung des Deponiekörpers wurden ca. 400.000 m³ geeignete Deponieersatzbaustoffe benötigt. Diese wurden in Einzelkontingenten (Einzellosen)

zu je 10.000 m³ innerhalb eines Zeitraums von etwa drei Jahren beschafft. Die einzelnen Kontingente wurden unter Berücksichtigung des Bauablaufs nach dem zeitlichen Bedarf gestaffelt.

Die Gewährleistung eines kontinuierlichen und reibungslosen Bauablaufes durch die Vorhaltung ausreichender Deponieersatzbaustoffe machte die Einrichtung und Bewirtschaftung eines Zwischenlagers erforderlich. Das Zwischenlager stellte die Schnittstelle zwischen der Anlieferung der Deponieersatzbaustoffe und der Weiterverwendung als Profilierungsmaterial auf dem Deponiegelände dar, wobei der Lagerungszeitraum der zwischengelagerten Materialien deutlich weniger als ein Jahr betrug. Als Zwischenlagerfläche wurde das Areal des ehemaligen Gichtgasstaublagers genutzt, welches über eine Flächengröße von ca. 11.000 m² verfügte. Auf diesem Areal konnten 2 Mieten mit einem Gesamtvolumen von ca. 100.000 m³ angelegt und betrieben werden. Das Zwischenlager befand sich in unmittelbarer Nähe der zentralen Zufahrt im nordöstlichen Standortbereich. Die Transportentfernung zum Einbaubereich, in dem die größten Mengen erforderlich waren, betrug maximal 200 m.

Um eine eindeutige Schnittstelle zwischen der externen Anlieferung, die im Verantwortungsbereich des Bauherren lag, sowie der Materialentnahme durch den ausführenden Bauunternehmer definieren zu können, war jeweils eine Miete ausschließlich für die Anlieferung bzw. die Materialentnahme zugänglich. Nach vollständigem Rückbau der „Entnahmemiete“ erfolgte der Wechsel. Die Steuerung der Verkehrsströme von der Anlieferung bis zur Abkippung im Zwischenlager sowie von der Entnahme aus dem Lager über den Transport bis zur Einbaustelle erfolgte in der Art, dass eine strikte Trennung der Verkehrsströme nach Anlieferverkehr und Baustellenfahrzeuge für den internen Materialtransport erfolgte. Hierzu musste die Verkehrsführung am Standort kreuzungsfrei erfolgen, um einen reibungslosen Bauablauf ermöglichen zu können.

7.2 Zentraldeponie Hubbelrath

Östlich der Landehauptstadt Düsseldorf befindet sich der Standort der Zentraldeponie Hubbelrath, die seit Beginn der 70er-Jahre in mehreren Abschnitten eingerichtet und betrieben wird. Aktuell läuft ein Planfeststellungsverfahren zur Erweiterung der Deponie Richtung Süden. Im Zuge des Planungsprozesses wurde ein Erweiterungskonzept erarbeitet, welches zur Herrichtung der Deponieaufstandsfläche des Erweiterungsbereiches die Auskofferung von ca. 700.000 m³ vorsieht. Bereits im Rahmen der Vorplanung wurde daher ein Standortuntersuchungsprogramm ausgeschrieben, wobei neben den Untersuchungen zur grundsätzlichen Eignung als Deponiestandort auch die Möglichkeit der Verwendung der Aushubböden zu deponiebautechnischen Zwecken überprüft wurde. Im Vordergrund der Analytik stand hierbei der Nachweis der Eignung als Rekultivierungsboden.

Bedingung für den Einsatz der Aushubböden als Rekultivierungsmaterial ist, dass die Errichtung der Oberflächenabdichtung auf den bereits verfüllten Bereichen zeitlich auf die Aushubarbeiten des Erweiterungsbereiches abgestimmt wird. Es muss gewährleitet sein, dass unmittelbar nach Aufbringen der Abdichtungskomponenten des Oberflächenabdichtungssystems ausreichende Mengen an Rekultivierungsboden zur Verfügung stehen, um den Schutz des Abdichtungssystems sicherstellen zu können. Um Engpässe vermeiden zu können oder den Baufortschritt der Erweiterung nicht zu gefährden, falls der Einbau von Rekultivierungsboden zeitweise nicht möglich sein sollte, ist die Errichtung eines Bodenlagers vorgesehen. Hierzu stehen Flächen, die sich im Eigentum des Deponiebetreibers befinden, unmittelbar angrenzend an den Aushubbereich zur Verfügung. Bei vollständiger Ausnutzung des vorhandenen Platzangebotes können bis zu 100.000 m³ des Aushubmaterials in der Nähe des späteren Verwendungsortes zwischengelagert werden. Hierdurch können die erforderlichen Transportwege am Standort auf ein Minimum reduziert werden.

7.3 Deponie „Beim Kapenberg“

Die Deponie „Beim Kapenberg“ befindet sich ca. 7 km nördlich des Ortsrandes von Holzminden. Der Deponiekörper liegt im Bereich einer Bergkuppe eines ehemaligen Steinbruchs innerhalb einer Flussschleife der Weser. Zum endgültigen Deponieabschluss wurde die Errichtung eines Ober-

flächenabdichtungssystems zur Genehmigung beantragt, aus dem der Einbau von ca. 32.000 m³ Rekultivierungsböden resultierte.

Nach Recherchen konnte eine Maßnahme in der Nähe des Deponiestandortes gefunden werden, in deren Zuge umfangreiche Mengen an potentiell geeigneten Aushubböden anfallen sollten. Der Landkreis Holzminden plante zum damaligen Zeitpunkt bereits die Errichtung des Retentionsraums „Heidbrink“ als zukünftige Überflutungsfläche der Weser. Fortan wurden die Planungen zur Errichtung des Überflutungspolders sowie der Oberflächenabdichtung aufeinander abgestimmt. Zunächst war hierzu jedoch die Untergrunderkundung des Aushubbereiches erforderlich, um die Eignung der Aushubböden als Rekultivierungsboden für das Oberflächenabdichtungssystems nachweisen zu können. Die Planung der Modellierung des zukünftigen Retentionsraumes, der im Wesentlichen aus zwei Überschwemmungsbecken mit den zugehörigen Zulaufrinnen und Flachwasserzonen bestehen sollte, wurde an den erforderlichen Materialbedarf an Rekultivierungsboden angepasst. Die Abgrabungsmaßnahme erfolgte zeitgleich zur Herstellung des Oberflächenabdichtungssystems auf der Deponie. Da am Deponiestandort selber keine Flächen zur Zwischenlagerung vorhanden waren, oblag es der bauausführenden Firma, welche die Oberflächenabdichtung errichtete, die gemäß dem Baufortschritt der Abdichtungsmaßnahme erforderlichen Materialmengen aus dem Abgrabungsbereich zu entnehmen, zur Deponie zu transportieren und unmittelbar am Bestimmungsort einzubauen.

Durch die Kombination dieser beiden Maßnahmen im Landkreis Holzminden konnte somit der gesamte Bedarf an Rekultivierungsböden für das Oberflächenabdichtungssystem gedeckt werden.

7.4 Deponie Kapiteltal

Im Zusammenhang mit der planerischen und bautechnischen Umsetzung einer Deponieerweiterung auf einem bereits bestehenden Deponiekörper („Deponie auf Deponie“) wurde für die jeweiligen Dichtungen der Basis- bzw. der Multifunktionalen sowie der Oberflächenabdichtung auch der Einsatz von abfallstämmigen Baustoffen untersucht. Neben der bereits gängigen Praxis der Verwendung von Deponieersatzbaustoffen als Profilierungsmaterial konnten auch für verschiedene Funktionsschichten der Dichtungssysteme mineralische Abfälle zum Einsatz gebracht werden, wie z.B. für die Gasdränschicht, Entwässerungsschicht, Schutzlagen der Entwässerungsschicht sowie Auflager für die geosynthetische Tondichtungsbahn (GTD). Hierzu wurden für die einzelnen Materialien die für den aktuell zu bearbeitenden Bauabschnitt jeweils erforderliche Mengen und dessen zeitlicher Bedarfsverlauf ermittelt. Dem bauausführenden Unternehmer wurde eine für ihn arbeitstäglich verfügbare Materialmenge (Spannweite) in der Ausschreibung benannt, auf die dieser seine Bautätigkeit hin disponieren und kalkulieren konnte. Die qualitativen Anforderungen an die Materialien wurden ebenfalls definiert und mit dem Fremdüberwacher die Mineralik abgestimmt, ebenso die Beurteilungskriterien und Untersuchungsintervalle.

Die Beschaffung erfolgte durch den Bauherren, der diesbezüglich bereits im Vorgriff auf die Bauausschreibung mit einem Unternehmen eine vertragliche Vereinbarung zur Lieferverpflichtung festlegte, um dessen Flexibilität und Marktkenntnisse zu nutzen. In der Vereinbarung wurden die jeweiligen Aufgaben und Verantwortlichkeiten abgestimmt. Durch die Bereitstellung einer durch den Materiallieferanten bewirtschaftete Zwischenlagerfläche in unmittelbarer Baufeldnähe konnte der zeitliche Zusammenhang zwischen Materialbedarf durch das Bauunternehmen sowie die Bereitstellung durch den Materiallieferanten teilweise entkoppelt werden. Angestrebt wurde die direkte Anlieferung „just-in-time“, um die zusätzlichen Kosten durch das Handling im Zwischenlager zu minimieren. Die Anlieferung erfolgte über den Eingangsbereich der Deponie einschließlich Verwiegung. Somit konnte die Anliefermenge jeweils arbeitstäglich verfolgt werden. Die Entnahmemengen wurden aus den üblichen Bauaufmaßen ermittelt.

Die Anwendung von Geogittern im Deponiebau und dabei besonders zu berücksichtigende Randbedingungen

O. Syllwasschy
HUESKER Synthetic GmbH, Gescher, Deutschland

KURZFASSUNG: Abdichtungssysteme im Deponiebau sind geprägt durch ihre hangparallele und geschichtete Ausbildung. Die meistens anzutreffende Kombination von geosynthetischen und mineralischen Komponenten ergibt verschiedene mögliche Gleitlinien, auf denen ein Abdichtungssystem versagen kann. Bei steilen Böschungen sind entsprechend Gleitsicherheitsnachweise für die unterschiedlichen Scherfugen zwischen den Abdichtungskomponenten zu führen (GDA-Empfehlungen 1997; EBGEO 2010).
Altdeponien weisen aufgrund der tlw. hohen Scherfestigkeit der Abfälle Neigungen im Bereich 1:2 bis 1:1,5 auf. Ebenso werden bei Neubauten in Basisabdichtungen oftmals sehr steile Neigungen geplant, um das Deponievolumen zu maximieren. Diese Neigungen sind jedoch problematisch, weil i.d.R. trotz Auswahl hervorragend abgestimmter Baustoffe und Produkte die Böschungen nur bis zu einer Neigung von ca. 1:3 rechnerisch standsicher ausgeführt werden können. Hier müssen besondere Maßnahmen ergriffen werden, welche ein besonderes Verfüllmanagement und/oder den Einsatz von zusätzlichen, Zugkraft übernehmenden Geokunststoffen wie Geogittern erforderlich machen.

1 EINLEITUNG

Geogitter können als Bewehrungselemente im Deponiebau mehrere Funktionen erfüllen. Sie dienen der Sicherung gegen hangparalleles Gleiten von Abdichtungssystemen. Sie können ungleichmäßige Setzungen insbesondere im Bereich von Zwischenabdichtungen ausgleichen. Stützwände stabilisieren Böschungsfüße nach dem Prinzip der kunststoffbewehrten Erde. Somit dienen Geogitter der Sicherung von Abdichtungssystemen gegen Gleiten und Verformungen oder, nach den gleichen technischen Prinzipien, dem wirtschaftlichen Aspekt der Optimierung des Deponievolumens. In der Planungsphase ist hierbei besonderes Augenmerk auf die Bauausführung zu richten und die geometrischen Randbedingungen sind zu berücksichtigen. Für die Verankerung ist genügend Auflast und somit Platz vorzuhalten. Die Verlegung der Abdichtungskomponenten kann auf sehr steilen und langen Böschungen wegen der eingeschränkten Befahrbarkeit problematisch bis unmöglich sein. Gegebenenfalls sind temporäre Sicherungsmaßnahmen erforderlich.

2 SICHERHEIT GEGEN GLEITEN

Die Reibungsverhältnisse zwischen Geokunststoffen oder Geokunststoff gegen Böden in einem mehrschichtigen Abdichtungssystem sind in vielen Fällen ungünstiger als zwischen Bodenmaterialien, so dass bei steileren Böschungen oft der Einsatz einer geosynthetischen Bewehrung erforderlich ist. Die Scherparameter sollten bei Böden mit den tatsächlich verwendeten Komponenten untersucht werden. Scherparameter zwischen Geokunststoffen sind i.d.R. bekannt und abgesichert, so dass sie nicht für jedes Projekt neu untersucht werden müssen. Die Bemessung der erforderlichen Zugfestigkeit erfolgt z.B. nach (EBGEO 2010) oder (GDA-Empfehlung E2-20 2015). Um die Kraft an der Böschungskrone ableiten zu können, ist eine entsprechende Verankerungsgeometrie rechnerisch zu bestimmen. Es kann hierbei einerseits eine flache Verankerung gewählt werden, bei der keine Erdarbeiten unterhalb des Abdichtungsniveaus erforderlich sind, jedoch eine entsprechend große Verankerungslänge erforderlich wird. Andererseits kann ein An-

kergraben, der zwar zusätzlichen Bodenaushub erforderlich macht, viel Verankerungsfläche einsparen und in beengten Bereichen eingesetzt werden.

2.1 Verankerung flach auf dem Plateau

Diese Art der Verankerung basiert auf dem Prinzip des Gleitens in der schwächsten Gleitfuge. Das bedeutet konkret, dass nur eine Reibungsfläche existiert, die mit dem geringsten Kontaktreibungswinkel rechnerisch angesetzt werden kann. Der Boden würde im Versagensfall mitsamt dem Geogitter auf der Gleitfuge in Bewegung geraten. Somit ist die Verankerungslänge recht lang. Vorteil ist hierbei, dass keine Erdarbeiten und auch keine zusätzlichen Anschlussarbeiten des nachfolgenden Abdichtungssystems bzw. eine zusätzliche Dränage erforderlich werden. Dieses System wird i.W. nur in Plateaubereichen von Deponien angewendet. Eine Verkürzung der Länge ist hier nur durch eine Erhöhung der Auflast durch mehr Bodenmaterial möglich.

2.2 Verankerung in einem Einbindegraben

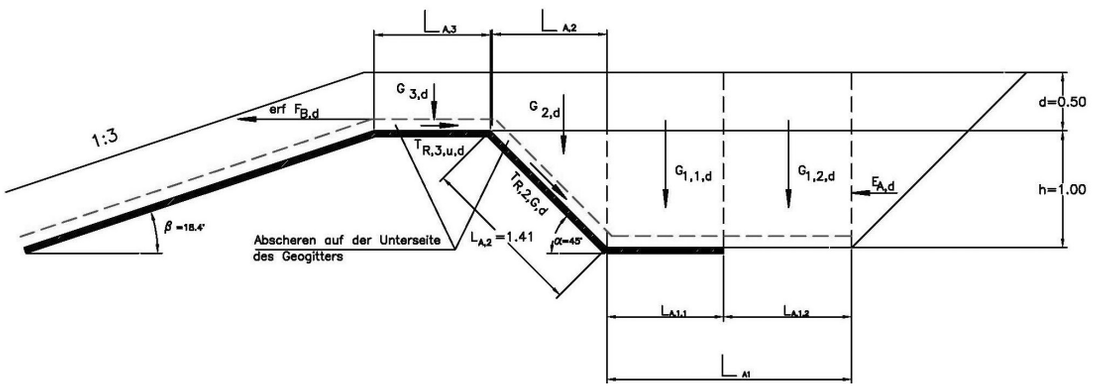


Abb. 1: Prinzip des Einbindegrabens.

Diese Ausführung (Abb. 1) ist aus zwei Gründen platzsparend. Sie ermöglicht im Bereich des Einbindegrabens den rechnerischen Ansatz von zwei Gleitfugen, die kritische und die nächst schwächere, weil der Nachweis auf dem Prinzip des Herausziehens basiert. Kinematisch betrachtet verbleibt der aufliegende Boden im Graben an Ort und Stelle. Zusätzlich erzeugt die erhöhte Auflast eine größere Reibungskraft. Somit kann der Gesamtbereich der Verankerung um mehr als 50 % im Vergleich der flachen Lösung reduziert werden.

2.2.1 Optimierungsmöglichkeiten der Verankerung

Bei beengten Platzverhältnissen kann eine Optimierung nur erfolgen, indem zusätzliche Auflast geschaffen wird, denn die Länge ist beschränkt (z.B. Randstraßen oder Grundstücksgrenzen). Dies kann nur erreicht werden, indem in die Tiefe oder Höhe gebaut wird.

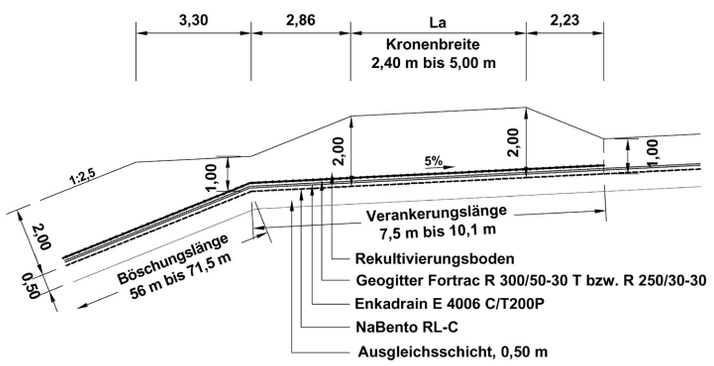


Abb. 2: Verankerung auf dem Plateau.

Bei der flachen Verankerung kann nur zusätzliches Bodenmaterial aufgetragen werden, wie in Abb. 2 dargestellt.

Hierbei ist jedoch zu beachten, dass z.B. ein Entwässerungsgraben für Niederschlagswasser auf der Rückseite der Aufschüttung erforderlich werden kann. Beim Einsatz von Verankerungsgräben sind mehrere Varianten möglich. Die Ankergrabengeometrie kann flach oder tief ausfallen, die Ankergrabenbreite kann schmal oder breit angesetzt werden, der Ankergrabenort kann nah an der Böschung oder von dieser zurückversetzt liegen. Zusätzliche Auflast (s. Abb. 2) erhöht auch hier die abtragbaren Zugkräfte zusätzlich.

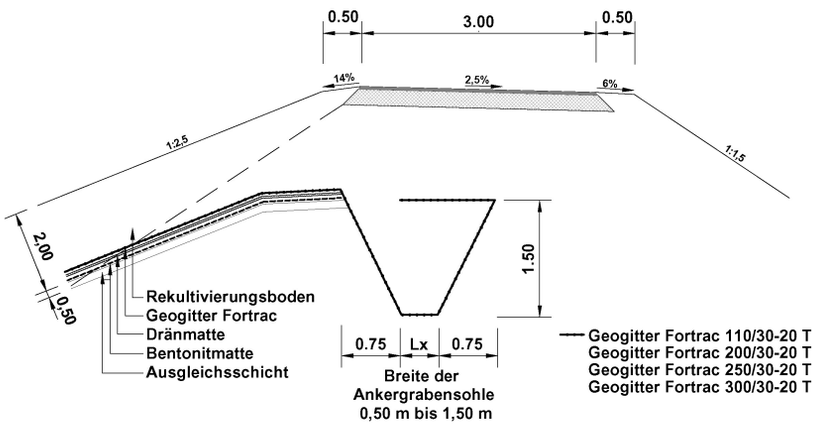


Abb. 3: Tiefer Ankergraben in einer schmalen Berme.

Abb. 3 zeigt einen schmalen, aber tief ausgeführten Verankerungsgraben auf einer Schlackendeponie im Saarland. Aufgrund der inzwischen hinter der Berme anstehenden neuen Anschüttungen war ein breiterer und flacherer Aushub nicht möglich. Durch die beschränkte Böschungslänge zur nächstunteren Berme ergaben sich relativ niedrige Zugkräfte, die in einem kleinen Grabenquerschnitt verankert werden konnten. Werden bedingt durch lange und/oder steilere Böschungen größere Ankergrabenquerschnitte erforderlich, kann in solchen Situation evtl. eine erhöhte Auflast helfen. Reicht die mögliche Querschnittsfläche dann immer noch nicht, muss eventuell jedoch darüber nachgedacht werden, wie die Böschungslänge ggf. durch zusätzliche Bermen reduziert wird, um mit dem wenigen Platz auszukommen.

Eine weitere Variante ist es, den Verankerungsgraben erst hangseitig der Berme anzuordnen, wie beispielhaft in Abb. 4 dargestellt. Ein wesentlicher Vorteil bei dieser Variante ist, dass der Anschluss der späteren, oberhalb liegenden Abdichtung in Form einer einfachen, sogar räumlich getrennten Überlappung ausgeführt werden kann, ohne dass erneut bis zu dem bereits ausgeführten Ankergraben hinunter gegraben werden muss. Dies spart in der Bemessung Querschnittsfläche, weil für den Bauzustand mehr Volumen zur Verfügung steht und nicht durch temporären Aushub verloren geht.

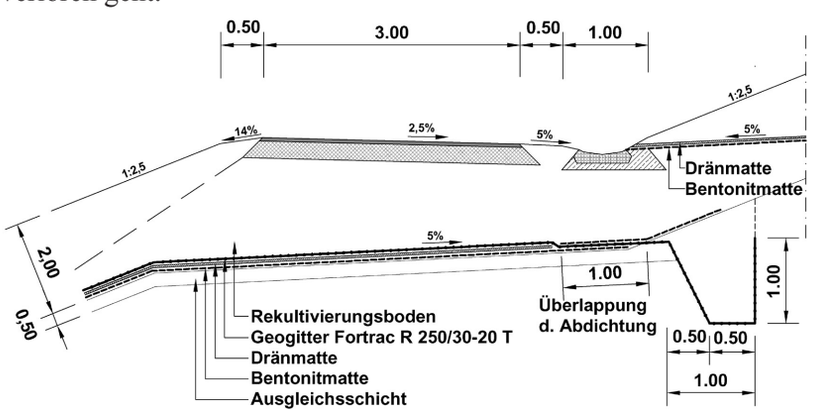


Abb. 4: Rückseitiger Ankergraben.

2.3 Verankerung in Eckbereichen von Deponien

Bei Deponieböschungen, die in ihrem Verlauf relativ sanft ausgerundete Kurven aufweisen, kann die Antigleitbewehrung problemlos auf dem Plateau verankert werden (Abb. 5). Diese Form

ist sogar so gut, dass trotz des engen Winkels, in dem die Böschungen tlw. unter 45 ° aufeinandertreffen, durch eine ausrundende Profilierung und einer damit verbundenen Abflachung der Böschung auf die Antigleitbewehrung in den Eckbereichen verzichtet werden konnte.

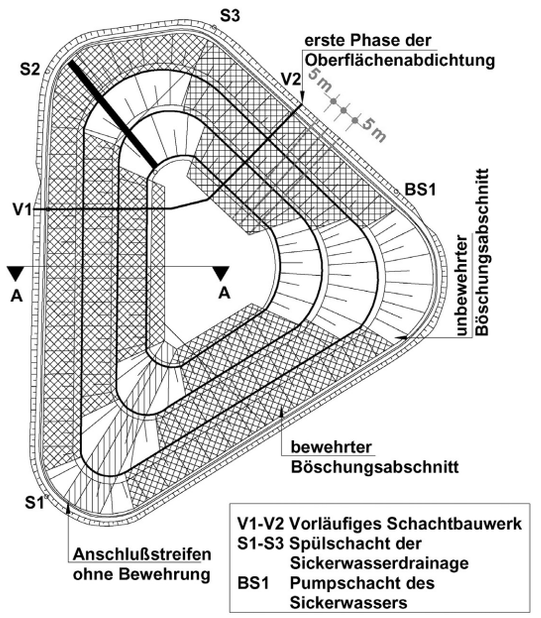


Abb. 5: Eckbereiche mit Ausrundung.

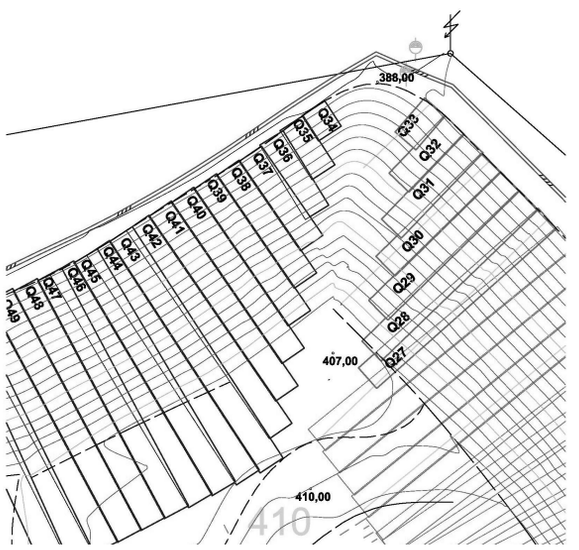


Abb. 6: Eckbereiche ohne Ausrundung.

Sind die Kurvenradien jedoch klein oder treffen gar zwei Böschungen unter 90 ° oder steiler aufeinander, so dass ein Grat entsteht (Abb. 6), ist besonderes Augenmerk auf die Verlegung der Antigleitbewehrung zu richten. Bedingt durch den engen Radius des Böschungsverlaufes oder gar einer ausgebildeten Schnittkante ohne Kurvenverlauf würden sich die Bewehrungslagen im Eckbereich stark überschneiden und im Ankerbereich mehrfach überlappt in einem Punkt auf der Böschungskrone konzentrieren. Somit entsteht in einem Punkt eine konzentrierte Krafteinleitung aus einer großen Fläche, welche nur durch entsprechende Auflasten oder Verankerungslängen aufzunehmen wäre.

In solchen Fällen bietet sich eine Verankerung entlang des Böschungsgrates an. Hierzu werden entlang der Schnittkante der Böschungen zwei Gräben angelegt und die Bewehrung dort direkt verankert. Es entstehen keine Überlappungen, keine Lastkonzentrationen und die Verankerungsgeometrie bleibt klein. Entlang der gradlinig verlaufenden Böschungen erfolgte die Verankerung flach auf dem Plateau (Abb. 7).

Diese Lösung wurde u.a. bei der Deponie Redlham ausgeführt. In der Bemessung musste berücksichtigt werden, dass die Zugkräfte der Bewehrung aus den Böschungen im Ankergraben aufgenommen werden können. Zusätzlich mussten noch die längs des Grabens hangabwärts auftretenden Zugkräfte durch zusätzliche Bewehrungen aufgefangen werden, um keine abwärts treibenden Querkräfte in den Bewehrungen der Böschungen zu aktivieren. Diese Bewehrungslagen wurden zum einen an der Grabenbasis eingelegt und zum anderen auf Höhe der Unterkante der Rekultivierungsschicht. Somit wurde gewährleistet, dass der gesamte Grabenkörper verankert wurde und auch lokal Scherkräfte aus Gleiten abgetragen werden, ohne das Dichtungselement auf Dehnung zu beanspruchen.

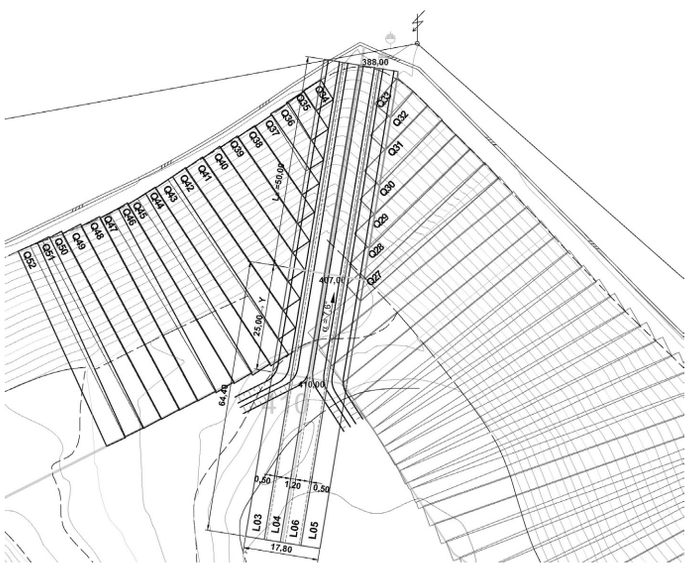


Abb. 7: Ankergräben auf Böschungsgrat.

2.4 Stützfußkonstruktionen

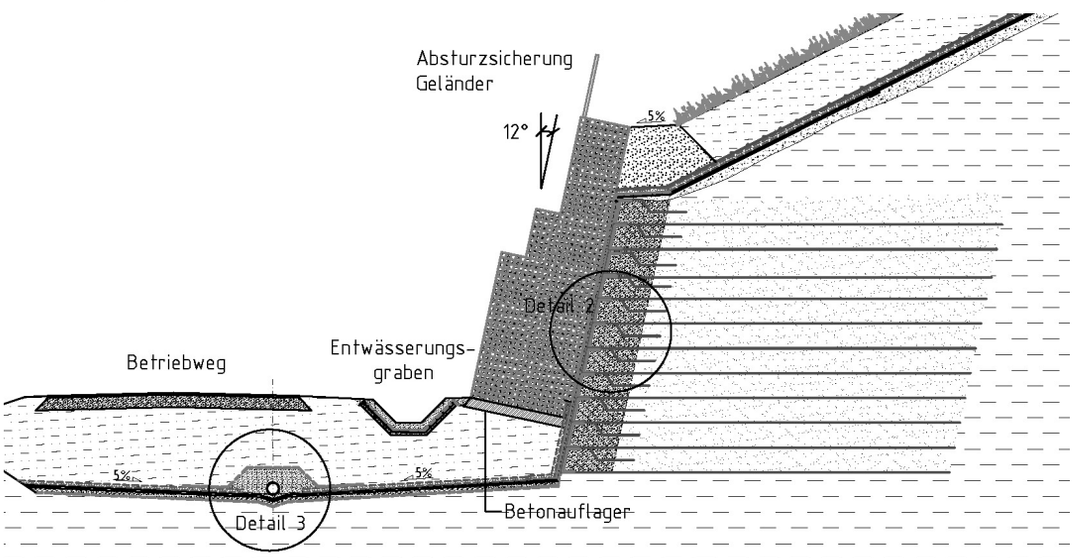


Abb. 8: KBE am Böschungsfuß, abgedichtet mit Kunststoffdichtungsbahn.

Kunststoff Bewehrte Erde Konstruktionen (Abb. 8) ermöglichen es, dass vorhandene übersteile Böschungen bei gleichzeitigem Volumengewinn ohne Abtrag des Deponiekörpers abgeflacht werden können. Voraussetzung hierfür ist, dass genügend Platz für die Verankerungslänge der Geogitter vorhanden ist oder geschaffen werden kann. Der Volumengewinn kann entsprechend als Mehreinnahme mit den Baukosten verrechnet werden. Die Frontseite der KBE-Wand wird mit einer Kunststoffdichtungsbahn gegen Niederschlagswasser abgedichtet. Vor die

KDB können Gabionenkörbe als Schutz- und Gestaltungselemente gestellt werden. Die KDB wird durch schwere Schutzvliese und Dränmatten gegen Beschädigungen geschützt.

2.5 Temporäre Sicherung von Abdichtungen

Werden Böschungen mit Neigungen steiler 1:3 abgedeckt, empfiehlt es sich während der Verlegung die Geokunststoffkomponenten temporär gegen Gleiten zu sichern. Bei diesen Neigungswinkeln kann sich ein Grenzgleichgewicht einstellen, bei dem es genügt, dass ein etwas zu schnelles Abrollen oder unachtsames Betreten der Geokunststofflage zum Rutschen führen kann. Hier sind, je nach Festigkeit des Untergrundes, einfache Befestigungsmittel wie Eisenbügel, Erdkrampen oder lange Nägel zu empfehlen. Sie sind schnell und unmittelbar nach Abrollen einzuschlagen. Es ist zu beachten, dass diese Störung außerhalb des Überlappungsbereiches liegen muss.

3 ANWENDUNGSGRENZEN

Geogitter sind rechnerisch in der Lage, sehr hohe Kräfte aufzunehmen. Je nach Produkt sind hier Kurzzeitzugfestigkeiten im Bereich bis ca. 2.000 kN/m möglich. In der Theorie kann auch jede beliebige Böschungsneigung und Böschungslänge gerechnet werden. Für die Praxis und die geotechnische Sinnhaftigkeit solcher Berechnungen sind jedoch folgende Punkte zu beachten:

- Es kann nur so viel Kraft im Geogitter aktiviert werden, wie auch sicher verankert werden kann
- Der Verankerungsbereich kann geometrisch eingeschränkt sein
- Der Rekultivierungsboden muss eine innere Scherspannung aufweisen, die größer ist, als die erzeugte Schubspannung der geneigten Böschung. Eine Daumenregel hierbei ist $\tan \varphi_{Boden} > 1{,}3 \cdot \tan \beta_{Böschung}$. Sonst kann es passieren, dass das System bis zur Geogitterlage stabil bleibt, der Oberboden jedoch wenige Millimeter oberhalb der Bewehrung abschert.
- Insbesondere lange Böschungen, d.h. länger als eine geosynthetische Tondichtungsbahn von ca. 20 bis 40 m, bedürfen einer besonderen Einbaulogistik. Dies kann z.B. der Einsatz von Arbeitsbermen, Zwischensicherungen oder Einsatz von sehr leichtem (Pistenbully) oder weitreichendem Gerät (Langarmbagger) sein.
- Böschungsneigungen im Bereich > 1:2 sind ausführbar, hier ist jedoch besonderes Bodenmanagement erforderlich. Die Böschungslängen oder -abschnitte sollten dann begrenzt werden und qualitativ höherwertige Oberböden oder Dränschichten sind nur in Kombination mit flacher geneigten Anschüttungen standsicher einbaubar.

4 ZUSAMMENFASSUNG

Geogitter bieten eine Vielzahl von Anwendungsmöglichkeiten im Deponiebau. Sie ermöglichen standsichere und verformungsstabile Abdichtungssysteme, die mit herkömmlichen Bauweisen versagen würden oder nur mit erhöhtem Aufwand zu erstellen sind. Die Anwendungen sind jedoch immer kritisch zu hinterfragen und die Randbedingungen, insbesondere Geometrie und nutzbare Scherparameter, genau zu erkunden. Der Bauablauf ist in der Planung zu berücksichtigen, weil tlw. die Zugänglichkeit der steilen Deponieböschungen stark eingeschränkt ist. Der durch Geogitterkonstruktionen erzielbare Volumengewinn ermöglicht in vielen Fällen Mehreinnahmen, durch die die Baukosten gedeckt oder sogar Gewinne gemacht werden können.

LITERATUR

EBGEO (2010) *Empfehlungen für Bewehrungen aus Geokunststoffen* – EBGEO. Berlin, Germany: Ernst & Sohn.

GDA (1997) *Empfehlungen des Arbeitskreises zur „Geotechnik der Deponien und Altasten“,* hier: E2-07: „Nachweis der Gleitsicherheit von Abdichtungssystemen“ GDA (2015). Berlin, Germany: Ernst & Sohn. Im Internet unter: www.gdaonline.de.

Die erfolgreiche Umsetzung des UVP-Verfahrens Deponie Rautenweg Wien

K.S. Reiselhuber
Stadt Wien, MA 48 – Abfallwirtschaft, Straßenreinigung & Fuhrpark, Wien, Österreich

KURZFASSUNG: Die Deponie Rautenweg, die kommunale Deponie der Stadt Wien, dient nunmehr praktisch ausschließlich zur Ablagerung der aufbereiteten Verbrennungsrückstände aus den Verbrennungsanlagen der Stadt Wien. Zur Gewährleistung einer Entsorgungssicherheit und Entsorgungsautarkie der Stadt Wien wurde in einem UVP-Verfahren das genehmigte Deponievolumen um etwa 9,3 Mio. m³ erhöht. Wesentliches Element dieses Vorhabens war die von der Deponiebetreiberin betriebene aktive Kommunikation mit den AnrainerInnen. Während der etwa zweijährigen Projektierungsphase waren intensive Besprechungen mit Planern und Gutachtern erforderlich. Möglichst frühes Einbinden der Behördenvertreter erwies sich als vorteilhaft, da durch Abstimmungsgespräche eine solide Basis für die Erarbeitung des technischen Projektes und Bearbeitung der Umweltverträglichkeitserklärung gelegt wurde. Basierend auf dem technischen Projekt, welches konkret das Vorhaben beschreibt, und auf zahlreichen Erhebungen, wurde die Umweltverträglichkeitserklärung, welche die Auswirkungen des Projektes auf die Schutzgüter beurteilt, ausgearbeitet.

1 EINLEITUNG

Eine Zielvorgabe der strategischen Umweltprüfung für die Wiener Abfallwirtschaft, durchgeführt in den Jahren 2011 bis 2012, war die Gewährleistung der Entsorgungssicherheit und Entsorgungsautarkie der Stadt Wien auch für die nächsten Jahrzehnte. Dies bedeutet ausreichend freies Deponievolumen für die Ablagerung der vorbehandelten Verbrennungsrückstände auf der Reststoffdeponie Rautenweg, der kommunalen Deponie der Stadt Wien. Da die Fläche der Deponie Rautenweg durch die vertikale Umschließung begrenzt ist, konnten zusätzliche Kapazitäten an freiem Deponievolumen im Wesentlichen nur durch eine Erhöhung der genehmigten Endhöhe des Deponiekörpers geschaffen werden. Die Eckpunkte des Vorhabens waren daher die Erhöhung des Deponiekörpers von der – bis dahin – genehmigten Endhöhe von 45 m über GOK auf 75 m über GOK, was einer Erweiterung des Gesamtvolumens des Deponiekörpers um 9,3 Mio. m³, von – bis dahin – genehmigten 14 Mio. m³ auf etwa 23,3 Mio. m³ (gesamtes Deponievolumen inkl. Rekultivierungsmaterial und für sonstige deponiebautechnische Zwecke) entspricht. Ein derartiges Vorhaben ist genehmigungspflichtig nach dem Umweltverträglichkeitsprüfungs-Gesetz UVP-G 2000. Daher waren ein sehr konkretes Technisches Projekt und die darauf basierende Umweltverträglichkeitserklärung auszuarbeiten.

2 DIE ARBEITEN AM PROJEKT

2.1 Das Kernteam

Zunächst waren die Grundzüge des Technischen Projektes auszuarbeiten. Wesentliche Elemente dabei: Welche Abfallarten werden in welcher Menge abgelagert? Wie viele Einfahrten pro Tag werden erwartet? Mit welchen Maschinen werden diese Abfälle eingebaut? Gibt es Phasen im Projekt, wo die Nachbarschaft, beispielsweise durch Staubaufwirbelungen, durch Maschinenlärm, durch Anlieferverkehr, beeinträchtigt sein könnte? Auf Basis des ersten Projektentwurfes wurden Kontakte, sowohl mit den PlanerInnen des technischen Einreichprojektes als auch mit FachbereichsgutachterInnen für die Umweltverträglichkeitserklärung, aufgenommen. Vorteilhaft

erwies sich die Bildung eines Kernteams, bestehend aus Projektmanager, Vertreter der Deponiebetreiberin, Rechtsanwalt, technischem Planer und Ersteller der Umweltverträglichkeitserklärung sowie Öffentlichkeitsarbeiter. Die Sitzungen des Kernteams fanden in der Regel monatlich statt, beginnend mit den ersten Projektvorbereitungen im Herbst 2012 bis zur Abgabe der korrigierten Einreichunterlagen im Frühjahr 2014.

2.2 Die Öffentlichkeitsarbeit

Besondere Bedeutung kam in diesem Verfahren, welches gemäß UVP-G 2000 verpflichtend unter Beteiligung der Öffentlichkeit, und somit auch der Nachbarschaft, durchzuführen ist, der Öffentlichkeitsarbeit zu. Generell benötigt für ein Projekt dieser Größenordnung der Betreiber auch die Rückendeckung der politischen Entscheidungsträger. In diesem Fall war dies durch den Beschluss der Wiener Landesregierung über den Wiener Abfallwirtschaftsplan und das Wiener Abfallwirtschaftskonzept – beides aus der strategischen Umweltprüfung für die Wiener Abfallwirtschaft hervorgegangen – auch offiziell gegeben. Die Nachbarschaft der Deponie Rautenweg wurde mittels Postwurfsendungen eingeladen, sich über das Vorhaben zu informieren. An drei aufeinanderfolgenden Werktagen fand – jeweils nachmittags und abends – eine Info-Veranstaltung, in Räumlichkeiten am Deponiegelände, statt. Auf Vorträge und PowerPoint-Präsentationen wurde bewusst verzichtet. Vielmehr wurde in einer Ausstellung (mit Plakaten und Modellen) den interessierten AnrainerInnen das Vorhaben vermittelt. 2 Deponiemodelle (das eine stellte den bis dahin genehmigten Deponiekörper, das andere den neuen Deponiekörper dar) dienten zur besseren Veranschaulichung des Projektes. Mittels Fotomontagen über den geplanten Endzustand konnten sich die NachbarInnen eine Vorstellung über ihren künftigen Blick auf die Deponie Rautenweg machen. Als Ansprechpartner standen nicht nur PlanerInnen und FachbereichsgutachterInnen, sondern auch WissenschaftlerInnen den AnrainerInnen Rede und Antwort. Insbesondere wurde die Notwendigkeit für weiteres Deponievolumen sowie die möglichen Immissionen (Luft, Grundwasser) erörtert. Die Beiziehung von WissenschaftlerInnen gab auch den NachbarInnen das Gefühl der Objektivität und Seriosität des Projektes. Von den NachbarInnen wurde die zu einem bereits sehr frühen Zeitpunkt des Projektes durchgeführte Informationsveranstaltung sehr positiv angenommen: Sie erfuhren vom Vorhaben der Deponieerhöhung aus direkter Quelle, konnten an WissenschaftlerInnen und ZiviltechnikerInnen Fragen stellen, und wurden auch ausführlich über die Methodik der Umweltverträglichkeitserklärung und über das UVP-Verfahren aufgeklärt. Welche Schwerpunkte für die NachbarInnen von Interesse sind, hängt von der jeweiligen Situation ab. Jedenfalls sollten vom Betreiber im Vorfeld einer Informationsveranstaltung intensive Überlegungen, welche Interessen die Nachbarn haben könnten, angestellt werden.

2.3 Das technische Projekt

Auch wenn Vorgaben zu den Einreichunterlagen gesetzlich geregelt sind, so können durchaus weitere technische Gutachten – je nach den spezifischen Gegebenheiten einer Betriebsanlage – erforderlich sein. Im Fall der Deponie Rautenweg wurden beispielsweise spezielle Berechnungen mit der 3D-FE-Modellierung angestellt, um mögliche Auswirkungen der Erhöhung des Deponiekörpers auf die Verformung der Dichtwand darzustellen (siehe DepoTech 2014, File: 341). Bei der Erstellung des technischen Projektes ist letztlich auch eine Detailverliebtheit gefragt. Denn die Auswirkungen beispielsweise auf die Luftgüte bei den AnrainerInnen, kann vom entsprechenden Fachbereichsgutachter nur dann in seriöser Weise berechnet werden, wenn die Fahrwege, Maschinen und Geräte und deren vorgesehene Betriebsstunden, bekannt sind. Hier ist vor allem der Betreiber gefordert, denn ansonsten könnte es in Zukunft zu unerwünschten Einschränkungen im Betrieb kommen beispielsweise durch Einschränkung der Anzahl der Anlieferungen pro Tag oder der Betriebszeiten. Das technische Projekt wurde, ebenfalls bereits in einer frühen Phase, den Behördenorganen vorgestellt. Dadurch konnten sich auch die seitens der Behörde beteiligten VertreterInnen mit dem Projekt vertraut machen, und eine (erste) Abstimmung auch zwischen UVE-Fachbeitragsersteller und (Amts-) Sachverständigen konnte ohne Zeitdruck stattfinden. Spätestens zu diesem Zeitpunkt war auch die Abgrenzung des Vorhabens (z.B.: ab wann der Zulieferverkehr zu berücksichtigen ist) vom Betreiber mit der Behörde abzuklären.

2.4 Die Umweltverträglichkeitserklärung

Basierend auf den Unterlagen des technischen Projektes und den Abstimmungsgesprächen mit den Behördenorganen sind von den FachbereichsgutachterInnen die UVE-Fachberichte zu erstellen. Auch hier ist eine möglichst frühe Kontaktaufnahme des Kernteams (bzw. des Betreibers) mit den FachbereichsgutachterInnen wesentlich, um das Projekt im vorgesehenen Zeitrahmen abwickeln zu können. Denn einige Erhebungen, wie Luftgütemessungen oder auch Tierzählungen, dauern fast ein ganzes Jahr. Und danach erfolgt die Erstellung von Befunden und Gutachten, sodass in der Praxis am technischen Projekt und an den UVE-Fachberichte parallel gearbeitet wird. Eine intensive Zusammenarbeit der PlanerInnen des technischen Projektes mit den UVE-FachbereichsgutachterInnen ist für die erfolgreiche und zeitgerechte Erstellung der Einreichunterlagen unerlässlich. Besondere Bedeutung dabei kommt der Koordination der UVE-FachgutachterInnen zu, welche für einen aufeinander abgestimmten Ablauf bei der Erstellung der einzelnen Gutachten zu sorgen hat. Schließlich soll auch in den einzelnen UVE-Fachberichten kein Widerspruch enthalten sein, und diese sollen - mit den Unterlagen des technischen Projektes – ein schlüssiges Einreichkonvolut ergeben. Die einzelnen UVE-Fachberichte werden noch in einem gesonderten Bericht zur Umweltverträglichkeitserklärung zusammengefasst.

Die Zusammenfassung der Ergebnisse der UVE zeigt Abbildung 1:

Auswirkungen des Vorhabens in der Deponierungs-/Rekultivierungsphase															**Wirkungsgrad der verbleibenden Be- bzw. Entlastungen**
Schutzgüter und Schutzinteressen	Flächeninanspruchnahme	Geländeveränderungen (Morphologie)	Rodungen, Veränderung der Vegetationsdecke	Veränderung der Hydrologie	optische Störung	Zerschneidungseffekte	Verkehrserregung	Wasserentnahme	Energieverbrauch	Abgas, Geruch	Staub	Lärm	Beschattung	
Mensch														
Human- und Umweltmedizin										x	x	x		0
Raumplanung und Wohnen	x					x	x			x	x	x		0
Freizeit und Erholung	x				x	x	x			x		x		1
Pflanzen, Tiere und deren Lebensräume														
Pflanzen und deren Lebensräume	x		x	x							x			p
Tiere und deren Lebensräume	x		x	x		x						x		p
Wild, Jagd	x	x				x	x							0
Forstwirtschaft	x									x	x		x	0
Landwirtschaft											x		x	0
Boden, Wasser, Luft und Klima														
Boden										x	x			0
Oberflächenwasser								x						0
Grundwasser								x						0
Luft und Klima							x			x	x			0
Klima- und Energiekonzept									*x*					
Landschaft (Orts- und Landschaftsbild)	x	x			x	x					x		x	2
Sach- und Kulturgüter	x				x	x					x			0

	Legende
X	relevant
	nicht relevant

Wirkungsgrad der verbleibenden Be- bzw. Entlastungen	
positiv	p
nicht relevant / keine	0
geringfügig	1
vertretbar	2
wesentlich	3

Abb. 1: Ergebnisse der UVE.

2.5 Das Behördenverfahren

Mit der Abgabe der Antragsunterlagen bei der Behörde liegt der Ball für den weiteren Verfahrensverlauf nicht mehr beim Betreiber, sondern bei der Behörde. Nach einer Erstbegutachtung durch die (Amts-)Sachverständigen, Verbesserungsaufträgen, Abgabe der verbesserten Antragsunterlagen und Zweitbegutachtung durch die (Amts-)Sachverständigen folgt der für den Betreiber wohl spannendste Teil des gesamten Projektes: die 6-wöchige Auflagefrist der Antragsunterlagen, nach vorheriger öffentlichen Bekanntmachung in Tageszeitungen, Internet und Amtstafel. Während dieser Zeit kann jede/jeder Einsicht in die Unterlagen nehmen und Stellungnahme zum Projekt abgeben. Das Vorhaben der Erhöhung der Deponie Rautenweg stieß jedoch weder bei der Nachbarschaft noch bei sonstigen Personen auf Interesse, und während der 6-wöchigen Auflage wurde keine einzige Stellungnahme abgegeben. Diese Nichtbeteiligung der Öffentlichkeit erleichterte die weitere Behördenarbeit, wie die Erstellung des Umweltverträglichkeitsgutachtens und in weiterer Folge die Bescheidausfertigung, sodass im November 2014 die Beschlussfassung über die Erhöhung der Deponie Rautenweg erfolgte.

3 SCHLUSSFOLGERUNG BZW. ZUSAMMENFASSUNG

Wesentliche Faktoren für die erfolgreiche Umsetzung des UVP-Verfahrens sind eine offene und ehrliche Kommunikation mit den AnrainerInnen, eine intensive konstruktive Diskussion mit den PlanerInnen und GutachterInnen sowie den ErstellerInnen der UVE-Fachberichte. Eine rechtzeitige Abstimmung mit den BehördenvertreterInnen schafft eine gute Basis für die Erstellung der Einreichunterlagen. Die sehr konkreten Bestimmungen der DVO 2008 sind bei der Erstellung der Unterlagen durchaus hilfreich: Einerseits sind viele technische Anforderungen in der DVO 2008 beschrieben, andererseits erlauben die in der DVO 2008 vorgeschriebenen Emissions- und Immissionskontrollen bereits vor der Erstellung der Einreichunterlagen eine erste grobe Abschätzung, ob das geplante Vorhaben als „umweltverträglich“ eingestuft werden könnte.

LITERATUR

Deponieverordnung 2008, BGBl II 2008/39 idgF.

Projekt „Entsorgungssicherheit-Deponie Rautenweg“, Technische Einreichunterlagen und UVE-Fachberichte, April 2014, MA 48.

Wiener Abfallvermeidungsprogramm und Wiener Abfallwirtschaftsplan, Oktober 2012, MA 48.

Einbringungstechniken von Bodenzusätzen in kontaminiertes Grünland (Langzeitversuch)

W. Friesl-Hanl & A. Watzinger
AIT Austrian Institute of Technology GmbH, Environmental Resources & Technologies, Tulln, Österreich

M.H. Gerzabek
Universität für Bodenkultur, Institut für Bodenforschung, Wien, Österreich

KURZFASSUNG: Am Standort der ehemaligen Blei- und Zinkschmelze in Arnoldstein in Kärnten wurden über Jahrhunderte neben Ackerflächen auch Grünlandflächen mit Cadmium, Blei und Zink verunreinigt. In situ Immobilisierung durch das Einmischen von Bodenzusätzen hatte auf Ackerland gute Ergebnisse gezeigt. Ziel dieses Projektes ist die Einbringung von Bodenzusätzen in Grünlandboden, ohne die schützende Vegetationsschicht zu zerstören, um Erosion zu verhindern. Die Bodenzusätze, die im Ackerland die besten immobilisierenden Ergebnisse gezeigt hatten (2,5 % Kiesschlamm und 0,5 % Rotschlamm) wurden auch im Grünland eingesetzt. Im Jahr 2003 wurden im Grünland vier verschiedene Einbringungs-Varianten in vierfacher Wiederholung angelegt. Neben der Kontrolle (ohne Einflussnahme) wurde ein Umbruch (Einmischung der Bodenzusätze und Zerstörung der Vegetationsschicht) durchgeführt. Dazu im Vergleich wurden die Einbringungstechniken EINSCHLÄMMEN (Streifenweises Aufschneiden der Grasnarbe und Einspülen der Bodenzusätze) und INJEKTION (Injizieren einer Bodenzusatzsuspension) ausgeführt. Der Einsatz von Bodenmanagement-Maßnahmen (Schwermetall-Immobilisierung) sowie die Nutzung von Vegetation (hier Erosionsschutz) können dazu beitragen, den Schadstoffaustrag zu verhindern und Bodenfunktionen zu erhalten bzw. zu verbessern.

1 EINLEITUNG

Landwirtschaftliche Flächen in der Umgebung von Industriebetrieben werden häufig durch austretende Emissionen beeinträchtigt. Am Standort Arnoldstein in Kärnten wurden über Jahrhunderte neben Ackerflächen auch Grünlandflächen mit Cadmium, Blei und Zink verunreinigt. Geneigte bis steile Flächen werden meist als Grünland genutzt. In situ Immobilisierung durch das Einmischen von Bodenzusätzen zeigte auf Ackerland gute Ergebnisse (Friesl et al. 2006), (Friesl-Hanl et al. 2009). Das Einmischen von Bodenzusätzen auf Grünland würde jedoch den Umbruch der Vegetationsdecke bedeuten und somit Erosion und weitere Verteilung von kontaminiertem Boden mit sich bringen. Ziel dieses Projektes ist die Einbringung von Bodenzusätzen in Grünlandboden, ohne jedoch die schützende Vegetationsschicht zu zerstören, um Erosion zu verhindern. Das Projekt wurde im 2003 im Zuge des Projektbündels INTERLAND gestartet und über 10 Jahre hindurch betreut, indem auch Daten gesammelt wurden. Im Jahr 2011 wurde es in das EU-Projekt (GREENLAND, Gentle Remediation of trace element contaminated land, FP7-KBBE-266124) integriert. Im Projekt GREENLAND wurden “best-practice” Beispiele für die Sanierung bzw. Nachnutzung Schwermetall-kontaminierter Standorte zum Erfahrungsaustausch von 13 Partnerorganisationen und Standorten zusammengeführt. Dieser Erfahrungsaustausch hat zur Entstehung eines Handbuches beigetragen, welches als Grundlage und Hilfestellung für großflächige moderat kontaminierte Standorte dienen kann.

2 MATERIAL UND METHODEN

Die Bodenzusätze, die im Ackerland die besten immobilisierenden Ergebnisse gezeigt hatten (2,5 % Kiesschlamm und 0,5 % Rotschlamm) wurden auch im Grünland eingesetzt (Friesl et al. 2006).

Im Jahr 2003 wurden im Grünland vier verschiedene Einbringungs-Varianten in vierfacher

Wiederholung angelegt. Neben der Kontrolle (ohne Einflussnahme) wurde ein UMBRUCH (UM, Einmischung der Bodenzusätze und Zerstörung der Vegetationsschicht) durchgeführt. Dazu im Vergleich wurden die Einbringungstechniken EINSCHLÄMMEN (ES, Streifenweises Aufschneiden der Grasnarbe und einspülen der Bodenzusätze) und INJEKTION (IN, Injizieren einer Bodenzusatzsuspension) ausgeführt.

Für die Bewertung der gesetzten Maßnahmen wurden neben Boden- und Pflanzenproben auch Wasserproben (mittels Bodenplattensaugkerzen) über 10 Jahre hindurch entnommen. Die Resorptionsverfügbarkeit der Schwermetalle wurde nach 8 Jahren mittels simulierter Magen-Darmpassage getestet. Weiters wurde nach 10 Jahren die mikrobielle Aktivität mittels substratinduzierter Respiration einerseits und mittels mikrobieller Strukturanalyse (PLFA-Analyse, (Phospholipidfettsäuren) andererseits bewertet.

3 ERGEBNISSE

3.1 Boden

Der Grünlandboden weist ein Kontaminationsniveau für Cadmium von 12 mg*kg^{-1} (Min. 9,0 und Max. 14,9 mg*kg^{-1} in den jeweiligen Versuchsfeldern) auf. Die Bleiwerte liegen zwischen 991 und 1.673 mg*kg^{-1} und die Zinkwerte liegen zwischen 1.240 und 2.156 mg*kg^{-1} in den jeweiligen Versuchsfeldern.

Die Ergebnisse der Bodenanalysen zeigen, dass der mobile Schwermetall-Anteil (Ammoniumnitrat-Extrakt, Austrian Standard L 1094-1, 1999) in allen Behandlungen (UM, ES, IN) reduziert werden konnte. Der extrahierbare Anteil von Cadmium konnte um bis zu 50 %, jener von Blei um bis zu 90 % und jener von Zink um über 90 % im Vergleich zur Kontrolle reduziert werden (Friesl-Hanl et al. submitted).

3.2 Pflanze

Die Schadstoffaufnahme in die Grünlandvegetation wurde durch die Bodenbehandlungen reduziert, wenn auch nicht bei allen Einbringungstechniken und zu allen Erntezeitpunkten im selben Ausmaß. Im Jahr 2009 blieben die Cadmiumgehalte in der Grünlandvegetation (Mischung) unter den Grenzwerten der Richtlinie 2002/32/EG (Europäische Union 2002) bezüglich unerwünschter Schadstoffe in der Tierernährung von 1,14 mg*kg^{-1} (Abb. 1).

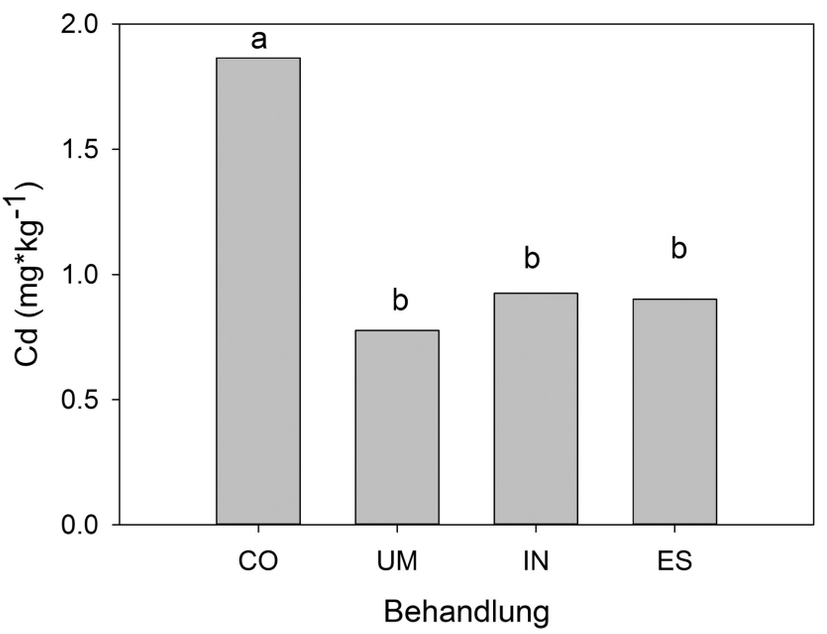


Abb. 1: Cadmium im Grasgemisch des Jahres 2009 (jeweils 4 Wiederholungen).

Bei Betrachtung der Indikatorpflanze „Spitzwegerich“ zeigt sich, dass die Aufnahme von Cadmium stark erhöht ist, jedoch durch die Behandlungen eine Reduktion um bis zu 40 % erzielt werden konnte (Abb. 2).

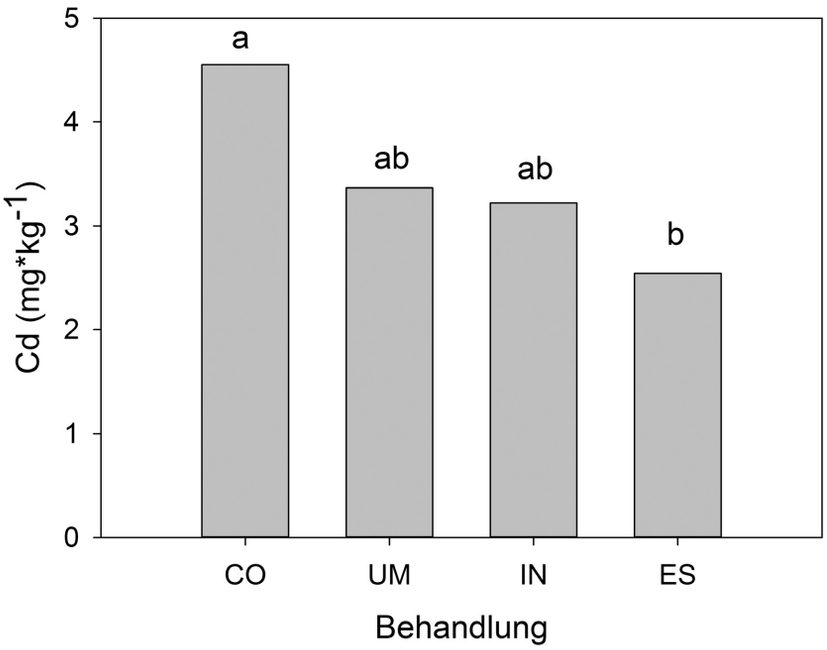


Abb. 2: Cadmium im Spitzwegerich des Jahres 2011 (jeweils 4 Wiederholungen).

3.3 Wasser

Die Wasserproben zeigen eine Reduktion der Zink, Blei und Cadmiumkonzentration durch alle Behandlungen, jedoch mit hohen Schwankungen, wobei das Konzentrationsniveau niedrig ist. Im Zeitraum von 10 Jahren (2004-2013) wurden 24 Wasserproben aus 16 Versuchsfeldern gezogen, die im Vergleich zur Kontrolle signifikante Reduktionen bei Cadmium, Blei und Zink aufweisen (Friesl-Hanl et al. submitted).

3.4 Mensch

Die Extraktion von Schadstoffen aus dem Boden gemäß der DIN 19738 (2004) simuliert die Magen- und Darmpassage im menschlichen Körper und zeigte für das Element Blei eine signifikante Reduktion der resorptionsverfügbaren Fraktion.

3.5 Mikrobiologie

3.5.1 Substratinduzierte Respiration (SIR)

Der Vergleich der behandelten Variante (UM) mit der Kontrolle (CO) zeigt, dass die Basalatmung als auch die substratinduzierte Respiration durch die Behandlung erhöht wurden.

3.5.2 Phospholipid Fettsäuren (PLFA)

Von den 25 analysierten Fettsäuren zeigten 11 eine signifikante Erhöhung durch die Behandlung, was einerseits auf die Änderung des pH-Wertes und andererseits auf die Reduktion der Toxizität zurückzuführen ist.

4 ZUSAMMENFASSUNG UND SCHLUSSFOLGERUNG

Am Standort der ehemaligen Blei- und Zinkschmelze in Arnoldstein (Kärnten) wurde ein über 10 Jahre dauernder Freilandversuch im Grünland durchgeführt. Die Einbringung von Bodenzusätzen in die Bodenoberschicht ohne gänzlicher Zerstörung der Vegetationsdecke wurde anhand von Einschlämmen und Injektion ausgeführt.

Boden-, Pflanzen- und Wasserproben wurden analysiert, die über die Mobilität, Pflanzenaufnahme, Verlagerbarkeit, menschliche Resorptionsverfügbarkeit und die mikrobielle Beeinflussung Auskunft geben. Die im Jahr 2004 durchgeführten Maßnahmen zeigen nachhaltig immobilisierende Wirkung auf die Schadstoffe.

Der Einsatz von Bodenmanagement-Maßnahmen (Immobilisierung von Schwermetallen) sowie die Nutzung von Vegetation (hier Erhalt der Vegetation als Erosionsschutz) können dazu beitragen, den Schadstoffaustrag zu verhindern und Bodenfunktionen zu erhalten bzw. zu verbessern.

LITERATUR

Austrian Standard L 1094-1 (1999) *Extraktion von Spurenelementen mit Ammoniumnitratlösung.* Österreichisches Normungsinstitut, Wien, Österreich.

Austrian Standard S 2088-2 (2000) *Kontaminierte Standorte - Teil 2: Nutzungsspezifische Beurteilung der Verunreinigungen des Bodens von Altstandorten und Altablagerungen.* Österreichisches Normungsinstitut, Wien, Österreich.

DIN (2004) *DIN 19738 Bodenbeschaffenheit-Resorptionsverfügbarkeit von organischen und anorganischen Schadstoffen aus kontaminiertem Bodenmaterial.* Deutsches Institut für Normung, Berlin, Deutschland.

DIN (2002) *DIN ISO 17155 Bodenbeschaffenheit – Bestimmung der Abundanz und Aktivität der Bodenmikroflora mit Hilfe von Atmungskurven.* Deutsches Institut für Normung, Berlin, Deutschland.

Europäische Union (2002) *Richtlinie 2002/32/EG über unerwünschte Stoffe in der Tierernährung* vom 7. Mai 2002. Amtsblatt der Europäischen Union Nr. L 140, S.10 vom 30.05.2002.

Friesl-Hanl, W., Platzer, K., Horak, O. & Gerzabek, M.H. (2009) Immobilising of Cd, Pb, and Zn contaminated arable soils close to a former Pb/Zn smelter: a field study in Austria over 5 years. *Environmental Geochemistry and Health;* Vol. 31: 581-594 DOI:10.1007/s10653-009-9256-3.

Friesl W., Friedl, J., Platzer, K., Horak, O. & Gerzabek, M.H. (2006) Remediation of contaminated soils in the vicinity of a former Pb/Zn smelter in Austria: Batch, Pot, and Field experiments. *Environmental Pollution*, 144 (1): 40-50.

Friesl-Hanl, W., Platzer, K., Riesing, J., Horak, O., Waldner, G.,Watzinger, A. & Gerzabek, M.H. (submitted) Non-destructive soil amendment application techniques on heavy metal-contaminated grassland: success and long-term immobilizing efficiency. J*ournal of Environmental Management.*

Frostegard, A., Tunlid, A. & Baath, E. (1996) Changes in microbial community structure during long-term incubation in two soils experimentally contaminated with metals. *Soil Biol. Biochem.* Vol 28, No. 1, 55-63.

Deponierung und Verwertung von gefährlichen Abfällen im Kali- und Steinsalzbergbau

F. Bretthauer, J. Glienke & F.X. Spachtholz
K+S Entsorgung GmbH, Kassel, Deutschland

KURZFASSUNG: Am Anfang stand die Idee, für die Beseitigung und Verwertung gefährlicher Abfälle bessere Konzepte zu entwickeln und langfristige Kapazitäten zu bieten. Heute ist die K+S Entsorgung GmbH als 100 %ige Tochter der K+S Aktiengesellschaft europaweit führend in der untertägigen Entsorgung – mit den meisten Untertage-Standorten, längsten Reichweiten und umfassendsten Systemlösungen.
Bei der Entsorgung von festen Abfällen mit gefährlichen Eigenschaften in geeigneten Kali- und Steinsalzbergwerken werden die Schadstoffe der Biosphäre dauerhaft entzogen. Die K+S Entsorgung GmbH betreibt in Deutschland die beiden Untertagedeponien Herfa-Neurode und Zielitz sowie die fünf Verwertungsstandorte Wintershall, Hattorf, Unterbreizbach, Bernburg und Zielitz. Bei der Untertagedeponierung steht die langzeitsichere Beseitigung der Abfälle im Vordergrund. Bei der Untertageverwertung werden die stofflichen Eigenschaften von weniger kontaminierten Abfällen genutzt, um die bergrechtlich bestehenden Versatzpflichten für ausgewählte Bereiche der Grube zu erfüllen. Der Artikel gibt einen kurzen Einblick in die Entstehung von Kali- und Steinsalzlagerstätten. Ausführlich werden die Unterschiede zwischen der Beseitigung von Abfällen in Untertagedeponien und der Verwertung in Untertageverwertungsanlagen beschrieben.

1 EINLEITUNG

Aktuell gibt es in Deutschland vier Untertagedeponien. Außerhalb der K+S Gruppe betreibt noch die UEV Umwelt in Heilbronn sowie die GSES in Sondershausen eine Untertagedeponie. Die weiteren Ausführungen konzentrieren sich auf die Aktivitäten innerhalb der K+S Gruppe. Untertagedeponien werden im Salinar betrieben, um hoch kontaminierte feste Abfälle mit wasserlöslichen Bestandteilen, umwelt- und gesundheitsgefährdenden sowie toxischen Eigenschaften sicher zu beseitigen und eine Migration der Schadstoffe in die Biosphäre dauerhaft zu verhindern. Die K+S Entsorgung GmbH ist der Pionier im Bereich der untertägigen Deponierung von gefährlichen Abfällen. Seit 1972 wurden in der Untertagedeponie Herfa-Neurode mehr als 3 Mio. Tonnen Abfälle angenommen und langzeitsicher eingelagert. Neben der Untertagedeponie in Herfa-Neurode betreibt die K+S Entsorgung seit 1995 eine weitere Untertagedeponie in Zielitz. Die jährliche Gesamtlagerkapazität der beiden Deponien liegt bei auf mehr als 250.000 Tonnen. Die Kapazität bezogen auf beide Untertagedeponien reicht für viele weitere Jahrzehnte Betriebszeit. Durch den Abbau von Salzen kommen kontinuierlich weitere potenzielle Ablagerungsflächen hinzu. Untertageverwertungsanlagen gibt es aktuell zehn in Deutschland. Außerhalb der K+S Gruppe betreiben noch die UEV - Umwelt, Entsorgung und Verwertung in Kochendorf, die GTS - Grube Teutschenthal, die GSES - Glückauf Sondershausen Entwicklungs- und Sicherungsgesellschaft mbH in Sondershausen, die NDH Entsorgungsbetreibergesellschaft mbH in Bleicherode sowie die Minex in Staßfurt Untertageverwertungsanlagen. Die K+S Entsorgung GmbH betreibt an fünf deutschen Standorten im Kali- und im Steinsalzbergbau die Untertageverwertung. Drei Verwertungsstandorte liegen in der Mitte von Deutschland an der Grenze von Hessen und Thüringen (Hattorf/Wintershall und Unterbreizbach), zwei weitere westlich von Berlin in Sachsen-Anhalt (Zielitz und Bernburg). In Abhängigkeit von den Standortbedingungen werden unter Nutzung stofflicher, insbesondere bauphysikalischer Abfalleigenschaften ver-schiedene Versatzverfahren angewendet. Bei den Abfällen handelt es sich im Wesentlichen um Rückstände aus der Rauchgasreinigung von der Müllverbrennung. Die jährliche Gesamtkapazität der K+S Untertagever-

wertungsanlagen beläuft sich auf mehr als 900.000 Tonnen. Der größte Teil der Abfälle stammt aus Deutschland. Jedoch werden auch zunehmend aus anderen europäischen Ländern Abfälle sinnvoll verwertet und zusätzlich sicher der Biosphäre entzogen.

2 ENTSTEHUNG DER KALI- UND STEINSALZLAGERSTÄTTEN

Von entscheidender Bedeutung für den Kali- und Steinsalzbergbau ist die geologische Situation der Lagerstätte. Die Kali- und Steinsalzschichten sind vor etwa 250 Mio. Jahren entstanden. Das salzhaltige Zechsteinmeer ist durch Sonneneinstrahlung langsam verdunstet. Dabei kam es zu Steinsalz- und Kaliablagerungen. Die Salzlagerstätte im Werratal, Standort der Untertagedeponie Herfa-Neurode und der Verwertungen Hattorf / Wintershall und Unterbreizbach, ist eher flach geformt und besteht überwiegend aus Steinsalz mit Mächtigkeiten von etwa 300 bis 500 m.

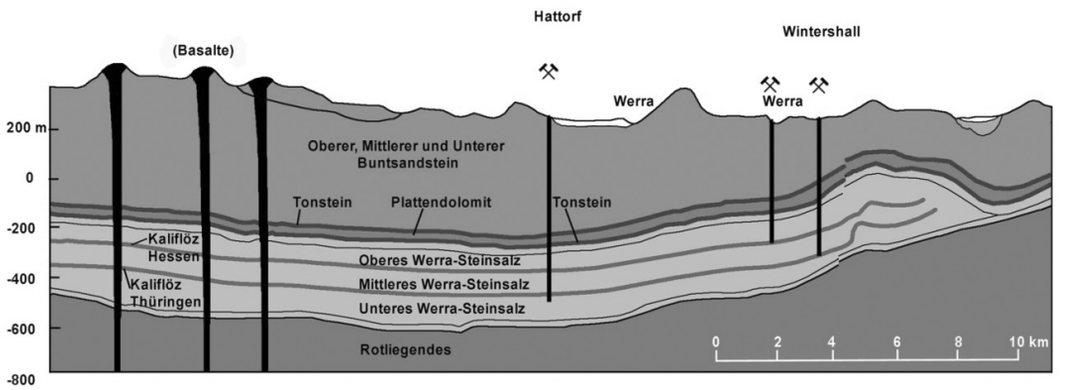


Abb. 1: Geologischer Querschnitt (Quelle: K+S Entsorgung GmbH).

Innerhalb dieser mächtigen Salzmassen sind zwei Kaliflöze (Kaliflöz Hessen und Kaliflöz Thüringen) eingebettet, die jeweils eine Mächtigkeit von etwa 2,5 bis 3 m aufweisen. Beide Kaliflöze sind durch einen etwa 60 m mächtigen Steinsalzkörper (Mittleres Werra-Steinsalz) voneinander getrennt. Der mehr als 100 m mächtige Steinsalzkörper (Oberes Werra-Steinsalz) im Hangenden des oberen Kaliflözes stellt eine gasundurchlässige geologische Barriere dar. Über dem Salz lagern schichtweise Tone und Dolomit, welche wiederum durch ca. 300 bis 600 m mächtigen Buntsandstein bedeckt sind. Die Tonschichten im Hangenden der Salzablagerungen sind zusammen etwa 100 m mächtig und ermöglichen eine sichere Versiegelung gegenüber den höherliegenden, wasserführenden Gesteinsschichten. Die Tonsteinschichten sind bei tektonischen Einflüssen sehr anpassungsfähig und wasserundurchlässig. Trotz aller Bewegungen in der Erdkruste haben diese in den vergangenen Jahrmillionen ihre abdichtende Wirkung erhalten.

Das Kalisalz wird im Kammerbau-Verfahren bergmännisch abgebaut (Room-and-Pillar-Verfahren). Die Untertagedeponie befindet sich überwiegend in den Hohlräumen des ausgebeuteten Bereichs des unteren Flözes in ca. 720 bis 890 m Teufe.

3 ENTSORGUNG UNTER TAGE

Gemäß Kreislaufwirtschaftsgesetz ist der Begriff Entsorgung der Oberbegriff für Beseitigung und Verwertung. Bei der Untertagedeponie steht die langzeitsichere Beseitigung der Abfälle im Vordergrund. Bei der Untertageverwertung werden die stofflichen Eigenschaften von weniger kontaminierten Abfällen genutzt, um die bergrechtlich bestehenden Versatzpflichten für ausgewählte Bereiche der Grube zu erfüllen. Zur Abgrenzung von Abfallverwertung und Abfallbeseitigung sind EuGH – Rechtsprechungen ergangen. Das entscheidende Merkmal für eine Abfallverwertungsmaßnahme besteht darin, dass der Hauptzweck der Entsorgungsmaßnahme die stoffliche Nutzung des Abfalls ist, indem andere Materialien ersetzt werden, die für diese Aufgabe hätten verwendet werden müssen. Natürliche Rohstoffe werden geschont, indem sie durch Abfälle substituiert werden. Dagegen ist der Hauptzweck bei der Deponierung eines Abfalls die dauerhafte Beseitigung des Schadstoffpotentials.

3.1 Untertagedeponie

3.1.1 Regelwerke für die untertägige Beseitigung von Abfällen

Folgende Regelwerke gelten für die untertägige Beseitigung: die Abfallrahmenrichtlinie, die Deponierichtlinie, das Kreislaufwirtschaftsgesetz, die Deponieverordnung, die Gefahrstoffverordnung und die Allgemeine Bundesbergverordnung.

3.1.2 Voraussetzungen und Zielstellung für die Errichtung einer Untertagedeponie

Um eine untertägige Abfalldeponie zur Beseitigung gefährlicher Abfälle einzurichten und zu betreiben, müssen neben den geologischen Voraussetzungen folgende Bedingungen erfüllt sein:
- Vorhandensein eines stillgelegten Grubenfelds,
- Möglichkeit zur Abschottung des Deponiebereichs gegenüber den Gewinnungsfeldern des aktiven Bergbaus,
- offene Hohlräume ohne Versatzpflicht,
- Nachweis der Standfestigkeit des Bergwerks,
- absolute Wasserfreiheit,
- Abkapselung von der Biosphäre durch geologische Barrieren und
- Nachsorgefreiheit.

In der Zeit nach dem Deponiebetrieb sind keine weiteren Unterhaltungs- bzw. Nachsorgemaßnahmen erforderlich, da die Schächte als einzige Verbindung zur Biosphäre langzeitsicher verschlossen werden. Die Untertagedeponie unterliegt europäischem und deutschem Abfallrecht. Voraussetzung für das Erlangen einer Genehmigung einer Untertagedeponie ist unter Anderem die Führung eines Langzeitsicherheitsnachweises. Im Rahmen des Langzeitsicherheitsnachweises muss für den jeweiligen Standort regelmäßig der Nachweis erbracht werden, dass während Errichtung, Betrieb und nach Stilllegung der Untertagedeponie eine Beeinträchtigung der Biosphäre ausgeschlossen ist.

3.1.3 Annahmekriterien für zu deponierende Abfälle

Alle Abfälle zur Beseitigung in einer Untertagedeponie müssen ein individuelles Zulassungsverfahren durchlaufen. Zwar gibt es keine Limitierung hinsichtlich der Konzentration von löslichen Bestandteilen oder Schwermetallen, allerdings gibt es bestimmte Ausschlusskriterien.

Nicht geeignet für die Untertagedeponie sind unter anderem Abfälle mit folgenden Eigenschaften:
- radioaktiv,
- flüssig,
- infektiös,
- geruchsbelästigend / stechend riechend,
- biologisch abbaubar,
- volumenvergrößernd,
- gasbildend (toxisch, selbstentzündlich, explosiv),
- explosionsgefährlich, hoch oder leicht entzündlich und
- instabil gegenüber geomechanischen Bedingungen.

Deponieabfälle werden überwiegend in Stahlblechfässern, BigBags oder Stahlblech-Containern verpackt angeliefert. Bei der Untertagedeponie Herfa-Neurode besteht zusätzlich die Möglichkeit die Abfälle in Silo-LKW anzuliefern und in Standsilos pneumatisch einzublasen. Die Abfälle werden dann direkt bei der Untertagedeponie in BigBags abgefüllt und zur Einlagerung bereit gestellt. Durch die geringe Luftfeuchte in Salzbergwerken wird eine Außenkorrosion an den Verpackungsmaterialien verhindert. In den Stahlblechfässern und -containern werden Einlagen aus Plastik genutzt, um eine Innenkorrosion durch in den Abfällen enthaltene Feuchte zu verhindern. Obwohl ein direkter Kontakt der Abfälle untereinander durch die Behälter verhindert wird, werden aus Sicherheitsgründen Abfälle mit unterschiedlichen Eigenschaften in separaten Lagerbereichen eingestapelt, die voneinander abgeschottet sind. Zudem verfügt der Deponiebereich über eine eigenständige Bewetterung, die von dem Frischluftsystem des aktiven Bergwerksbereiches getrennt ist.

3.1.4 Abfallbeseitigung unter Tage

Vor einer Abfallanlieferung werden die Abfälle im Rahmen des Genehmigungsprozesses auf Ausschlusskriterien und auf ihre chemische Zusammensetzung sowie die physikalischen, chemischen und toxischen Eigenschaften analysiert und bewertet. Bevor ein Abfall angeliefert werden kann, muss ein gültiger Nachweis zur Entsorgung des Abfalls in der Untertagedeponie vorliegen. Erst dann kann der Transport geplant und angemeldet werden. Bei Ankunft des LKW findet eine Radioaktivitätskontrolle statt. Die abfallrechtlichen Begleitscheine, die Menge, die fachgerechte Verpackung und Kennzeichnung werden kontrolliert. Die Kontrolle des Behälterinhalts erfolgt aus Arbeitsschutzgründen unter einer Absauganlage. Im Luftraum des Gebindes wird mittels Messsonde unter Anderem auf leichtentzündliche Gase kontrolliert. (Abb. 2) Nach ersten Sicherheitsprüfungen, folgt das Öffnen des Gebindes und die Probenahme zur chemischen Analyse des Gebindeinhalts im betriebseigenen Labor. Die Ergebnisse der Identitätskontrolle werden mit den Daten abgeglichen, die im vorangegangenen Genehmigungsprozess erhoben wurden und dokumentiert. Nach der Analyse dient das verbleibende Material als Rückstellprobe. Mit Freigabe der Anlieferung wird die Annahme des Abfalls bestätigt. Die einzelnen Paletten mit den Gebinden werden per Gabelstapler zum Schacht transportiert. Am Schachteingang untertage wird der Abfall übernommen und zum vorbestimmten Ablagerungsort untertage verbracht.

Abb. 2: Annahmekontrolle (Quelle: K+S Entsorgung GmbH).

Sämtliche Rückstellproben werden dauerhaft untertage in einem separaten Lagerraum aufbewahrt. Beispiele für eingelagerte Abfallarten sind schwermetallbelastete Industrieabfälle, kontaminierte Böden oder Bauschutt (z.B. mit Quecksilber oder PCB) oder cyanidhaltige Härtesalze.

3.2 Untertageverwertung

3.2.1 Regelwerke für die untertägige Verwertung von Abfällen

Folgende Regelwerke gelten für den untertägigen Versatz: die Abfallrahmenrichtlinie, das Kreislaufwirtschaftsgesetz, die Versatzverordnung, die Gesundheitsschutzbergverordnung und die Allgemeine Bundesbergverordnung.

3.2.2 Voraussetzungen und Zielstellung bei der Verwertung unter Tage

Bei der Untertage-Verwertung werden stoffliche Eigenschaften der Abfälle zur langfristigen Sicherung bestimmter untertägiger Hohlräume genutzt. Versatzverpflichtungen gelten nur für ausgewählte Bereiche des Bergwerks und werden von den Bergbehörden aus bergtechnischen oder bergsicherheitlichen Gründen angewiesen. Einige ältere Abbaubereiche der Bergwerke genügen nicht den heutigen hohen Sicherheitsanforderungen. Dort stützt der Versatz mit Abfällen die Pfeiler. Die gesetzlichen Regelungen und Richtlinien, die für das Verbringen von Abfällen als Versatz nach unter Tage gelten, sind vielfältig. Im Rahmen des bergrechtlichen Zulassungsverfahren muss sichergestellt werden, dass neben den Vorschriften der Versatzverordnung auch die übrigen abfallrechtlichen sowie die wasser-, bodenschutz- und immissionsschutzrechtlichen Belange berücksichtigt werden. Voraussetzung für das Erlangen einer Genehmigung einer Untertageverwertungsanlage ist unter anderem wie bei Untertagedeponien die Führung eines Langzeitsicherheitsnachweises, so dass eine Beeinträchtigung der Biosphäre ausgeschlossen ist.

Geeignete Abfälle sind vor allem Filterstäube und feste Reaktionsprodukte aus der Rauchgas-

reinigung von Hausmüllverbrennungsanlagen.

3.2.3 Abfallverwertung unter Tage

Die bergbaufremden Verwertungsabfälle durchlaufen alle ein Zulassungsverfahren in dem die Einhaltung der Ausschlusskriterien für die Entsorgung nach untertage überprüft werden sowie standortspezifische Prüfungen durchgeführt werden. Darüber hinaus werden fallbezogene Stellungnahmen durch sachverständige Stellen eingeholt. Neben dem abfallrechtlichen Nachweis zur Entsorgung des Abfalls wird eine bergrechtliche Zulassung benötigt. Der Transport wird gemäß Nachweisverordnung geplant und angemeldet. Bei Ankunft des LKW werden die abfallrechtlichen Begleitscheine und die Menge kontrolliert. Anhand einer Probe wird vor Ort eine organoleptische Kontrolle durchgeführt. In Abhängigkeit von der Ver-satzmenge werden Eigenkontrollen veranlasst und die Einhaltung der Versatzgrenzwerte nachzuweisen.

3.2.3.1 Angewendete Versatzverfahren

Je nach Beschaffenheit der Hohlräume, die nach der Gewinnung von Kali- oder Steinsalz in stillgelegten Bereichen der Gruben für die Entsorgung von Abfällen zur Verfügung stehen, werden verschiedene Versatzverfahren genutzt.

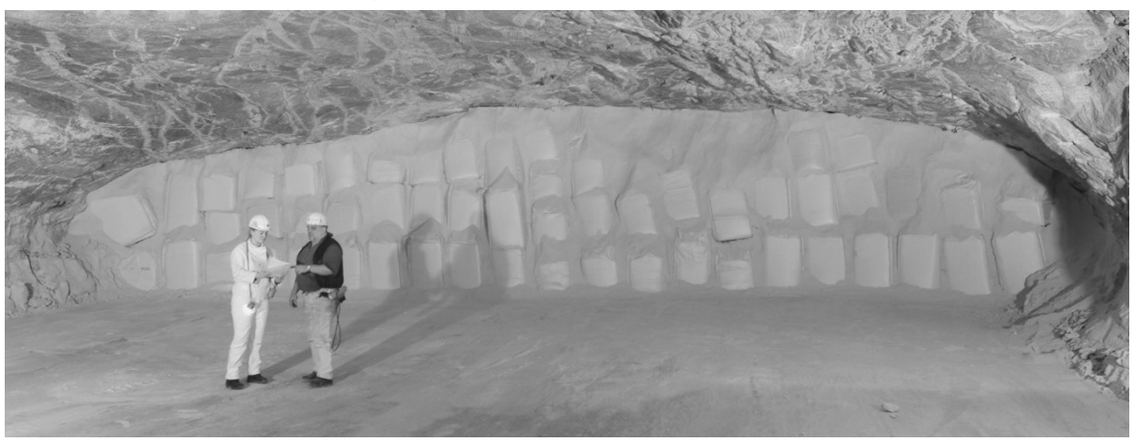


Abb. 3: Versatzfront nach dem Verschleudern (Foto: K+S Entsorgung GmbH).

3.2.3.1.1 Sturzversatz

Beim Sturzversatz werden gering belastete Abfälle als Versatzmischung lose oder in Säcken verpackt in die Grubenhohlräume verstürzt.

In der Untertageverwertung in Bernburg wird in einer Anlage über Tage aus den Abfällen eine spezielle Bergbauversatzmischung hergestellt. Über eine Fallrohrleitung gelangt sie nach unter Tage und wird dort mit Muldenkippern in die Hohlräume eingebracht. Abschließend erfolgt die Abdeckung mit Salz. BigBags werden als Bausteine im losen Schüttgutversatz verwertet, oder auf dem Versatzmassiv aufgestapelt.

Am Standort Zielitz werden im Silo-LKW angelieferte Abfälle in Standsilos umgeschlagen. Die vollautomatische Absackung erfolgt in einem geschlossenen System. In einem Container gelangen die Säcke über den Schacht nach unter Tage, wo sie in die Hohlräume eingebracht werden.

3.2.3.1.2 Stapelversatz

Am Standort Wintershall werden im Silo-LKW angelieferte Abfälle in Standsilos umgeschlagen und über Tage in BigBags abgefüllt. Auf Rüttelplatten werden die Abfälle in den BigBags verdichtet, bevor sie über den Schacht nach unter Tage verbracht werden. Für den direkten Einbau geeignete Abfälle können auch abgepackt in BigBags angeliefert werden. Nach dem Einstapeln in die Abbaukammern werden die Lücken zwischen den BigBags und Pfeilern mit Salz verschleudert. Am Standort Hattorf werden pneumatisch förderfähige Abfälle in Standsilos befördert und in einer Mischanlage konditioniert. In BigBags abgefüllt härtet die Mischung in kurzer Zeit in Erzeugnisqualität aus. Über den Schacht werden die BigBags nach unter Tage gebracht und in die Abbaukammern eingestapelt. Die Lücken werden mit Salz verschleudert (Abb. 3).

3.2.3.1.3 Dickstoffversatz

Abb. 4: Dickstoffanlage untertage (Foto: K+S Entsorgung GmbH).

In kuppenförmigen Abbaukammern werden höher belastete, pneumatisch förderfähige Abfälle verwertet. Es wird ein Dickstoff hergestellt und in die Abbaukammern gepumpt. Zunächst werden die Abfälle über Tage pneumatisch in Standsilos umgeschlagen und dann über eine pneumatische Förderanlage nach unter Tage in Silos gefördert. In der Dickstoffanlage (Abb. 4) wird durch Mischung mit Salzlösung nach einem patentierten Verfahren eine als Dickstoff bezeichnete Suspension hergestellt. Nach hydraulischer Förderung in die Hohlräume härtet der Dickstoff verzögert ohne Austritt von Flüssigkeit aus.

3.2.4 Bergversatz und beste verfügbare Technik

Die beste verfügbare Technik wird gemäß Richtlinie 2010/75/EU des Europäischen Parlaments und des Rates vom 24. November 2010 über Industrieemissionen (integrierte Vermeidung und Verminderung der Umweltverschmutzung) definiert. Die Chemisch-Physikalische Behandlung von Abfällen vor dem eigentlichen Untertageversatz im Salinar wird zukünftig im BVT-Merkblatt Abfallbehandlung (BREF Waste Treatment) beschrieben. Die Chemisch-Physikalische Behandlung kommt hier zum Tragen, da Abfälle zur Verwertung im Untertage-versatz zur Erreichung der erforderlichen bauphysikalischen Eigenschaften u.a , verdichtet, nach definierten Rezepturen gemischt oder durch Zugabe von Flüssigkeiten bzw. Bindemittel konditioniert werden. Mit Aufnahme der Vorbehandlungstechniken des Untertageversatzes im Salinar in dieses BVT-Merkblatt wird die chemisch-physikalische Vorbehandlung als beste verfügbare Technik anerkannt sein.

4 WEITERE ENTWICKLUNG DER UNTERTÄGIGEN ENTSORGUNG

Für die Entsorgung von festen Abfällen mit gefährlichen Eigenschaften werden auch in Zukunft intakte Kali- oder Steinsalzbergwerke zur Verfügung stehen, um abseits der Biosphäre diese langzeitsicher einzulagern. In den aktiven Gruben der K+S Gruppe sind ausreichend Kapazitäten vorhanden. Durch die weitere Gewinnung von Salzen entstehen neue Hohlräume, die später als potenzielle Einlagerungsflächen nach Abschluss der Gewinnung in dem betreffenden Feldesteil zur Verfügung stehen.

LITERATUR

Jahn, G. (2014) Rekultivierung der Halde Niedersachsen in Wathlingen, Baustein zur Umsetzung der Haldenstrategie, *Kali & Steinsalz* 02.

Giern, S. & Glienke, J. (2014) Der Sevilla-Prozess – Untertageverwertung ist beste verfügbare Technik, *Kali & Steinsalz* 01.

Lukas, V. (2015) Untertägige Deponierung von gefährlichen Abfällen. *EDGG*, Heft 256 – Verbringung von Abfällen im Kali-Bergbau in Hessen und Thüringen.

Städtler, G., Ohle, J. & Klemmer, U. (2015) Errichtung einer neuen Dickstoffversatzanlage zur Verwertung von bergbaufremden Abfällen im Werk Werra, Standort Unterbreizbach, *Kali & Steinsalz* 02.

Wehmeier, V. & Spachtholz, F.X. (2016) Energieeffiziente Verwertung von Salzschlacken aus der Sekundäraluminium-Produktion und Rekultivierung der Abraumhalde des Kaliwerks Sigmundshall, *Kali & Steinsalz* 01.

Werthmann, R. (2014) Untertagedeponierung, Auslagerung und Recycling in Deutschland, *Kali & Steinsalz* 01.

Kombinierte Deponiebelüftung und -bewässerung über horizontale Drainagesysteme

M. Ritzkowski & R. Stegmann
TU Hamburg, Institut für Umwelttechnik und Energiewirtschaft, Hamburg, Deutschland

B. Walker
Deponie Teuftal AG, Köniz, Schweiz

KURZFASSUNG: Seit Dezember 2014 wird ein Sektor der schweizerischen Deponie Teuftal (Kanton Bern) im Rahmen eines Kooperationsprojektes zwischen dem Deponiebetreiber und der TU Hamburg (TUHH) mittels kombinierter Belüftung und Bewässerung in-situ Stabilisiert. Für die Belüftung wird Umgebungsluft unter vergleichsweise hohem Druck (bis zu 250 mbar) über horizontale Gas- und Sickerwasserdrainagesysteme in den Deponiekörper eingebracht. Die erfasste Abluft wird in zwei weitere Deponiesektoren überführt, wobei es dort zu einer Vorbelüftung sowie zur Ausnutzung des in der Überdeckung vorhandenen Methanoxidationspotenzials kommt. Zusätzlich zu der in situ Belüftung findet eine gezielte Befeuchtung der abgelagerten Abfälle statt. Begleitend zu der großtechnischen Umsetzung des Stabilisierungsverfahrens werden im Labor Simulationsversuche in Lysimetern durchgeführt, welche wichtige Hinweise auf die zu erwartende Entwicklung der Sickerwasserqualität sowie eine Abschätzung der notwendigen Belüftungsvolumina und –zeiträume liefern.

1 EINLEITUNG

Die Deponie Teuftal im Schweizer Kanton Bern ist die größte Reaktor- und Reststoffdeponie der Schweiz. Sie wurde 1973 in der Gemeinde Mühleberg westlich von Bern eröffnet. Seit über 40 Jahren werden hier Siedlungsabfälle (ca. 68 % der gesamten Abfallmasse), MVA-Schlacke (ca. 20 %), entwässerter Klärschlamm (ca. 3 %) und Bodenaushub (ca. 2 %) sowie weitere, nicht näher spezifizierte Abfälle (ca. 7 %) im hochverdichteten Dünnschichteinbau abgelagert. Unbehandelte Siedlungsabfälle mit einem relativ hohen Emissionspotenzial wurden insbesondere zwischen 1973 und 2000 auf einem ca. 12 Hektar großen, in drei Sektoren unterteilten Bereich deponiert. Dieser Teil der Deponie enthält etwa 3,2 Mio. Tonnen Abfälle (ca. 2,1 Mio. Tonnen Trockensubstanz) und wird heute als „Reaktordeponie“ bezeichnet.

Vor dem Hintergrund signifikant abnehmender Deponiegasmengen sowie anhaltend hoher Verunreinigungen des erfassten Sickerwassers werden seit Dezember 2014 großtechnische Maßnahmen zur beschleunigten Stabilisierung der Reaktordeponie am Standort umgesetzt. Ziel ist es, technische Aufwendungen und damit einhergehende Kosten im Zuge der Deponienachsorge zu minimieren und die Reaktordeponie in einen emissionsarmen und langzeitstabilen Zustand zu überführen.

Dieses Ziel soll mit Hilfe einer kombinierten in-situ Belüftung und Bewässerung erreicht werden, welche im Wesentlichen auf die bereits am Standort vorhandene Infrastruktur aufbaut. So werden die horizontalen Deponiegas- und Sickerwassererfassungssysteme nun für die Belüftung und Ablufterfassung genutzt, wobei das oberste Drainagenetz zusätzlich für die Sickerwasserinfiltration in den Deponiekörper genutzt wird. Darüber hinaus dient die erfasste Abluft (mit Rest-Sauerstoffgehalten von ca. 10 bis 12 Vol.-%) zur Vorbelüftung weiterer Sektoren der Reaktordeponie, so dass mittlerweile die Deponiegaserfassung und -verwertung am Standort vollständig eingestellt wurde.

Begleitend zu der großtechnischen Umsetzung der in-situ Stabilisierung werden im Labormaßstab an der TUHH weiterführende Untersuchungen an Abfallproben aus der Deponie Teuftal durchgeführt. Nähere Informationen zu den großtechnischen Untersuchungen und den Laborversuchen sind in Ritzkowski et al. (2016) zusammenfassend dargestellt.

2 ABFALLINVENTAR DER BIOREAKTORDEPONIE

Im Sektor 3 der Bioreaktordeponie lagern heute etwa 557.000 m³ Abfälle, welche in den vergangenen Jahren intensiven biologischen Ab- und Umbauprozessen unterlagen.

Im April 2014 wurden im Bereich des Sektors 3 insgesamt 11 Bohrungen zur Installation von Temperatur- und Setzungssensoren niedergebracht. Im Zuge dieser Arbeiten konnten 43 Abfallproben aus 9 Positionen über 4 bzw. 5 Tiefenhorizonte (vertikaler Abstand der Proben: ca. 5 m) entnommen und nach Hamburg transportiert werden. An 23 Proben aus 5 Bohrungen wurden individuelle Einzelanalysen durchgeführt, während die Feststoffe aus den übrigen 4 Bohrungen als Mischproben über die gesamte Mächtigkeit analysiert wurden. In der Tab. 1 sind die Ergebnisse der chemisch-physikalischen und biologischen Untersuchungen dieser Proben zusammenfassend dargestellt.

Tab. 1: Ergebnisse chemisch-physikalischer und biologischer Untersuchungen an Abfallproben aus der Deponie Teuftal.

Parameter	Einheit	MW	Median	σ	Min - Max
Trockensubstanz (TS)	Gew.-%	64,5	64,2	8,5	46,7 – 81,6
organ. Trockensubstanz (oTS)	% (TS)	24,1	24,3	8,1	10,9 – 40,6
ges. organ. Kohlenstoff (TOC_{fest})	% (TS)	9,9	8,9	4,0	3,8 – 19,6
ges. Stickstoff n. Kjeldahl (TKN)	‰ (TS)	4,5	4,4	1,4	2,1 – 6,9
Heizwert	kJ/kg	4.439	4.003	2.040	1.581 – 9.372
Atmungsaktivität (AT_4)	mgO_2/kgTS	1,5	0,8	1,1	0,4 – 5,5
Gasbildungspotenzial (GB_{21})	l_N/kgTS	3,2	1,1	11,8	0,3 – 62,0

n = 27.

Die Ergebnisse der Feststoffanalysen zeigen sehr deutlich die ausgeprägte Heterogenität der abgelagerten Abfälle. Insbesondere wurden hohe Standardabweichungen von mehr als 50 % des Mittelwertes für die Parameter Brennwert und Gasbildungspotenzial (GB21) ermittelt. Für Letzteres wurde an einer Einzelprobe ein Höchstwert bestimmt, der 19 mal über dem Mittelwert aller Proben liegt. Zugleich liegt der zweithöchste Wert bereits unter diesem Mittelwert.

Auf der Grundlage der analysierten Mittel- und Medianwerte lässt sich das Abfallinventar aus Sektor 3 der Reaktordeponie als weitgehend bio-stabilisiert charakterisieren. Das zugehörige Emissionspotenzial wird als gering bis mäßig eingeschätzt. Insbesondere die Ergebnisse der aeroben und anaeroben Biotests (AT4 und GB21) bestätigen die weitreichende Bio-Stabilisierung, welche unter den vorherrschenden anaeroben Milieubedingungen im Deponiekörper während der vergangenen 15 bis 28 Jahren erfolgte.

3 BETRIEBSERFAHRUNGEN UND ERGEBNISSE ZUR GROSSTECHNISCHEN IN-SITU STABILISIERUNG

3.1 In-situ Belüftung

Im Dezember 2014 wurde die Belüftung des Sektors 3 an der Deponie Teuftal gestartet. In einer ersten Stabilisierungsphase wird seitdem Umgebungsluft in drei der sechs horizontalen Drainagenetze eingeblasen, während zeitgleich Abluft über die übrigen drei Netze aus dem Deponiekörper abgesaugt wird. Zur weitgehenden Verhinderung diffuser Emissionen wird das oberste Drainagenetz ausschließlich zur Ablufterfassung eingesetzt. Das unterste Drainagenetz wird demgegenüber permanent belüftet, so dass etwaiges Sickerwasser am Deponiefuß grundsätzlich durch einen aeroben Bereich perkolieren muss.

Die Gebläse zur Belüftung und Ablufterfassung werden intervallartig betrieben. Einer 100-minütigen Betriebsphase schließt sich regelmäßig eine Ruhezeit von 20 Minuten an, in welcher die Drainagenetze drucklos fallen und ein Abfließen von etwaigen Sickerwässern ermöglicht wird. Der eingebrachte Luftsauerstoff kann in den Ruhezeiten weitgehend umgesetzt werden und die Luftverteilung im Deponiekörper wird durch die regelmäßigen Druckschwankungen beim An- und Abfahren positiv beeinflusst. Darüber hinaus werden mit dieser Betriebsführung Energieeinsparungen realisiert.

Die im Sektor 3 erfasste Abluft wird direkt in die obersten Drainagenetze der angrenzenden

Sektoren 1 und 2 überführt. Durch diese Betriebsführung wird eine Vorbelüftung der übrigen Bereiche der Reaktordeponie erreicht, so dass sich die Stabilisierungsdauer ggf. verkürzen lässt. Neben der moderaten Aerobisierung der abgelagerten Abfälle ist es das Ziel, die in der Abluft enthaltenen Rest-Methanmengen biologisch zu oxidieren. Die Methanoxidation soll hierbei im Wesentlichen während der Durchströmung der überlagernden Inertabfälle erfolgen.

In den ersten Betriebsmonaten der in situ Belüftung wurde ein spezifischer Kohlenstoffaustrag (Gasphase) von 1,4 bis 1,5 Tonnen pro Tag realisiert. Diese Frachten basieren auf dem mittleren Volumenstrom der erfassten Abluft (1.200 m³/h), der mittleren Betriebsdauer von 19,2 Stunden pro Tag sowie den kontinuierlich analysierten Konzentrationen an Kohlenstoffdioxid (8 Vol.-%) und Methan (4 Vol.-%) in der Abluft.

3.2 In-situ Bewässerung

Bei der Belüftung von Deponien kann es zu einer u. U. signifikanten Reduzierung des Feuchtegehaltes der abgelagerten Abfälle kommen. Über die wasserdampfgesättigte, warme Abluft wird kontinuierlich Feuchtigkeit aus dem Deponiekörper ausgetragen, während die Wasserzufuhr über die (vergleichsweise) trockene Zuluft bei etwa gleichen Gasvolumina deutlich geringer ausfällt. In Abhängigkeit von dem ursprünglichen Feuchtegehalt der Abfälle, dem Temperaturniveau in der belüfteten Deponie sowie einem möglichen Eintrag von Niederschlagswasser über die Deponieoberfläche, können so nach einigen Monaten oder wenigen Jahren sehr niedrige Feuchtegehalte erreicht werden, welche zu einer Limitierung der biologischen Stoffwechselaktivität führen können. Da die Mikroorganismen Nährstoffe nur in gelöster Form aufnehmen, kommt es bei TS-Gehalten > 70 % bereits zu Einschränkungen des Substratabbaus. Bei weiter abnehmendem Feuchtegehalt kann dann eine Hemmung des mikrobiologischen Abbaus auftreten. Neben dem Feuchtegehalt der Abfälle ist eine ausreichende Wasserbewegung im Deponiekörper von Bedeutung für den mikrobiologischen Stoffwechsel. Substrate und Nährstoffe müssen in Kontakt mit den Mikroorganismen kommen, wobei als Transportmedium das freie Wasser innerhalb des Deponiekörpers fungiert. Übersteigen die TS-Gehalte 80 % kommt der mikrobielle Abbauprozess zum vollständigen Erliegen.

Eigene Analysen im Rahmen einer großtechnischen Deponiebelüftung in Norddeutschland haben gezeigt, dass der Feuchtegehalt innerhalb der abgelagerten Abfälle während einer 6-jährigen Belüftungsdauer um bis zu 24 % (relativ zum ursprünglichen Feuchtegehalt der Abfälle vor Beginn der Belüftung, 7 % Abnahme des absoluten Feuchtegehalts) abgenommen hat. In den Deponiekörper eingeleitetes Wasser kann darüber hinaus dazu beitragen, einen möglichen Temperaturanstieg infolge mikrobieller Abbauprozesse zu regulieren und damit der Gefahr einer zu starken Erwärmung entgegenzuwirken.

Aus den oben genannten Gründen werden am Standort Deponie Teuftal Belüftungs- und Bewässerungsmaßnahmen parallel zueinander eingesetzt. Die Bewässerung erfolgt hierbei sowohl über eine kontinuierliche Befeuchtung der Zuluft (Befeuchtungsmedium: demineralisiertes Wasser) als auch über die Infiltration von Sickerwasser in den Deponiekörper.

Für die Befeuchtung der Zuluft wurden auf einer etwa 2 m langen Rohrstrecke 28 Vernebelungsdüsen installiert, über welche das Wasser dem Luftstrom zugeführt wird (Abb. 1). Zur Infiltration von Sickerwasser werden die Rigolen des obersten Drainagenetzes genutzt. Seit Sommer 2016 werden so etwa 2 m³ Sickerwasser je Stunde infiltriert. Diese Menge entspricht rechnerisch einer Erhöhung des Wasser/Feststoff – Verhältnisses um 0,2 über einen Zeitraum von 5 Jahren. Sie ist folglich nur auf die Kompensation möglicher Feuchteverluste ausgerichtet und dient nicht der beschleunigten Extraktion von Abfallinhaltsstoffen.

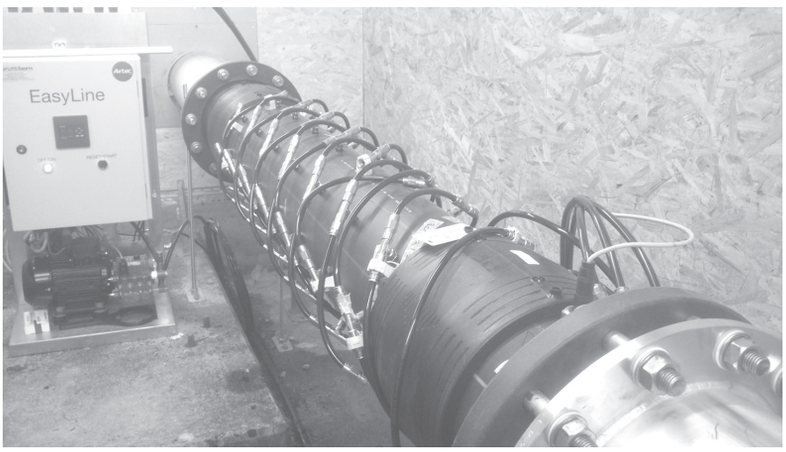


Abb. 1: Einrichtungen zur Befeuchtung der Zuluft an der Deponie Teuftal.

4 ERGEBNISSE AUS BEGLEITENDEN LABORUNTERSUCHUNGEN

4.1 Aufbau und Betrieb der Deponiesimulationsreaktoren (DSR)

In einem temperierten Raum (konstante Temperatur: 37 °C) wurden sechs DSR mit den Abfallproben aus der Deponie Teuftal parallel betrieben. In zwei Fällen wurden jeweils 2 DSR mit dem gleichen Probenmaterial befüllt und anschließend unter aeroben (belüfteten) bzw. anaeroben Bedingungen untersucht; zwei weitere DSR wurden mit jeweils unterschiedlichen Abfallmaterialien befüllt und belüftet. Die DSR Versuche ermöglichen es, innerhalb kurzer Zeiträume (Monate) die Prozesse abzubilden, die unter großtechnischen Deponiebedingungen über Jahre und Jahrzehnte ablaufen würden. Je nach Betriebsweise (anaerob oder aerob) wird dieser Zeitraffereffekt entweder durch die signifikant erhöhten Sickerwasserbildungsraten oder durch größere zugeführte Luftmengen erreicht.

Alle DSR wurden mit Sickerwasserzirkulation betrieben, wobei 1 Liter Sickerwasser alle 14 Tage zur Analyse der Inhaltsstoffe entnommen und durch einen Liter Leitungswasser ausgetauscht wird. Produzierte Deponiegasmengen sowie der Abluftstrom der aeroben DSR werden kontinuierlich erfasst und hinsichtlich der Hauptkomponenten analysiert. Abb. 2 zeigt den Versuchsaufbau der DSR für Langzeituntersuchungen unter aeroben und anaeroben Bedingungen.

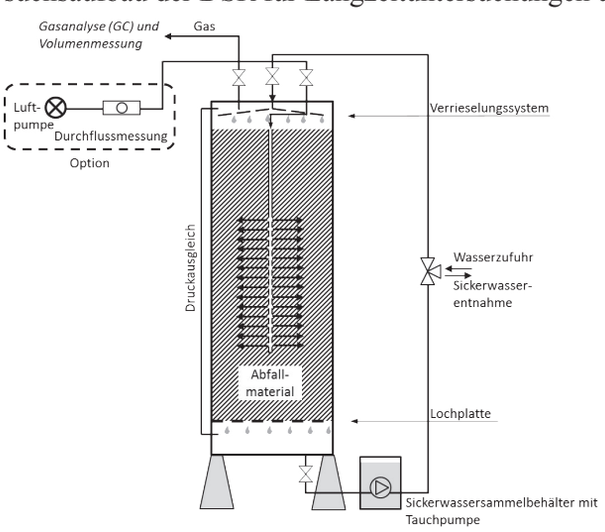


Abb. 2: Versuchsaufbau der DSR für Langzeituntersuchungen unter aeroben und anaeroben Bedingungen.

Wesentliche Ziele dieser Untersuchungen waren es, verlässliche Hinweise auf die folgenden Fragestellungen zu gewinnen:

- Sind die stark rückläufigen Mengen erfassten Deponiegases aus der Deponie auf einen weitgehenden Abbau der organischen Abfallinhaltsstoffe zurückzuführen oder lässt sich ggf. die

Deponiegasbildung noch einmal intensivieren?
- In welchen Zeiträumen kann unter anaeroben bzw. aeroben Bedingungen mit einer sehr weitreichenden Stabilisierung der Abfälle im Deponiekörper gerechnet werden?
- Welche Luft- bzw. Sauerstoffmengen sind zu einer solchen Stabilisierung notwendig?
- Wie wird sich die Sickerwasserqualität im Zuge der Belüftung und langfristig darüber hinaus entwickeln?

4.2 Potenzielle Deponiegasbildung

Zwei DSR wurden unter strikt anaeroben Bedingungen betrieben, um somit die Situation in der Bioreaktordeponie – ohne den Einfluss der Belüftung – nachvollziehen zu können. Unter optimierten Bedingungen (d.h. konstante Temperatur von 37 °C, Sickerwasserzirkulation, Wassergehalt bei 42 Gew.-%) erreichten beide DSR die stabile Methanphase nach 6 bzw. 11 Wochen.

Im Verlauf des 18-monatigen DSR Betriebs wurden im Mittel 9,3 m³ Deponiegas je Tonne Trockensubstanz gebildet (Spanne: 5,4 – 13,3 m³/Mg TS). Im gleichen Zeitraum nahm der gesamte organische Kohlenstoff in den Abfallfeststoffen um 3,15 % ab. Der Vergleich mit dem Deponiegasbildungspotenzial der frischen Abfälle zur Zeit der Ablagerung (ca. 200 m³/Mg TS) verdeutlicht die Reduzierung um mehr als 95 % im Rahmen der anaeroben Stabilisierung im Deponiekörper. Würde der organische Kohlenstoff im Sektor 3 der Bioreaktordeponie im gleichen Maße umgesetzt werden, entspräche dieses einer potenziellen Deponiegasproduktion von ca. 2,26 Mio. m³ und damit nur etwa 3 % der Menge, die bereits über die vergangenen 31 Jahre aus der Deponie abgesaugt wurden. Berücksichtigt man darüber hinaus, dass ein Großteil des Gases in Mengen unterhalb der energetisch verwertbaren Quantitäten gebildet werden wird, so erscheint die Entscheidung für eine beschleunigte Stabilisierung unter ökonomischen Aspekten nachvollziehbar und realistisch.

4.3 Dauer der biologischen Stabilisierung und Sauerstoffbedarf

Nach ca. 18 Monaten DSR Betrieb (netto Belüftungszeit: 12 Monate) und 13-monatiger Belüftung des Sektors 3 der Deponie Teuftal, wird im Folgenden eine vorläufige Abschätzung der notwendigen Stabilisierungsdauer vorgenommen. In dieser Zeit wurden durchschnittlich 165 m³ Luft je Tonne Trockensubstanz in die DSR zugeführt, verbunden mit einem mittleren Kohlenstoffaustrag von 11 kg je Tonne TS. Übertragen auf den Sektor 3 der Deponie Teuftal (mit etwa 431.000 Tonnen TS) würde dieses einer Luftmenge von ca. 71 Mio. m³ entsprechen. Da der Sauerstoffumsatz in der Deponie etwa 25 % unter dem des DSR liegt, lässt sich hieraus eine notwendige Mindestdauer der aeroben Stabilisierung von ca. 11 Jahren abschätzen. Diese Abschätzung beruht auf der Annahme, dass die gegenwärtigen Belüftungsvolumina von ca. 1.100 m³/h bei intermittierender Belüftung (80 % Belüftung, 20 % Auszeit) langfristig beibehalten werden.

4.4 Entwicklung der Sickerwasserqualität

Grundsätzlich wird bei der biologischen in-situ Stabilisierung angestrebt, die vorhandenen organischen und anorganischen (insbesondere CSB und Ammonium-Stickstoff) Belastungen dauerhaft zu reduzieren, damit eine Sickerwasserbehandlung vor Einleitung möglichst rasch beendet werden kann.

Anhand der durchgeführten DSR-Versuche konnte gezeigt werden, dass eine kurzfristige Belüftung zu keiner signifikanten Veränderung der organischen Sickerwasserbelastung (bestimmt über den Parameter CSB) als auch der Ammonium-Konzentrationen führt. Auch das Verhältnis zwischen CSB und Chlorid verändert sich nicht, wenn man die belüfteten DSR mit den anaeroben Kontrollen vergleicht. Erst nach dem Beginn der kontinuierlichen Belüftung (ab Monat 8 des DSR-Betriebes) verengt sich das CSB/Cl – Verhältnis für die belüfteten DSR deutlich, während es bei den anaeroben Kontrollen zu keiner signifikanten Veränderung kommt (Abb. 3). Ein vergleichbarer Trend konnte auch für das Verhältnis von Ammonium-Stickstoff zu Chlorid beobachtet werden, während die biologisch leicht verfügbare, organische Belastung (bestimmt über den BSB5) nur geringfügig durch die Belüftung beeinflusst wird. Für Letztere muss jedoch berücksichtigt werden, dass bereits innerhalb der ersten 5 Monate des DSR-Betriebes (unabhängig von der jeweiligen Betriebsart) sehr geringe Konzentrationen erreicht wurden, welche

sicherlich auf die weitreichende Vor-Stabilisierung der Abfälle im Deponiekörper während der vergangenen 15 bis 28 Jahre zurückzuführen ist.

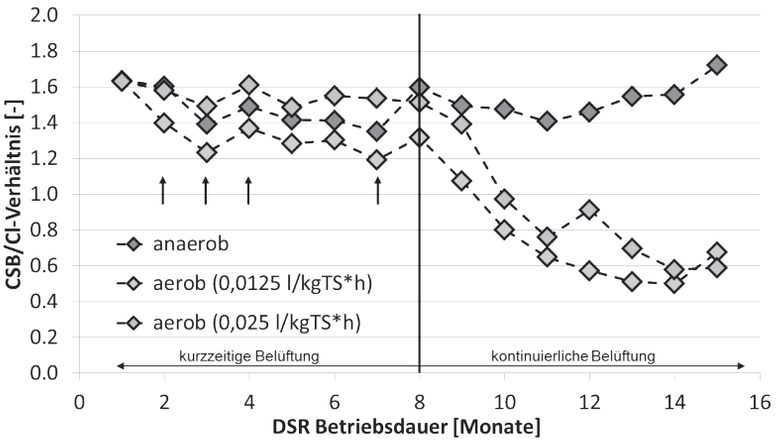


Abb. 3: Verhältnis zwischen CSB und Chlorid (Monatsmittelwerte) im Sickerwasserbelüfteter (aerob) und anaerober DSR. Während der ersten 8 Monate diskontinuierliche Belüftung (4 Intervalle); anschließend kontinuierlich mit 0.025 und 0,0125 m³/Mg TS*d.

Aufgrund der Vorstabilisierung ist der Sauerstoffbedarf für den mikrobiologischen Umsatz des organischen Kohlenstoffs relativ begrenzt, so dass ein größerer Anteil des zugeführten Sauerstoffs für weitere Oxidationsprozesse zur Verfügung steht. Weitere Untersuchungsergebnisse und Details zum Betrieb der DSR können Ritzkowski et al. (2016a) entnommen werden.

5 ZUSAMMENFASSUNG

In der Bioreaktordeponie Teuftal wurde im Zuge anaerober Abbauprozesse der Großteil an bioverfügbarem organischen Kohlenstoffs über ca. 31 Jahre in Form von Deponiegas mobilisiert. Aufzeichnungen des Deponiebetreibers belegen eine Gesamtmenge von 242 Mio. m³ Gas, welche seit der Installation des ersten Entgasungssystems im Jahr 1983 aus der Deponie abgesaugt wurden. Auf der Grundlage eigener Untersuchungen an Abfallproben aus der Deponie wurde nun ein verbleibendes Deponiegaspotenzial von ca. 2,3 Mio. m³ abgeschätzt. Überwachungswerte des Sickerwassers weisen auch 16 Jahre nach dem Ende der Ablagerung unbehandelter Restabfälle noch Belastungen auf, die die schweizerischen Grenzwerte für die Direkteinleitung deutlich überschreiten.

Aufgrund der gegenwärtigen und zukünftigen Emissionscharakteristik der Reaktordeponie werden Maßnahmen zur Verbesserung des Langzeitverhaltens bzw. Verkürzung der Deponienachsorge durchgeführt. Seit Dezember 2014 wird in einem Großversuch der Sektor 3 belüftet. Parallel zu der Belüftung erfolgt eine gezielte Bewässerung über eine kombinierte Infiltration und Zuluft-Befeuchtung. Erste Resultate aus den begleitenden Laboruntersuchungen ermöglichen nun eine Abschätzung der minimalen Behandlungsdauer sowie eine Prognose der Zeitdauer bis zur weitreichenden biologischen Stabilisierung. Auswirkungen auf die Sickerwasserqualität sind erfahrungsgemäß erst mittel- und langfristig zu erwarten, lassen sich aber bereits heute anhand der Analysenergebnisse aus den DSR-Versuchen erkennen.

LITERATUR

Ritzkowski, M., Stegmann, R. & Walker, B. (2016) Untersuchungen und großtechnische Erfahrungen zur Verbesserung des Deponielangzeitverhaltens. In: *Deponietechnik 2016, Hamburger Berichte 44*. Stegmann/Rettenberger/Ritzkowski/Kuchta/Siechau/Fricke/Heyer (Hrsg.), Verlag Abfall aktuell, Stuttgart, 193-207, ISBN 978-3-9817572-3-1.

Ritzkowski, M., Walker, B., Kuchta, K., Raga, R. & Stegmann, R. (2016) Aeration of the Teuftal landfill: Field scale concept and lab scale simulation. In: *Waste Management* (2016) http://dx.doi.org/10.1016/j.wasman.2016.06.004.

Teeröl-DNAPL assoziierte vertikale biogeochemische Gradienten im Grundwasser

K.E. Brandstätter-Scherr
Universität für Bodenkultur, Institut für Umweltbiotechnologie, Tulln, Österreich

M. Nahold
GUT Gruppe Umwelt + Technik GmbH Ingenieurbüro für technischen Umweltschutz, Linz, Österreich

KURZFASSUNG: Die Anwesenheit von schweren Teerölphasen (DNAPL) im Aquifer beeinflusst die Grundwasserqualität im unmittelbaren Abstrom, über die Ausprägung von vertikalen Gradienten ist jedoch wenig bekannt. An einem ehemaligen Imprägnierwerk wurden die unterschiedlichen natürlichen Schadstoffminderungsprozesse einer Teeröl-DNAPL untersucht. Steile vertikale Gradienten von teerölbürtigen Schadstoffen, der Zusammensetzung der mikrobiellen Gemeinschaft, sekundärer Wasserqualität und RedOx-Parametern wurden in dem Grundwasserkörper, jeweils in phasennahen und –fernen Horizonten, über der Phase festgestellt. Methanogene Verhältnisse wurden in der Nähe der DNAPL festgestellt, während aerobe Verhältnisse am Kapillarsaum identifiziert wurden. Mehrdimensionale GCxGC-MS und GCxGC-TOF-MS konnte effizient zur Beschreibung der komplexen gelösten Schadstoffe und Phasenzusammensetzung eingesetzt werden. Aerobe kohlenwasserstoffabbauende Bakterien wurden mittels 16S rDNA-Untersuchung in flachen Grundwassermeßstellen identifiziert, während nitratreduzierende Bakterien und Archaea in den DNAPL-nahen Aquiferregionen die Populationszusammensetzung dominierten. Die Untersuchung von Schadstoffabreicherungsprozessen über einer Elektronendonor-DNAPL ist ein wichtiger Bestandteil eines umfassenden Standortmodelles.

1 EINLEITUNG

Die standortspezifischen geohydraulischen Verhältnisse und eine Vielzahl von biogeochemischen Prozessen bestimmen den Verbleib, insbesondere das Ausmaß von Transformation und Mineralisierung, von organischen Schadstoffen in kontaminierten Aquiferen. Die Anwesenheit von Elektronendonator-Phasenkörpern – insbesondere Mineralölkohlenwasserstoffe und Teeröle – als leichte oder dichte Ölphase (“light” oder “dense” non-aqueous phase liquid, L- oder D-NAPL) erschwert die Einschätzung von natürlichen Abbau- und Rückhalteprozessen basierend auf Grundwasser- (GW-)proben durch Schadstoffresolubilisierung in das umgebende GW. Mithilfe von zweidimensionalen gaschromatographischen Verfahren, mikro- sowie molekularbiologischen Assays als Ergänzung zum konventionellen Parameterumfang kann eine Einschätzung der natürlichen Schadstofftransformations- und verteilungsmechanismen über den Aquiferquerschnitt und die Ausprägung von entsprechenden Gradienten im GW getätigt werden. Bislang liegt der Fokus auf der Untersuchung von horizontalen Gradienten, i.e. der Grundwasserqualität im Abstrom. Vertikale biogeochemische Aquifergradienten hingegen, die in der Grundwasserchemie des darüberliegenden Wasserkörpers reflektiert werden, sind bislang wenig untersucht. Die Kenntnis der zugrundeliegenen Prozesse stellt die Grundlage der Quantifizierung von natürlichen Schadstoffabbauprozessen und daher des Gefahrenpotentials und darauf basierend, der Identifizierung von potentiell effizienten, da den bereits ablaufenden Abbaupfaden angepassten, ENA-Strategien dar.

2 BIOGEOCHEMISCHE GRADIENTEN ÜBER DER TEERÖLPHASE

2.1 Standortcharakteristika und Phasenzusammensetzung

An Standort eines ehemaligen Imprägnierwerkes, in Betrieb zwischen dem späten 19. und 20. Jahrhundert, wurden über mehrere Jahre Untersuchungen zur Schadstoffarchitektur und biogeochemischen Gradienten getätigt. Die Schadstoffquelle besteht aus einer Teeröl-DNPL mit einer Mächtigkeit von etwa 0,8 m. Der Aquifer besteht aus quartären sandigen Kiesen mit einer Mächtigkeit von etwa 6 bis 10 m, die von schluffig-tonigen Sedimenten unterlagert werden. Die anstehenden Kiese weisen eine Durchlässigkeit im Bereich von 10^{-4} bis 10^{-3} m/s auf. Das Relief der Staueroberkante weist eine Rinne in Richtung Ost-Nordost auf. Abb. 1 zeigt ein Chromatogramm der DNAPL (Scherr, Vasilieva et al. in press). Die chromatograpisch nicht aufgelöste Fraktion (ca. 35% der gesamten Molmasse) wurde mittels GC-MS und GCxGC-MS als alkylierter Aromat mit einer durchschnittlichen Retentionszeit von n-C_{15} identifiziert und als Methylanthracen modelliert (Scherr 2016, Backes et al. 2016, Scherr in press, Vasilieva et al. in press).

Nach dem vollständigen Abriss des Imprägnierwerkes wird das Gelände derzeit industriell genutzt. Die Bestimmung der Schadstoffkonzentration im GW wird durch die Anwesenheit der Teerölphase in den Messstellensümpfen unterschiedlich stark beeinflusst.

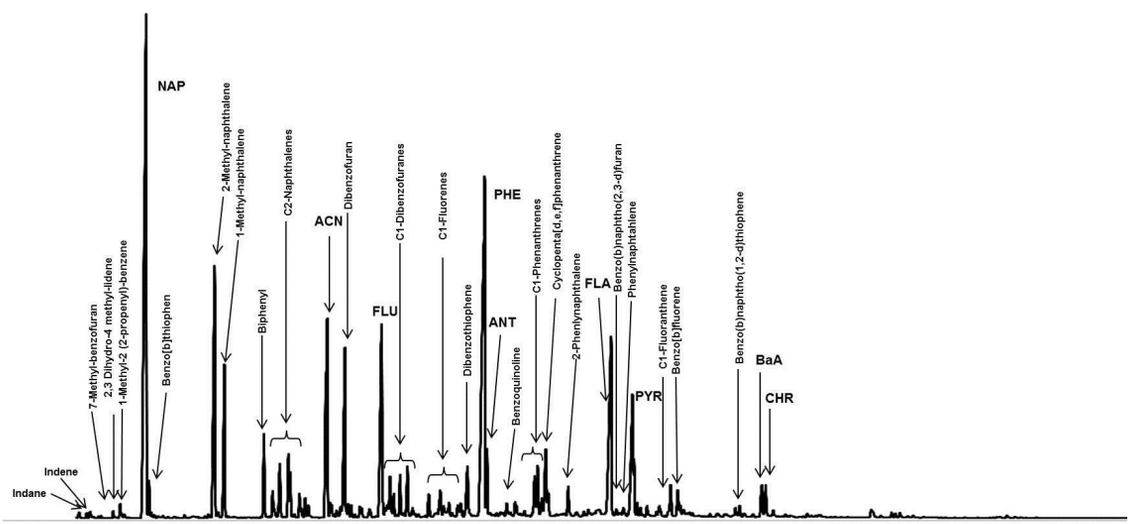


Abb. 1: GC-FID Chromatogramm einer Teeröl-DNAPL Probe aus dem Messstellensumpf. Einige Verbindungen wurden basierend auf ihrer Retentionszeit und Massenspektren mittels paralleler GC-MS und GCxGC-MS identifiziert. Aus Scherr et al. (in press).

2.2 Vertikale Gradienten der RedOx-Chemie und mikrobieller Population

2.2.1 Abiotische Faktoren

Über der DNAPL konnten deutliche vertikale Gradienten der abiotischen und mikrobiellen GW-Eigenschaften festgestellt werden. Grundwasserproben aus tiefen, in Teerölphase und Stauer einbindenden Messstellen (MS) weisen im Vergleich zu "flachen" MS (Rohrunterkante circa 1 m über DNAPL-Oberfläche) und dem GW im An- und Abstrom signifikant unterschiedliche hydrochemische Eigenschaften auf (Abb. 2, nach Scherr et al. 2016). Statistisch sind die Gehalte an gelöstem Sauerstoff, Nitrat, Nitrit, Sulfat, gelösten Eisen- und Manganspezies sowie das RedOx-Potential in tiefen Messstellen signifikant unterschiedlich gegenüber Grundwasserproben, die in flachen MS über der DNAPL sowie im unmittelbaren An- und Abstrom gewonnen wurden, während die Eigenschaften der letztgenannten drei Probengruppen im Wesentlichen nicht unterschiedlich sind. Die starke Horizontierung des GW ist aus dem Unterschied von reduzierenden, methanogenen Verhältnissen direkt über der DNAPL hin zu moderat aeroben Verhältnissen im flacheren GW-Bereich ersichtlich (Abb. 2).

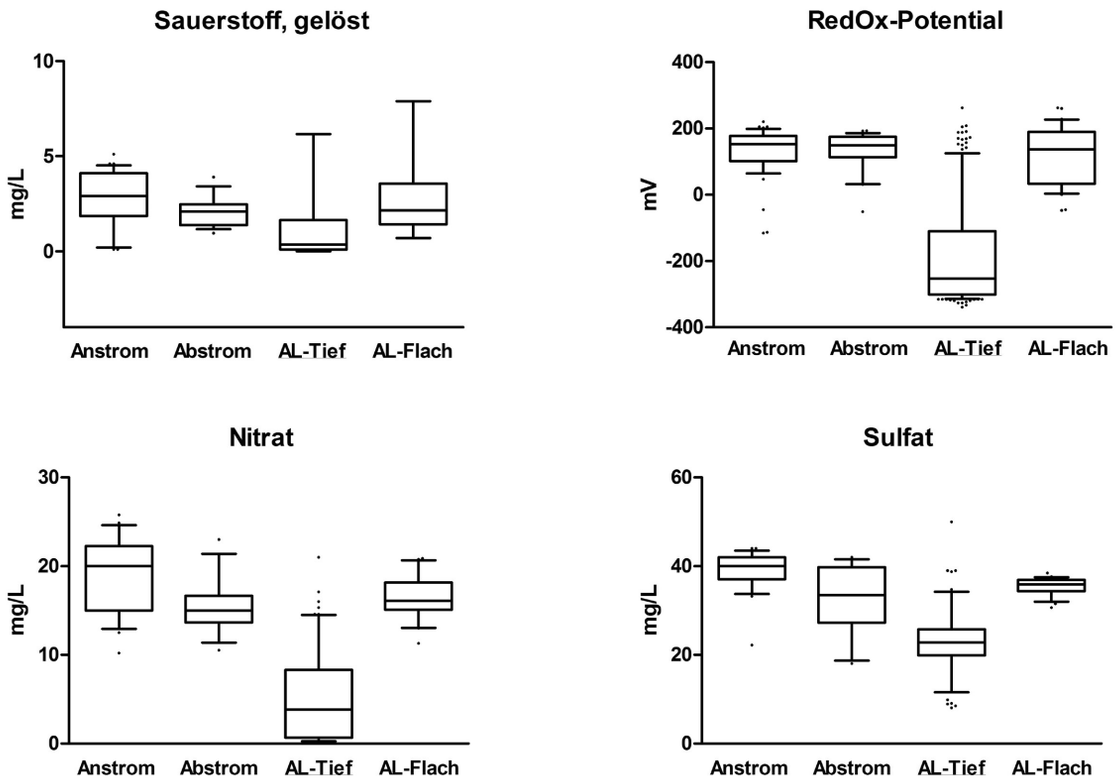


Abb. 2: RedOx-Parameter im An- und Abstrom der Altlast und in tiefen und flachen Messstellen über der DNAPL (AL-Tief und Flach), modifiziert und wiedergegeben nach Scherr et al. (2016) mit freundlicher Genehmigung von Elsevier.

2.2.2 Mikrobielle Gemeinschaft

Ebenso ist die Zusammensetzung der mikrobiellen Gemeinschaft in unterschiedlichen Bereichen des Altstandortes und im phasennahen und -fernen Bereich stark unterschiedlich. Während in flachen Messstellen aerobe Organismen vorherrschen, dominieren in tiefen Messstellen anaerobe Proteobacteria und methanogene Archaea. Die Analyse der Haupteinflussfaktoren auf die Zusammensetzung der mikrobiellen Gemeinschaft mittels Partial Least Squares - Canonical Correspondence Analysis (PLS-CCA) ist in Abb. 2 dargestellt.

Nitrat- und Sauerstoffgehalt sind demnach Umweltfaktoren mit dem größten Einfluss auf die mikrobielle Populationszusammensetzung, und größer als PAK- und Sulfatkonzentration. Die Assoziation der Archaea-Population mit dem Sulfatvektor lässt darüber hinaus auf ein syntrophes Zusammenspiel in der Methanogenese im phasennahen Grundwasserbereich schließen.

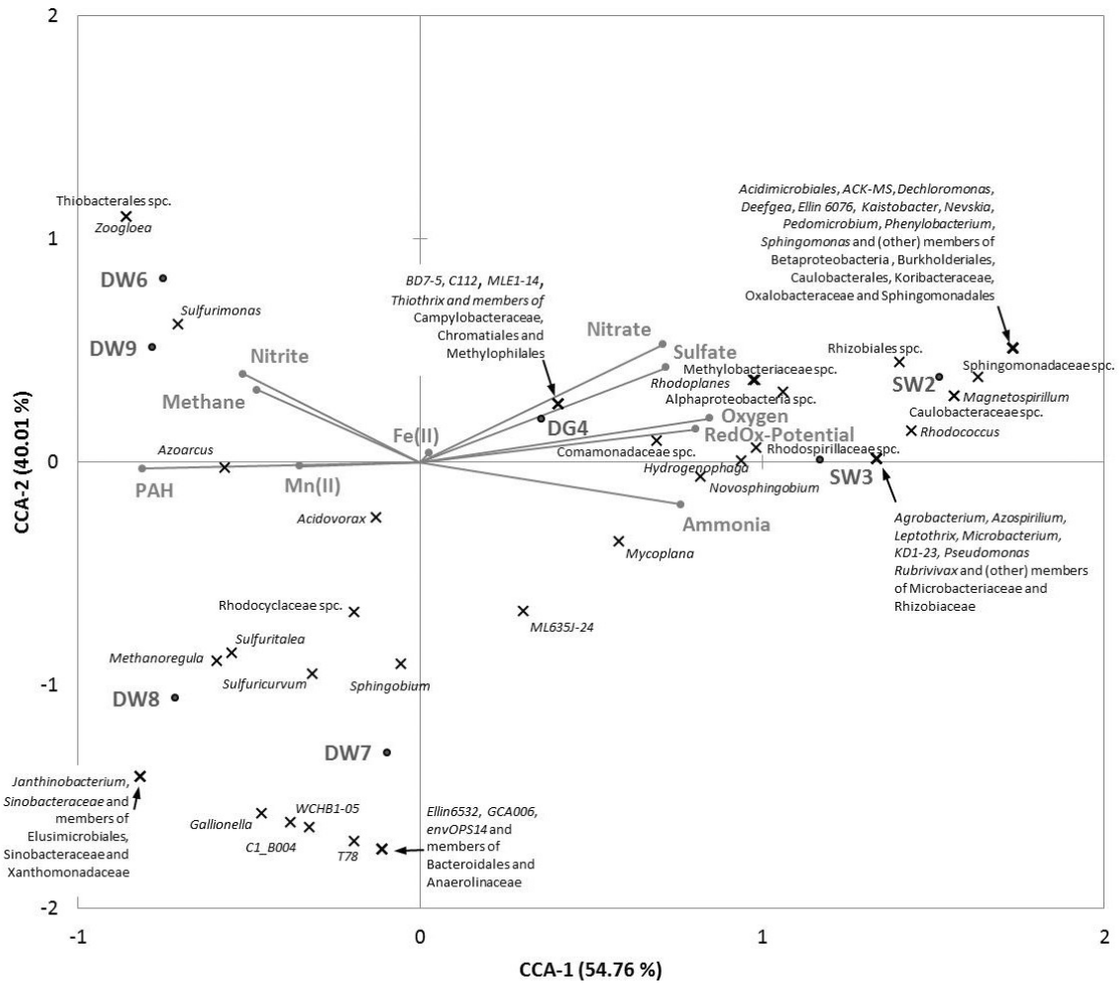


Abb. 3: PLS-CCA (symmetrischer Plot) von 71 bakteriellen und archaealen taxonomischen Einheiten und hydrochemische Grundwasserparameter. Zwei Faktoren erklären circa 94 % der Gesamtvariation der Populationszusammensetzung. Wiedergegeben nach Scherr et al. (2016) mit freundlicher Genehmigung von Elsevier.

3 SCHLUSSFOLGERUNG

Bislang ist wenig über die Ausprägung von vertikalen RedOx-Zonen über schweren Elektronendonorphasen im Aquifer bekannt. Die hier dargelegten Untersuchungen weisen auf eine starke vertikale Differenzierung von methanogenen (phasennaher Bereich) hin zu aeroben (Grundwasserspiegel) Verhältnissen hin. Diese weisen auf kleinräumig strukturierte Wechselwirkungen zwischen Donor-Resolubilisierung aus der DNAPL und Elektronenakzeptorverfügbarkeit hin, die das Gefährdungspotential des Standortes vermitteln. Das konzeptuelle Verständnis von Teerölaltlasten und etwaigen ENA-Maßnahmen wird durch die Bestimmung von vertikalen zusätzlich zur horizontalen Gradienten erleichtert.

LITERATUR

Scherr, K.E., Backes, D., Scarlett, A.G., Lantschbauer, W. & Nahold, M. (2016) Biogeochemical gradients above a coal tar DNAPL. *Science of the Total Environment* 563-564: 741-754.

Scherr, K.E., Vasilieva, F., Lantschbauer, W. & Nahold, M. (in press) Composition and Dissolution of a Migratory, Weathered Coal Tar Creosote DNAPL. *Frontiers in Environmental Sciences*, in press.

Kohlenstoffsenke Deponie - Restkohlenstoffgehalt nach Aerobisierung

E. Binner, A. Pukhnyuk & M. Huber-Humer
Universität für Bodenkultur Wien, Institut für Abfallwirtschaft, Wien, Österreich

KURZFASSUNG: Aus den Ergebnissen von Langzeitlaborversuchen zur Bestimmung der Gasbildung (gemäß Ö-NORM S2027 Teil 2, 2012) von Materialien aus MBA-Anlagen und Altdeponien wurde deren Gasbildungspotential abgeschätzt. Dazu wurde zunächst ein mathematisches Modell (log-Normalverteilungsfunktion) der Gasbildung entwickelt, mit dessen Hilfe der Gasbildungsverlauf bis zum Ende der Gasbildung extrapoliert werden kann (Tintner et al. 2011), (Binner et al. 2013). Derzeit basiert das Modell auf 185 Langzeitversuchen. Aus dem Kohlenstoffgehalt der Materialien und dem abgeschätzten Gasbildungspotential wurde ein wahrscheinlicher End-TOC-Wert des Deponiegutes errechnet (Binner et al. 2015). Für ord-nungsgemäß behandelte MBA-Materialien (Grenzwert der Deponieverordnung für GS_{21} und Ho wird eingehalten) ist einen End-TOC-Wert von > 10 % TM zu erwarten. Diese Abschätzung erfolgte unter der Annahme, dass die Deponie bis zum Abklingen der Gasbildung anaerob bleibt. Über sehr lange Zeiträume gesehen ist jedoch anzunehmen, dass allmählich eine Umstellung auf aerobes Milieu erfolgen wird. Das führt zur Frage, ob nicht unter aeroben Bedingungen eine weitere Mineralisierung erfolgen wird. Aus diesem Grund wurden einige der Langzeitversuche nach Abklingen der Gasfreisetzung aerobisiert. Dazu wurde das Testmaterial durch Druckbelüftung mit Sauerstoff versorgt. Durch Messung der CO_2-Konzentration im definierten Abluftstrom wurde der Kohlenstoffabbau berechnet. Erste Ergebnisse von 6 Versuchen wurden nach 6 bis 8-monatiger Belüftungsdauer bei der DepoTech 2014 (Binner et al. 2014) vorgestellt. Derzeit beträgt die Aerobisierungsdauer von insgesamt 8 Langzeitversuchen 6 bis 35 Monate.

1 EINLEITUNG

Die mechanisch biologische Behandlung von Restabfall (MBA) hat das Ziel die enthaltenen organischen Ursprungssubstanzen zu mineralisieren bzw. zu stabilisieren. Dies führt zur deutlichen Verringerung von Emissionen nach der abschließenden Deponierung. Weiters kann eine MBA-Deponie auch als Kohlenstoffsenke betrachtet werden, da ein Teil der stabilisierten Kohlenstoffverbindungen über lange Zeiträume nicht abgebaut wird. Welcher Kohlenstoffanteil schlussendlich langfristig im Deponiegut verbleibt, ist derzeit jedoch nicht bekannt.

In den beiden letzten Jahrzehnten wurden am ABF-BOKU ca. 870 Inkubationsversuche (Ö-NORM S2027 Teil 2, 2012) durchgeführt. Untersucht wurden vorwiegend Proben aus mechanisch biologischen Behandlungsanlagen (ca. 450 Proben von Input, Proben aus dem Prozess, Output) und aus alten Deponien (ca. 355 Proben aus Hausmülldeponien und MBA-Deponien). Viele der durchgeführten Versuche überschritten die in der Ö-NORM geforderte Testdauer von 21 Tagen (verlängert um die Dauer eventuelle auftretenden lag-Phasen) beträchtlich. Diese länger dauernden Versuche (mehreren 100 Tage bis zu 8 Jahre) wurden schrittweise ausgewertet, um Anhaltspunkte zum Gasbildungspotential bzw. zum Endkohlenstoffgehalt (End-TOC) in MBA-Deponien (nach Abklingen der Gasbildung) zu erhalten.

Zunächst wurde an Hand von 10 ausgewählten Langzeitversuchen (240 bis 1.830 Tage Testdauer) mit unterschiedlich reaktiven Materialien aus fünf österreichischen MBA-Anlagen gemeinsam mit Kollegen des Instituts für Mathematik des Departments für Integrative Biologie der BOKU ein mathematisches Modell zur Bestimmung des Gesamtgasbildungspotentials entwickelt (Tintner et al. 2011). Das Modell basiert auf einer log-Normalverteilungsfunktion, mit deren Hilfe die im Labor gemessene Gasbildungskurve abgebildet und extrapoliert werden kann. Dadurch ist

eine Vorhersage der Langzeitgasbildung möglich. Die gewählte log-Normalverteilungsfunktion bildet vor allem die „späte“ Gasbildung deutlich besser ab, als das bisher angewendete Deponiegasprognosemodell von Tabasaran & Rettenberger (1987), das mit einer „Erste Ordnung Abbaureaktion“ (Exponentialfunktion) arbeitet. Tintner et al. (2011) zeigten, dass die Anwendung des Exponentialmodells für alle ausgewerteten 10 Proben zu Minderbefunden der Langzeitgasbildung führt.

In der Zwischenzeit wurden 185 Langzeitgasbildungsversuche ausgewertet. 51 Proben aus Altdeponien und 123 Proben aus MBA-Anlagen – 88 dieser Proben halten das Brennwertkriterium der Österreichischen Deponieverordnung (Ho < 6.600 kJ/kg TM; entspricht nach Binner et al. (1999) einem TOC von < 17.5 % TM) ein – wurden für die weitere Auswertung herangezogen.

Diese Abschätzungen aus der Modellierung von Langzeitgasbildungsversuchen setzen voraus, dass in den Deponien auf Dauer anaerobe Milieubedingungen erhalten bleiben. Es ist jedoch nicht auszuschließen, dass über sehr lange Zeiträume gesehen allmählich eine Umstellung auf aerobes Milieu erfolgen wird. Dieser Milieuwechsel führt dazu, dass anaerob nicht abbaubare organische Verbindungen verfügbar werden und damit nach einer “Aerobisierung” zusätzliche Mineralisierung bzw. Kohlenstofffreisetzung eintritt. Um diesen Effekt abzuschätzen werden neun der Langzeitinkubationsversuche seit einigen Monaten bis Jahren aerobisiert. In die Reaktoren werden im Bodenbereich definierte Luftmengen eingeblasen und im Abluftstrom regelmäßig CO_2-Konzentrationen gemessen.

2 MATERIAL UND METHODEN

2.1 Mathematische Modellierung der Gassummenkurven

Für die Modellierung wird der Gasbildungsversuch in 2 Teile gegliedert. Die Hauptphase (inkl. eventuell auftretender lag-Phase) und die Endphase. Als Ende der Hauptphase wurde jener Zeitpunkt definiert, ab dem die aktuelle tägliche Gasbildung weniger als 1 % der bis dahin gebildeten Gesamtgasmenge beträgt. Die zehn von Tintner et al. (2011) ausgewerteten Gasbildungskurven (GS_{21} zwischen 2,7 und 109,8 Nl/kg TM) erreichten dieses Stadium nach einer Testdauer zwischen 30 und 63 Tagen (Ausnahme: ein stark versäuernde Ausgangsmaterial benötigte bei einer lag-Phasendauer von 184 Tagen bis zum Ende der Hauptphase 262 Tage).

Das Gasbildungspotential einer Probe ergibt sich aus der im Inkubationsversuch gemessenen Gassumme während der Hauptphase + der mittels Modells berechneten max. Gasbildung während der Endphase. Details zum Modell wurden bereits bei der DepoTech 2012 (Binner et al. 2012) vorgestellt.

2.2 Abschätzung des „Endzustandes“ (Kohlenstoffgehalt in der Deponie nach Ende der Gasbildung)

Im Rahmen dieser Untersuchung wurden Inkubationsversuchsergebnisse von Proben aus 123 MBA-Anlagen und 51 Altdeponien ausgewertet. Bei der Interpretation der Ergebnisse ist zu beachten, dass die ausgewerteten Proben aus 12 österreichischen MBA-Anlagen stammen. Diese unterscheiden sich hinsichtlich Ausgangsmaterialsaufbereitung (Siebschnitt, fallweise mit Klärschlammzugabe) und Rottetechnik. Die Behandlungsdauer lag zwischen 0 und 32 Wochen. 2 der 123 Proben waren bereits ca. 4 - 5 Jahre auf einer MBA-Deponie abgelagert.

Der Kohlenstoffgehalt im „Endzustand“ der Deponie (nach Ende der Gasbildung) wurde aus dem Ausgangskohlenstoffgehalt der untersuchten Materialien und der über die Gasbildung (Gasbildungspotential) freigesetzten Kohlenstoffmenge (je 1 g Kohlenstoff werden 1,868 l Deponiegas gebildet) abgeschätzt. Der über das Sickerwasser ausgetragene Kohlenstoff bleibt dabei unberücksichtigt. Dies ist für eine erste Abschätzung zulässig, da bei Hausmülldeponien mit 90 % der überwiegende Anteil an Kohlenstoff über das gebildete Deponiegas ausgetragen wird (Lechner & Huber-Humer 2004). Nur etwa 10 % werden über den Sickerwasserpfad emittiert.

Der die TOC-Konzentration im „Endzustand“ ebenfalls beeinflussende Trockenmasseverlust wurde über das Verhältnis TOC/GV berücksichtigt. Dieses liegt für 353 ausgewertete MBA-Materialien zwischen 0,45 und 0,67. Für die Kohlenstoffbilanz wurde der Mittelwert von 0,55 verwendet. Somit bedeutet 1 g Kohlenstoffabbau eine Trockenmassereduktion von 1/0,55 = 1,818 g TM.

3 ERGEBNISSE

3.1 End-TOC im Deponiegut (nach Ende der Gasbildung)

Für die Auswertung wurden die Proben – wie bereits bei der DepoTech 2014 (Binner et al. 2014) vorgestellt - in fünf Reaktivitätsklassen eingeteilt (siehe Tab. 1 und 2). Klasse 1 charakterisiert sehr stabile Materialien mit GS_{21} < 7 Nl/kg TM (der Grenzwert für die Erlaubnis zur Deponierung liegt bei 20 Nl/kg TM). Klasse 2 charakterisiert stabiles Material (GS_{21} liegt zwischen 7 und 20 Nl/kg TM. Klasse 3 (mäßig stabil) weist eine GS_{21} zwischen 20 und 40 auf. Klasse 4 (reaktiv) liegt zwischen 40 und 60. Klasse 5 (sehr reaktiv) überschreitet den Wert von 60 Nl/kg TM.

In Tab. 1 sind die End-TOC-Werte von 123 MBA-Proben nach Reaktivitätsklassen geordnet. Überraschenderweise steigt der End-TOC-Wert mit der Reaktivität des untersuchten Materials. Die Erklärung dafür ist einerseits, dass unter anaeroben Bedingungen viele organische Komponenten (zum Beispiel Holz) nicht oder nur sehr schwer abbaubar sind. Durch die Kombination aerober + anaerober Abbau kommt es zu einem „vollständigeren" Abbau, was zu geringeren End-TOC-Werten führt. Andererseits weisen reaktivere MBA-Materialien meist noch nicht Deponiequalität hinsichtlich des Brennwerts auf. Der TOC im Inputmaterial des Inkubationsversuchs ist somit bei einigen Proben zu einem erheblichen Anteil durch nicht abbaubaren Kohlenstoff aus Kunststoffen bedingt, der bei ordnungsgemäßer Endaufbereitung in der MBA nicht in die Deponie gelangen würde.

Für ordnungsgemäß stabilisiertes MBA-Material (68 Proben), das die Grenzwerte der österreichischen Deponieverordnung für Reaktivität und Brennwert einhält, kann nach dieser Auswertung mit "End-TOC-Werten" in der Größenordnung von 13,5 % TM (Bereich von 5,9 bis 17,0 % TM) gerechnet werden. Nur für acht der 88 Proben mit einem Brennwert < 6.600 kJ/kg TM (20 dieser Proben zeigten noch höhere Reaktivität als die erlaubten 20 Nl/kg TM) ergab die Modellierung einen "End-TOC" < 10 % TM.

Tab. 1: Probenzahl, Mittelwerte, Standardabweichungen, Minima und Maxima für die minimalen End-TOC-Werte von 123 MBA-Materialien in Abhängigkeit ihrer Reaktivität (charakterisiert durch die GS_{21}).

123 MBA-Proben		Anzahl n	Mittelwert	Std.abw.	Min.	Max.
End-TOC bei Klasse 1 (GS_{21} < 7 Nl/kg TM)	% TM	33	14,3	3,4	7,2	21,7
End-TOC bei Klasse 2 (GS_{21} = 7-20 Nl/kg TM)	% TM	56	14,7	3,0	5,9	23,2
End-TOC bei Klasse 3 (GS_{21} = 20-40 Nl/kg TM)	% TM	27	13,7	3,3	6,7	21,6
End-TOC bei Klasse 4 (GS_{21} = 40-60 Nl/kg TM)	% TM	6	14,5	2,7	9,8	17,5
End-TOC bei Klasse 5 (GS_{21} > 60 Nl/kg TM)	% TM	1	18,4	-	18,4	18,4

Tab. 2 zeigt die abgeschätzten "End-TOC-Werte" der 51 Altdeponie-Proben nach Reaktivitätsklassen. Der Mittelwert liegt bei 9,5 % TM (Bereich von 2,7 bis 22,0 % TM). 27 Proben wiesen einen prognostizierten „End-TOC-Wert" von < 10 % TM auf. Die für die Langzeitversuche verwendeten Altdeponie-Proben wiesen zum Großteil GS_{21}-Werte unter 20 Nl/kg TM auf und waren damit als stabil bis sehr stabil einzustufen. Neun der Proben überstiegen eine GS_{21} von 20 Nl/kg TM. Acht der Proben (davon vier von einer russischen Deponien nach etwa zwei Jahren Ablagerungsdauer) überstiegen einen TOC von 17,5 % (und damit einen Ho von 6.600 kJ/kg DM). Die gegenüber MBA-Material tendenziell niedrigeren "End-TOC-Werte" sind auf die fehlende mechanische Aufbereitung zurückzuführen. Während durch die Restmüllaufbereitung in einer MBA ein an Organik aufkonzentriertes Material entsteht, weisen Altdeponie-Materialien deutlich höhere Inertstoffanteile (z.B. Bauschutt) auf.

Tab. 2: Probenzahl, Mittelwerte, Standardabweichungen, Minima und Maxima für die minimalen End-TOC-Werte von 51 Altdeponie-Materialien in Abhängigkeit ihrer Reaktivität (charakterisiert durch die GS_{21}).

51 Altdeponie-Proben		Anzahl n	Mittelwert	Std.abw.	Min.	Max.
End-TOC bei Klasse 1 (GS_{21} < 7 Nl/kg TM)	% TM	33	9,4	4,2	4,0	22,0
End-TOC bei Klasse 2 (GS_{21} = 7-20 Nl/kg TM)	% TM	9	10,8	4,7	2,6	19,6
End-TOC bei Klasse 3 (GS_{21} = 20-40 Nl/kg TM)	% TM	3	8,5	3,0	5,3	11,2
End-TOC bei Klasse 4 (GS_{21} = 40-60 Nl/kg TM)	% TM	5	28,1	19,4	7,3	45,9[1)]
End-TOC bei Klasse 5 (GS_{21} > 60 Nl/kg TM)	% TM	1	10,6	-	10,6	10,6

[1)] Vier der fünf reaktiven Proben stammen aus einer russischen Deponie (unbehandelter Hausmüll nach zwei Jahren Ablagerungsdauer); sie wurden bei der Gesamtmittelwertbildung nicht berücksichtigt.

3.2 End-TOC nach Aerobisierung

Alle bisherigen Abschätzungen basieren wie bereits erwähnt auf Langzeitgasbildungsversuchen und damit auf der Annahme, dass in den Deponien auf Dauer anaerobe Milieubedingungen erhalten bleiben. Um den Effekt einer möglicherweise in weiter Zukunft stattfindenden Aerobisierung abzuschätzen, werden acht der Langzeitinkubationsversuche seit einigen Monaten belüftet. In die Reaktoren werden im Bodenbereich definierte Luftmengen eingeblasen und im Abluftstrom wird regelmäßig die CO_2-Konzentration gemessen.

Die Dauer der Aerobisierung beträgt derzeit 6 - 35 Monate. Da auch nach 35 Monaten Belüftung immer noch beträchtlicher CO_2-Austrag erfolgt, sind derzeit noch keine gesicherten Aussagen hinsichtlich des „End-TOC“ möglich. Klar ersichtlich ist bereits, dass die Belüftung zu einem deutlichen „Mineralisierungsschub“ führt (Abb. 2). Bei aktuellen Zuluftmengen zwischen 30 bis 240 ml/kg TM und Stunde betragen die CO_2-Konzentrationen in Abhängigkeit von der bisherigen Belüftungsdauer 0,8 bis 2,8 Vol.-% (Tab. 3). Spuren von Methan konnten nur zu Beginn der Belüftung festgestellt werden.

Abb. 1 zeigt ein 20 Jahre deponiertes Material, das nur mehr eine sehr geringe Reaktivität (GS_{21} = 3,7 Nl/kg TM) aufweist. Mit Start der Belüftung nach 6,2 Jahren Anaerobtest setzt starke CO_2-Freisetzung ein. Die innerhalb von 30 Monaten Aerobisierung mineralisierte Kohlenstoffmenge entspricht derzeit mehr als dem doppelten der zuvor unter anaeroben Bedingungen freigesetzten Kohlenstoffmenge. Dies kam nicht unerwartet, da die untersuchte Deponiegutprobe bis zur Probenahme noch keinen aeroben Abbaubedingungen ausgesetzt gewesen war und daher ausreichend anaerob nicht verfügbare Komponenten vorhanden sind. Insgesamt (anaerob + aerob) wurden bisher ca. 29 % des Inputkohlenstoffes (TOC = 6,3 % TM) freigesetzt.

MBA-Material nach 15-wöchiger Behandlungsdauer zeigt jedoch überraschend ein sehr ähnliches Verhalten (ohne Abb.). Aus dem durch die biologische Behandlung sehr gut stabilisierten Material (GS_{21} = 3,0 Nl/kg TM) wurden während der 3,6 Jahre dauernden anaeroben Testphase nur 4,5 % des Inputkohlenstoffes als Gas freigesetzt. Seit Einsetzen der Belüftung vor 33 Monaten wurden weitere 15,3 % mineralisiert. Die Gesamtkohlenstofffreisetzung über die Gasphase (anaerob + aerob) beträgt derzeit ca. 20 % vom Inputkohlenstoffgehalt (TOC = 16,3 %).

Aktuell betragen die Restkohlenstoffgehalte der beiden diskutierten Materialien (die anderen Belüftungsversuche sind in Tabelle 3 charakterisiert) TOC = 4,5% TM bzw. 10,3 % TM. Die Modellberechnungen für fortdauernde anaerobe Lagerung ergaben „End-TOC“ = 5,7 % TM bzw. 12,0 % TM. Durch Aerobisierung ist daher jedenfalls mit geringeren „End-TOC“-Werten zu rechnen als prognostiziert. Wie Abb. 2 zeigt sind die zu erwartenden End-TOC“-Werte derzeit noch nicht abschätzbar.

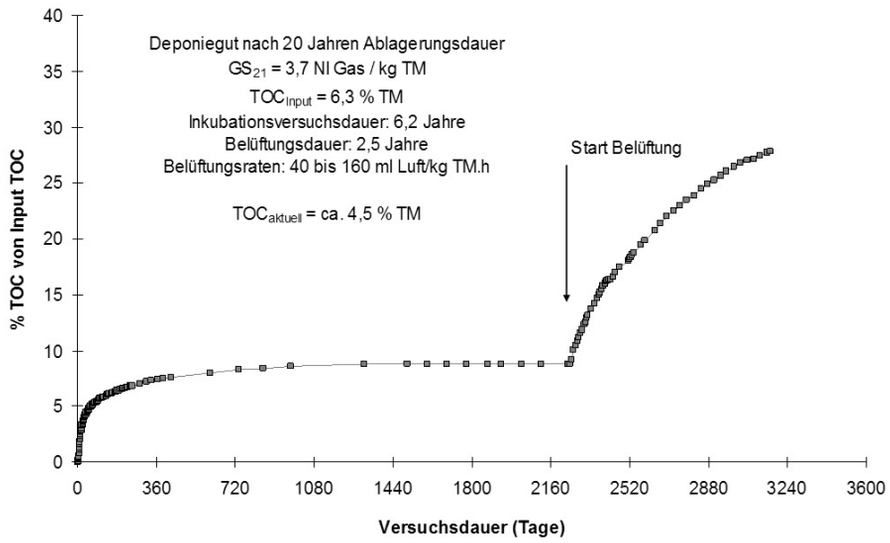


Abb. 1: Gassummenkurve (Messwerte) einer Probe aus einer Altablagerung (Ablagerungsdauer 20 Jahre/ Probenahme 2007). Nach einer Inkubationsversuchsdauer von 6,2 Jahren wurde das Material aerobisiert (Belüftungsdauer derzeit 30 Monate).

Tab. 3: Charakterisierung der acht aerobisierten Materialien.

8 Materialien aerobisiert (nach anaerober Behandlung)		A-0	RO-1	L-15	K-15	PT1	PT5	3M	B3b
Dauer der aeroben Vorbehandlung (in MBA)	Wochen	0	9	15	15	0	10	0	0
Ablagerungsdauer (auf Deponie)	Jahre	10	0	0	0	6	5	20	5
Dauer Inkubationsvers. (Labortest anaerob)	Jahre	2,1	2,4	3,6	4,3	4	4,6	6,2	1
Dauer der Belüftung (Labortest aerob)	Monate	6,5	6,6	34	25	34	25	30	35
Belüftungsraten	ml/kg TM.h	30-170	35-260	25-220	55-290	25-165	35-225	40-160	30-270
aktuelle Belüftungsrate	ml/kg TM.h	170	240	40	55	21	55	55	45
aktuelle CO_2-Konz. in der Abluft	Vol.%	2,8	2,1	1,4	1,8	1,6	2,1	0,94	0,80
Kohlenstoffabbau während des Anaerobtests	% v. Input	7,6	15,4	4,5	9,7	1,3	4,6	8,8	37,3
Kohlenstoffabbau während des Aerobtests	% v. Input	9,2	8,5	12,1	5,5	7,9	6,6	14,2	8,4
Input TOC (Start Inkubationversuch)	% TM	10,1	18,5	16,3	12,9	9,6	12,4	6,3	14,0
"End-TOC" Prognose Gasbildungsmodell	% TM	9,0	16,4	12,0	15,2	9,4	10,8	5,7	9,3
derzeitiger TOC	% TM	8,4	14,1	10,3	13,3	8,4	10,7	4,5	7,4

4 ZUSAMMENFASSUNG

Die Auswertung von 174 Langzeitgasbildungstests (123 MBA-Materialien und 51 Altdeponie-Materialien) erlaubt folgende Aussagen:

- Die Gasbildung im Inkubationsversuch kann mittels log-Normalfunktion modelliert werden.
- Aus dem Gehalt an organischem Kohlenstoff (TOC) im Ausgangsmaterial des Inkubationsversuches und dem Gasbildungspotential kann ein End-TOC für Deponien (= TOC zum Zeitpunkt ab dem kein Deponiegas mehr gebildet wird) abgeschätzt werden.
- Die Auswertung von 123 MBA-Proben lässt für jene 88 Proben welche den Grenzwert für den Brennwert (Ho) einhalten einen End-TOC-Wert von 13,5 % TM (Bereich 5,9 % bis 17 %) erwarten (nur acht der 91 Proben wiesen einen „End-TOC“ < 10 % TM auf. Der vorhergesagte Kohlenstoffabbau bis zum Abklingen der Gasbildung beträgt 2 - 69 % des Ausgangswertes (= Input in den Inkubationsversuch).
- Die Auswertung von 51 Altdeponieproben lässt einen End-TOC-Wert von 9,5 % TM (Bereich 2,6 % bis 22 %) erwarten (immerhin 27 der 51 Proben wiesen einen „End-TOC“ < 10 % TM auf. Der vorhergesagte Kohlenstoffabbau bis zum Abklingen der Gasbildung beträgt 0,2 bis 49 % des Ausgangswertes (= Input in den Inkubationsversuch).
- Der Einfluss einer eventuell zukünftigen Aerobisierung der Deponien wurde durch Belüftung von ausgewählten Langzeitinkubationsversuchen (bei Beginn der Belüftung war keine bzw. nur mehr sehr geringe Gasbildung zu beobachten) simuliert. Die Belüftungsdauer von 6 bis 35 Monaten ist derzeit noch zu kurz für gesicherte Aussagen. Es ist aber jedenfalls mit geringeren „End-TOC“-Werten als bei fortdauernden anaeroben Milieubedingungen zu rechnen.

LITERATUR

Binner, E., Böhm, K. & Lechner, P. (2012) Kohlenstoffsenke MBA-Deponie - Auswertung von Langzeitinkubationsversuchen, *Tagungsband DepoTech 2012*, ISBN 978-3-200-0281-0.

Binner E., Lechner, P. & Huber-Humer, M. (2013) Carbon sink MBT-landfill – evaluation of longterm incubation tests (GS21), In: Cossu, R., He, P., Kjeldsen, P., Matsufuji, Y., Reinhart, D. & Stegmann, R. (Eds.): *Sardinia 2013 - Fourteenth International Waste Management and Landfill Symposium* (30.09. er - 04.10.2013, S. Margherita di Pula - Cagliari, Sardinia, Italy). Executive Summaries, CISA Environmental Sanitary Engineering Centre. ISBN 978-88-6265-028-1. Abstract, p. 111. Full paper on CD.

Binner, E., Pukhnyuk, A. & Huber-Humer, M. (2014) Kohlenstoffsenke Deponie - Restkohlenstoffgehalt nach Aerobisierung. In: *Tagungsband DepoTech 2014*, Montanuniversität Leoben.

Binner, E., Pukhnyuk, A., Lechner, P. & Huber-Humer M. (2015) Carbon Sink MBT-Landfill – Expected Carbon Content after Aerobisation, In: Cossu, R., He, P., Kjeldsen, P., Matsufuji, Y., Reinhart, D. & Stegmann, R. (Eds.): *Sardinia 2015 – Fifteenth International Waste Management and Landfill Symposium* (05.10.-09.10.2015, S. Margherita di Pula - Cagliari, Sardinia, Italy). Executive Summaries, CISA Environmental Sanitary Engineering Centre. Abstract, p. 030. Full paper on CD, ISBN-9788862650212.

Binner, E., Zach, A. & Lechner, P. (1999) *Stabilitätskriterien zur Charakterisierung der Endprodukte aus MBA-Anlagen*, Forschungsprojekt am ABF BOKU im Auftrag des BMLFUW.

Lechner, P. & Huber-Humer, M. (2004) Abfallwirtschaft – denken in natürlichen Systemen. In: Lechner, P. (Hg.): *Kommunale Abfallentsorgung.* Facultas Verlag Wien, ISBN 3-8262-2114-8.

ÖNORM (2012) *Ö-NORM S2027 Beurteilung von Abfällen aus der mechanisch-biologisch Behandlung. Teil 2: Stabilitätsparameter - Gasspendesumme im Inkubationstest (GS21)*. Austrian Standards Institutes vom 01.07.2012.

Tabasaran, O. & Rettenberger, G. (1987) Grundlagen zur Planung von Entgasungsanlagen (Basics for planning degasing installation). In: Hösel, Schenkel, Schnurer (eds) *Müllhandbuch*, vol 1/87. Erich Schmidt.

Tintner, J. Kühleitner, M., Binner, E., Brunner, N. & Smidt, E. (2011) Modeling the final phase of landfill gas generation from long-term observations. *Biodegradation* 19 (2011), DOI 10.1007/s10532-011-9519-4, Springer.

Deponierückbau als Beitrag zur Ressourcensicherung - Verwertbare Stoffströme aus der Feinaufbereitung

S. Wanka, K. Münnich & K. Fricke
TU Braunschweig, Leichtweiß-Institut für Wasserbau, Abteilung Abfall- und Ressourcenwirtschaft, Braunschweig, Deutschland

KURZFASSUNG: Die Motivation, Rückbaumaßnahmen an einen Deponiekörper durchzuführen, kann verschiedene Ursachen haben. Bisher durchgeführte Rückbaumaßnahmen resultieren dabei vorrangig aus umweltrelevanten Aspekten, der Nutzungsdauerverlängerung bestehender Deponieflächen oder vor dem Hintergrund einer alternativen Flächennutzung. Eine weitere aktuelle Entwicklung zeichnet sich in der Betrachtung der Deponiekörper als Lagerstätte für Sekundärrohstoffe ab. Mit dem BMBF-Forschungsvorhaben „r³-Strategische Metalle –Verbundvorhaben: TÖNSLM – Entwicklung innovativer Verfahren zur Rückgewinnung ausgewählter Ressourcen aus Siedlungsabfall- und Schlackedeponien“ erfolgte eine ganzheitliche Betrachtung von Deponierückbaumaßnahmen unter dem Aspekt, inwieweit vorhandene Technik zur Aufbereitung des Deponates geeignet ist bzw. wie eine weitestgehende Nutzung der darin enthaltenen Ressourcen erfolgen kann. Mit dem Forschungsvorhaben wurden Ressourcenpotenziale betrachtet sowie Szenarien zur Gewinnung von Wertstoffen und deren Nutzung entwickelt und ökonomisch-ökologisch bewertet.

1 EINLEITUNG

Die Feinfraktion, je nach Siebschnitt < 20 bis < 60 mm, nimmt mit bis zu 70 % den größten Massenanteil bei klassischen Siedlungsabfalldeponien ein (Van Vossen & Prent 2011). Nach dem aktuellen Stand des Wissens liegen jedoch kaum Informationen vor, welche Techniken zur Aufbereitung dieser Feinfraktion geeignet sind bzw. welche Materialströme und Produktqualitäten daraus erzeugt werden können. Aus diesem Grund soll hier gezielt die Aufbereitung des Feingutes 10 - 60 mm betrachtet werden. Das Probenmaterial für die Versuchsdurchführungen zur nassmechanischen Aufbereitung im halbtechnischen Maßstab stammt aus der Deponie des Entsorgungszentrums Pohlsche Heide im Kreis Minden-Lübbecke. Bei der Deponie handelt es sich um eine Haus- und Gewerbeabfalldeponie, die im Zeitraum von 1989 bis 2005 verfüllt wurde.

Das Feinmaterial stellt aufgrund seiner inhomogenen Zusammensetzung ein trennschwieriges Gemisch dar, das für die Aufbereitung mit konventionellen trockenmechanischen Sortierverfahren weniger geeignet ist. Darüber hinaus kann mit trockenen Verfahren kaum Einfluss auf Verunreinigungen an den Partikeloberflächen und damit auf die Produktqualität genommen werden. Aus diesem Grund wurde gezielt der Ansatz der nassmechanischen Aufbereitung des Deponats mittels Setzbetttechnik verfolgt, welche ihren Ursprung in der Erz-, Sand- und Kiesgewinnung hat aber auch im Bereich Stahlschrott-, Schlacke- oder Bauschuttaufbereitung eingesetzt wird (Schubert 1996). Das Verfahren basiert auf einer Sortierung nach der Dichte, sodass ein Leichtgut aus heizwertreichen Komponenten zur thermischen Verwertung als auch inerte Stoffströme in Form eines Schwergutes und Feinmaterial erzeugt werden können. Durch die “Waschfunktion” wird erwartet das Oberflächenanhaftungen, zumindest bei der gröberen Kornklasse, entfernt und dadurch die für die Qualitätseinstufung relevanten eluierbaren Stoffe abgetrennt werden.

Die erzeugten Stoffströme wurden hinsichtlich ihrer Qualitäten untersucht. Ziel ist hierbei eine möglichst hochwertige Verwertung der einzelnen Fraktionen. Als Referenz für die erzielten Qualitäten dienten für die mineralischen Stoffströme die Anforderungen für den Einsatz im Straßenbau:

- umweltrelevante Anforderungen für Baustoffe gemäß der LAGA M20 (2003) bzw. TL-Gestein und
- bautechnische Anforderungen gemäß TL-Gestein StB bzw. TL BuB E-StB 09.

Die heizwertreiche Fraktion wurde hinsichtlich ihrer Eignung zur thermischen Verwertung analysiert, als Grundlage dafür dienten die brennstofftechnischen Anforderungen gemäß RAL-Gütezeichen 724 für Sekundärbrennstoffe.

2 ERGEBNISSE

Für die inerten Stoffströme Schwergut und Feingut soll hier zunächst der Einsatz im Straßenbau diskutiert werden, da hier überwiegend Recyclingbaustoffe eingesetzt werden (Röth 2015). Grundanforderungen der Gesteinskörnungen und Baustoffgemische legt dabei die TL-Gestein-StB fest, wobei umweltrelevante als auch bautechnische Anforderungen berücksichtigt werden. Die umweltrelevanten Anforderungen der TL-Gestein basieren auf den Anforderungen der LAGA M20 für Bauschutt.

Tab. 1: Analyse bautechnischer Mindestanforderungen nach TL-Gestein StB.

	Prozentualer Anteil jeder Stoffgruppe [%]		
	Feingut	Schwergut 10 – 60 mm	Soll nach TL-Gestein - StB 04/07, Anhang B
Beton	16,1	23,8	Keine Angaben
natürlich und industriell hergestellte Gesteinskörnung	58,3	42	Keine Angaben
Klinker, Ziegel, Steinzeug	4,3	16,1	< 30
Ausbauasphalt	0,7	0,3	< 30
Kalksandstein	0,2	1,4	< 5
Mineralische Leicht- und Dämmbaustoffe	0	0,4	< 1
Fremdstoffe (Holz, Gummi, Folien, Kunststoff, Textilien u.a.m.)	2,5	1,7	< 0,2
Glas	17,1	9,4	Keine Angaben
Metalle	0,8	4,9	Keine Angaben
sonstige Anforderungen			
Kornform	keine Anforderung	erfüllt Kategorie SI50	-
Bruchflächigkeit	keine Anforderung	Erfüllt Kategorie C 50/30	-
Fließkoeffizient	erfüllt Kategorie ECS35	keine Anforderung	-
Schlagzertrümmerungswert	keine Anforderung	Erfüllt Kategorie SZ32	-
Wasseraufnahme	3,20	3,10	0,50

Das Schwergut entspricht einem Kies mit Anteilen von Glas, Metallen und Keramik und konnte Produktqualitäten nach LAGA M20 (Bauschutt) für die Klassen Z1.1 bzw. Z2 einhalten. Das Feingut aus dem Zyklon, siehe Abb. 1, entspricht gemäß seiner Korngrößenzusammensetzung einem Sand und erfüllt die LAGA Zuordnungswerte für die Klasse Z2. Beide Stoffströme können hinsichtlich der umweltrelevanten Aspekte unter definierten Bedingungen als Baustoff eingesetzt werden. Durch den Einsatz zusätzlicher Aufbereitungsaggregate, siehe Abb. 1, wie bspw. einem Schwertwäscher, wie er bei Nassaufbereitungsverfahren üblich ist, aber auch einem Sandwäscher zur Nachbehandlung des Feingutes wird erwartet, dass die Qualitäten hinsichtlich umwelt-

relevanter Anforderungen weiter gesteigert werden können. Der Versuchsaufbau im halbtechnischen Maßstab beinhaltete zunächst keines der genannten Aufbereitungsaggregate.

Die Prüfung hinsichtlich bautechnischer Mindestanforderungen die bspw. für den Bereich Straßenbau eingehalten werden müssen, erfolgte durch eine Materialprüfanstalt. Wesentliche Anforderungen an die Kornform und den Widerstand gegen Zertrümmerung werden von dem Schwergut als grobe Gesteinskörnung eingehalten. Kritische Parameter bilden für beide Stoffströme der Fremdstoffgehalt und das Wasseraufnahmevermögen. Ursachen für das zu hohe Wasseraufnahmevermögen können neben dem Gehalt an saugfähigen Fremdstoffen auch poröse Partikel und Anhaftungen an der Partikeloberfläche sein, welche zu einem großen Anteil aus quellfähigem Ton bestehen. Durch den Einsatz zusätzlicher Aufbereitungsaggregate, siehe Abb. 1, wie bspw. einem Schwertwäscher, wie er bei Nassaufbereitungsverfahren üblich ist, aber auch einem Sandwäscher zur Nachbehandlung des Feingutes wird erwartet, dass der Anteil der Fremdstoffe aber auch die Wasseraufnahme der Stoffströme weiter gesenkt werden kann.

Für das Leichtgut kommt als Verwertungspfad, in Abhängigkeit der Schadstoffgehalte, der Einsatz Ersatz- oder gütegesichertem Sekundärbrennstoff (EBS oder SBS) in Frage. Grenzwerte gütegesicherter Sekundärbrennstoffe definiert die Bundesgütegemeinschaft durch das RAL-Gütezeichen 724 fe, wobei umweltrelevante Aspekte wie z.B. Schwermetallgehalte, aber auch verfahrenstechnisch relevante Parameter, wie bspw. Chlorgehalte, berücksichtigt werden. Das erzeugte Leichtgut setzt sich hauptsächlich aus Folien, Hartkunststoff, Holz und Textilien zusammen. Analysen des Leichtgutes lassen die Aussage zu, dass zunächst die Verwertung dieser Fraktion als Ersatzbrennstoff möglich erscheint, siehe Tab. 2. Durch zusätzliche Waschversuche des Leichtguts im Labor konnte weiterhin der Einfluss der vorhandenen Anhaftungen auf die Produktqualität nachgewiesen werden. Auch hier wird angenommen, dass die Qualität der heizwertreichen Fraktion durch den Einsatz eines Aggregates zur Vorkonditionierung verbessert werden kann.

Tab. 2: Qualitäten des gewonnenen Leichtgutes im Vergleich zu Anforderungen an EBS und SBS nach BGS RAL Gütezeichen.

Parameter	Einheit	Leichtgut (10-60 mm)	Leichtgut (10-60 mm) gewaschen	Mitverbrennung Kohle-, Zementwerke (Scheelhase et al. 2008)	Monoverbrennung EBS- Kraftwerke, Rostfeuerung (Scheelhase et al. 2008)	RAL- GZ 724	
				SBS-Qualitätsgeprüft	EBS	Median	80%-Perzentil
Gesamtwasser	Ma.-% OS	22,4	39,9	> 12 - 25	> 12 - > 40	zu dokumentieren	
Aschegehalt 550 °C	Ma.-% OS	18,5	9,0	15 - 25	< 20 - < 40	zu dokumentieren	
Schwefel gesamt	Ma.-% OS	2,52	1,47	0,5 - 1,5	0,7 - 1	-	-
Heizwert (Hu)	MJ/kg TS	22,57	27,01	-	-	zu dokumentieren	
Heizwert (Hu)	MJ/kg OS	16,97	15,26	16 - 21	> 8 - < 18	zu dokumentieren	
Chlor gesamt	Ma.-% OS	3,7	1,3	0,5 - 1	0,9 - 2	zu dokumentieren	

Die Fortsetzung der Tabelle 2 finden Sie auf der nächsten Seite.

Fortsetzung Tabelle 2.

Antimon	mg / kg TS	36	177	-	-	(3,1)	(7,5)
	(mg / MJ TS)	(1,59)	(6,5)				
Arsen	mg / kg TS	5,4	1,9	13 – 17	20 – 25	(0,31)	(0,81)
	(mg / MJ TS)	(0,23)	(0,07)				
Blei	mg / kg TS	1020	206	200 – 360	400 – 800	(12)	(25)
	(mg / MJ TS)	(45,19)	(7,6)				
Cadmium	mg / kg TS	32	38	9 – 17	4 – 20	(0,25)	(0,56)
	(mg / MJ TS)	(1,4)	(1,4)				
Chrom	mg / kg TS	118	33	120 – 500	400 – 500	(7,8)	(16)
	(mg / MJ TS)	(5,28)	(1,22)				
Kobalt	mg / kg TS	6	4	12 – 17	20 – 30	(0,38)	(0,75)
	(mg / MJ TS)	(0,26)	(0,14)				
Kupfer	mg / kg TS	4110	3880	300 – 1200	400 – 1000	zu dokumentieren	
	(mg / MJ TS)	(182)	(143,6)				
Mangan	mg / kg TS	164	112	100 – 500	330 – 500	(16)	(31)
	(mg / MJ TS)	(7,26)	(4,14)				
Nickel	mg / kg TS	33	34	50 – 160	80 – 200	(5)	(10)
	(mg / MJ TS)	(1,46)	(1,26)				
Queck-	mg / kg TS	1,1	0,26	1 – 1,8	0,6 – 2	(0,038)	(0,075)
silber	(mg / MJ TS)	(0,048)	(0,0096)				
Thallium	mg / kg TS	< 0,2	< 0,2	2 – 9	1 – 10	(0,063)	(0,13)
	(mg / MJ TS)	(< 0,0088)	(<0,0074)				
Vanadium	mg / kg TS	17	10	-	-	(0,63)	(1,6)
	(mg / MJ TS)	(0,75)	(0,37)				
Zinn	mg / kg TS	50	27	-	-	(1,9)	(4,4)
	(mg / MJ TS)	(2,2)	(0,99)				

3 SCHLUSSFOLGERUNG

Mit der Aufbereitung des Feinmateriales 10 – 60 mm können relevante Mengen an Ressourcen in Form von mineralischen oder heizwertreichen Stoffströmen im ökonomisch und ökologisch vertretbaren Rahmen zur Verfügung gestellt werden.

Auf Grundlage der vorliegenden Daten kann folgende Einschätzung gegeben werden:

- Das Verfahren liefert gute Sortier- und Aufbereitungsergebnisse, es ist einfach zu betreiben, robust und wenig energieaufwändig
- Das Schwergut kann hinsichtlich umweltrelevanter Aspekte als Ersatz- oder Deponiebaustoff verwendet werden. Das Abscheiden des enthaltenen Glases, das einer Verwertung zugeführt werden kann, ist zweckmäßig. Eine Verwertung hinsichtlich bautechnischer Anforderungen ist in begrenztem Umfang möglich.
- Der Sand aus dem Zyklon kann ebenfalls hinsichtlich umweltrelevanter Aspekte als Ersatz- oder Deponiebaustoff verwendet werden. Durch eine weitere Aufbereitung z.B. mittels Sandwäscher, kann die Produktqualität weiter gesteigert werden und ein Einsatz des Stoffstromes aufgrund bautechnischer Anforderungen ist in begrenztem Umfang möglich.
- Das Leichtgut eignet sich für die energetische Verwertung, dies betrifft zunächst den Einsatz in EBS-Kraftwerken.
- Die Fraktion < 10 mm weist trotz überschrittener Glühverlust- und TOC-Grenzwerte nur sehr niedrige biologische Aktivitäten bzw. Energiegehalte auf. Da die Schutzziele im Bereich Umwelt und Ressourcen hinreichend erfüllt werden, ist eine Deponierung der Fraktion < 10 mm auf der Deponieklasse DK1 vertretbar.
- Allein durch die Aufbereitung der Feinfraktion 10 – 60 mm kann eine Volumenreduktion um ca. 46 % erreicht werden. Wird lediglich die Fraktion < 10 mm wieder abgelagert, sind Volumengewinne zwischen 70 – 80 % realistisch.

Ein mögliches Konzept zur Aufbereitung des Feinmateriales ist in der nachfolgenden Abb. 1 dargestellt.

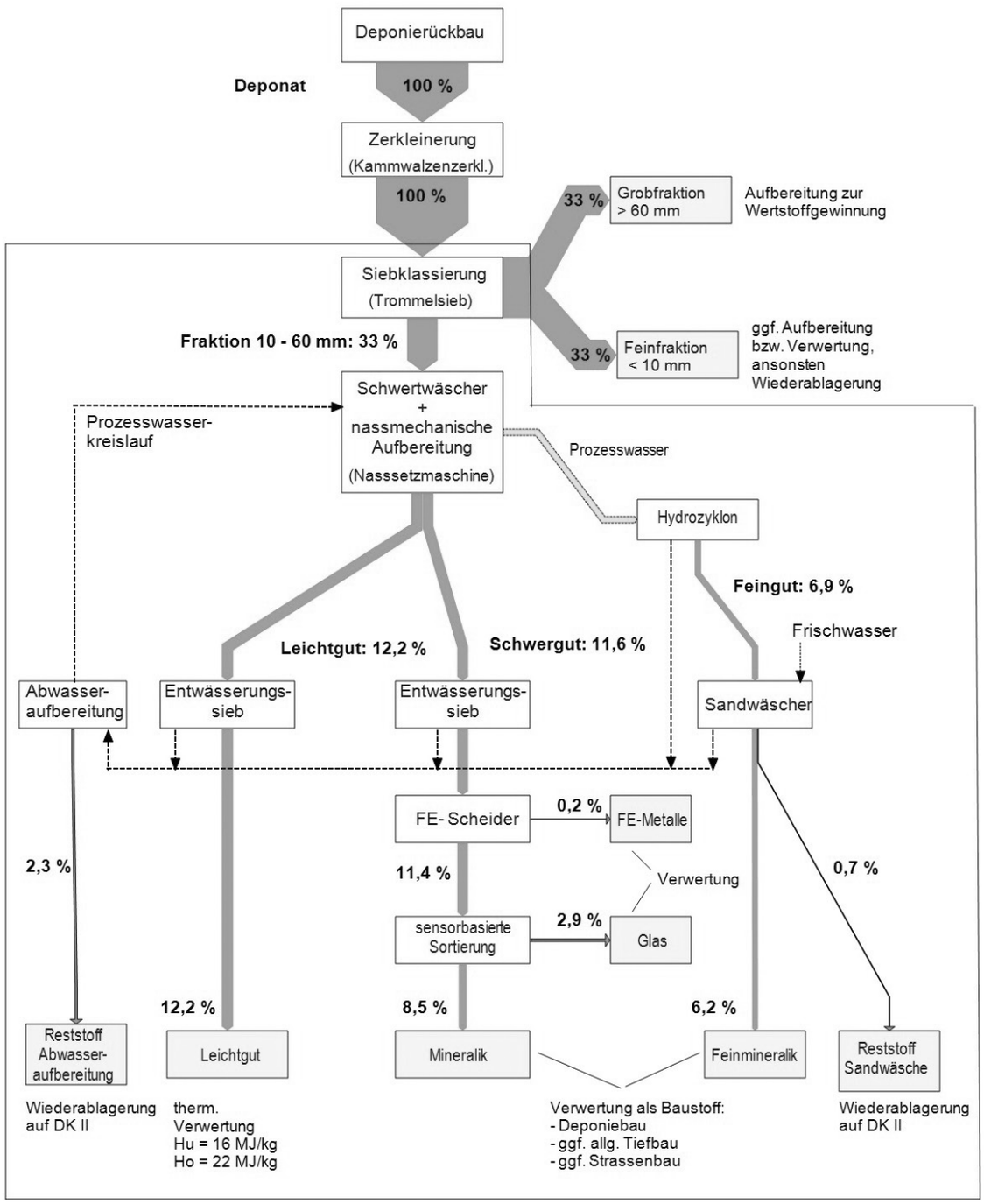


Abb. 1: Konzept zur Aufbereitung der Feinfraktion aus Deponat (Massenanteile als Trockensubstanz).

LITERATUR

Röth, D. (2015) Einsatzpotentiale von mineralischen Baustoffen in Theorie und Praxis. In: *Müll und Abfall* 20/2015, Berlin, Germany: Erich Schmidt Verlag GmbH & Co. Kg, pp. 559-563.

Scheelhase, T., Semisch, C. & Braungart, M. (2008) *Zukunft Verbrennen? – von der Abfallverbrennung hin zur Wertstoffschöpfung nach Cradle to Cradle*. Hamburg, Deutschland: EPEA Internationale Umweltforschung GmbH.

Schubert, S. (1996) *Aufbereitung fester Stoffe*, Band II Sortierprozesse. Stuttgart, Deutschland: Deutscher Verlag für Grundstoffindustrie, pp. 41-73.

Umweltbundesamt (2011) *Deponierückbau - Wirtschaftlichkeit, Ressourcenpotential und Klimarelevanz.* Report REP-0378. Wien, Austria: Umweltbundesamt.

Van Vossen, W.J. & Prent, O.J. (2011) *Feasibility Study Sustainable Material And Energy Recovery From Landfills In Europe*. Sardinia Symposium 2011. Sardinia, Italy.

Entwicklung eines Simulationsmodells zur Kostenabschätzung von Landfill Mining Projekten

T. Wolfsberger
Anton Mayer Ges.m.b.H, St. Michael, Österreich

R. Hermann, R. Sarc & R. Pomberger
Montanuniversität Leoben, Leoben, Österreich

M. Pinkel
IUT Ingenieurgemeinschaft Innovative Umwelttechnik GmbH, Seebenstein, Österreich

KURZFASSUNG: Landfill Mining (LFM) bietet die Möglichkeit Sekundärrohstoffe aus Deponien wiederzugewinnen. Ob dieses Vorhaben ökonomisch durchgeführt werden kann, ist von mehreren Faktoren abhängig. Hierzu zählt z.B. die Menge an wiedergewonnenen, potentiellen Sekundärrohstoffen (z.B. Metalle), welche erlösbringend verwertet werden können. Weitere Einflussfaktoren bilden die Kosten für die Abgrabung und Aufbereitung der Abfälle am Deponiestandort sowie die für die erneut zu deponierenden Abfälle zu entrichtenden Entsorgungskosten. In Abhängigkeit der Zielsetzung des LFM (z.B. Gewinnung von Eisen und/oder einer heizwertreichen Fraktion) sind diese Kosten und Erlöse jedoch im Vorfeld z.T. schwer abschätzbar, was eine Beurteilung der Wirtschaftlichkeit erschwert. In diesem Beitrag wird daher ein neuentwickeltes Simulationsmodell für LFM Projekte vorgestellt. Dieses ermöglicht zum einen die Ermittlung der Mengen und Qualitäten von Outputströmen, welche durch den Abbau und eine vom Deponiebetreiber wählbare mobile on-site Aufbereitung der Abfälle gewonnen werden können. Dadurch können aufzubringende Entsorgungskosten, aber auch zu erwartende Sekundärrohstofferlöse abgeschätzt werden. Zum anderen werden u.a. Investitions-, Personal-, Betriebs-, Wartungs- und Versicherungskosten berechnet und aufgezeigt.

1 EINLEITUNG

Weltweit wurden bis dato mehr als 60 Projekte zum Deponierückbau durchgeführt (Nispel 2012), (Bockreis & Knapp 2011), (van Ommen 1994), (BMBWFT 1995). Grund für die Durchführung von Rückbauprojekten in der Vergangenheit war meist die Rückgewinnung von Deponievolumina, die Sanierung von Altlasten oder der Schutz der Umwelt (im Wesentlichen Grundwasser) (Bockreis & Knapp 2011), (van Ommen 1994), (Zhao et al. 2007). Durch LFM können jedoch auch Sekundärrohstoffe wie beispielsweise Eisen- und Nichteisenmetalle sowie heizwertreiche Fraktionen (z.B. Kunststoffe, Holz) aus bereits deponierten Abfällen rückgewonnen werden, wodurch Primärressourcen geschont werden. Nur mehr nicht verwertbare Anteile müssen erneut deponiert werden. Entscheidend für den ökonomischen Erfolg eines LFM Projektes sind hierbei neben der Menge an potentiellen Sekundärrohstoffen und den damit einhergehenden Sekundärrohstofferlösen v.a. die Kosten, welche für die Abgrabung der Abfälle sowie für die Entsorgung nicht verwertbarer Abfallmengen zu entrichten sind. Da abgegrabene Deponieabfälle in vielen Fällen heterogen und stark verunreinigt im Deponiekörper vorliegen, ist der direkte Einsatz potentieller Sekundärrohstoffe in bereits bestehenden Recycling- bzw. Produktionsprozessen oft nicht möglich (zu hoher Verunreinigungsgrad). Um EC (2008) zu entsprechen und den Anteil an erneut zu deponierenden Materialien so gering wie möglich zu halten, müssen die abgegrabenen Abfälle aufbereitet werden. Hierdurch entstehen dem Deponiebetreiber weitere Kosten. Der Gesamtkostenaufwand, welcher für ein LFM zu veranschlagen ist, ist jedoch im Vorfeld z.T. schwer abschätzbar (Krüse 2015). Da der finanzielle Aufwand jedoch in vielen Fällen ein essentielles Entscheidungskriterium für oder gegen ein LFM bildet, ist eine möglichst genaue Kostenaufstellung unumgänglich.

Um Deponiebetreiber die Möglichkeit zu geben, ein LFM ihrer Deponie kostengünstig zu simulieren, wurde in Zusammenarbeit mit kommunalen und industriellen Ansprechpartnern ein Excel-basiertes Softwaremodell entwickelt, mit dessen Hilfe u.a. Sekundärrohstofferlöse (Marktpotential) und Entsorgungskosten eines LFM abgeschätzt werden können. Derartige Forschungen

und Modellentwicklungen wurden bereits von Mitarbeitern der Justus-Liebig-Universität, Gießen (Deutschland) durchgeführt (Nispel & Gäth 2014). Im Unterschied hierzu ermöglicht das in diesem Beitrag vorgestellte Modell neben der Ermittlung der Entsorgungskosten und Sekundärrohstofferlöse, die Berechnung und genaue Aufgliederung von u.a. Investitions-, Personal-, Betriebs-, Wartungs- und Versicherungskosten des LFM in Abhängigkeit von der vom Deponiebetreiber gewählten Zielsetzung (z.B. Abtrennung der Feinfraktion, Gewinnung Metallfraktion) und des Durchsatzes einer gewählten mobilen Aufbereitungslinie. Durch genaue Spezifizierung der Aufbereitungslinie wird zusätzlich die Effizienz mobiler Aufbereitungstechnologien bei der Abtrennung potentieller Sekundärrohstoffe basierend auf Erfahrungswerten berücksichtigt. Weiters kann die chemische Zusammensetzung der entstehenden Outputströme abgeschätzt und so geeignete Verwertungs- bzw. Entsorgungswege gefunden werden.

Als zusammenfassendes Ergebnis wird im Modell der jährlich aufzubringende Kostenaufwand (Summe der jährlich zu entrichtenden Abbau-, Aufbereitungs- und Entsorgungskosten unter Berücksichtigung der Sekundärrohstofferlöse) ermittelt, welcher im Zuge der Modellberechnungen automatisch auf den gesamt während der Rückbaudauer zu tätigenden finanziellen Aufwand umgerechnet wird.

2 BESCHREIBUNG DES SIMULATIONSMODELLS

Für die oben beschriebenen Berechnungen müssen dem Modell die in Abb. 1 ersichtlichen Eingangsparameter angegeben werden. Diese werden in der Folge zusammenfassend beschrieben. Eine detaillierte Ausführung und Darstellung anhand des Beispiels einer österreichischen Massenabfalldeponie findet sich in Wolfsberger et al. (2016).

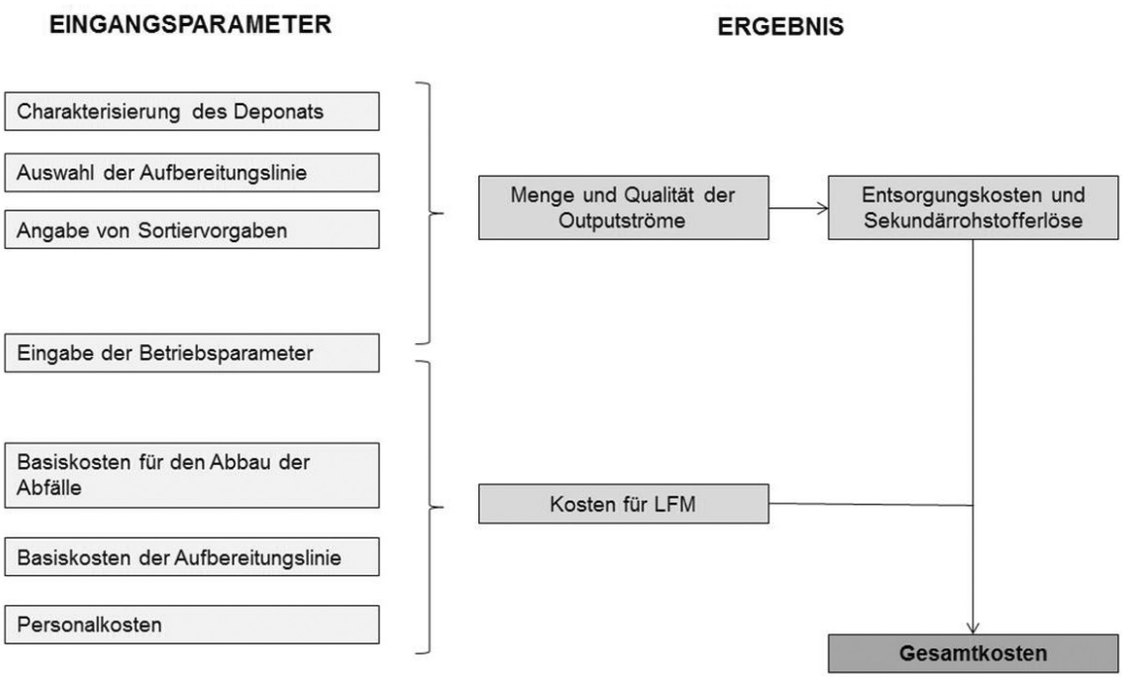


Abb. 1: Notwendige Eingangsparameter sowie daraus resultierende Ergebnisse.

Aus den Eingangsparametern „Charakterisierung des Deponats“, „Auswahl der Aufbereitungslinie“, „Angabe von Sortiervorgaben“ und „Eingabe der Betriebsparameter“ ergeben sich die Mengen und Qualitäten der Outputströme, welche vom Simulationsmodell automatisch berechnet werden. Daraus lassen sich potentielle Sekundärrohstoffmengen und -erlöse, deren Qualitäten sowie erneut zu entsorgende Abfallmengen und die damit verbundenen Entsorgungskosten ableiten. Aus den Parametern „Eingabe der Betriebsparameter“, „Basiskosten für den Abbau der Abfälle“, „Basiskosten der Aufbereitungslinie“ und „Personalkosten“ werden die für den Rückbau und die Aufbereitung aufzubringenden Kosten berechnet. Die Gesamtkosten ergeben sich

aus der Summe der Kosten für das LFM (Abbau- und Aufbereitungskosten) und der nach Abzug der Sekundärrohstofferlöse (und z.B. auch Restwerte der Aufbereitungsaggregate) verbleibenden Entsorgungskosten.

2.1 Charakterisierung des Deponats

Unter diesem Punkt sind Informationen über die Zusammensetzung der gelagerten Abfälle anzugeben. Diese umfassen u.a. die Ergebnisse von durchgeführten Sortieranalysen und chemische Analysedaten der durch die Sortierung gewonnenen Abfallfraktionen. Diese Daten ermöglichen einerseits die Aufteilung des Deponats in Abfallfraktionen und andererseits kann auf diese Weise die Eingangsqualität (chemische Zusammensetzung) der Abfälle definiert werden. Wurden diese Daten im Zuge einer Voruntersuchung des Deponiekörpers erhoben, werden diese standortspezifischen Ergebnisse in das Modell eingegeben. Sind diese Informationen nicht vorhanden, ermöglicht das Modell die Auswahl von bereits hinterlegten Daten österreichischer Massenabfalldeponien. Diese stammen von Untersuchungen einer mit unbehandelten Siedlungsabfällen verfüllten Deponie und einem anderen Deponiestandort, welcher mechanisch-biologisch vorbehandelte Siedlungsabfälle enthält. Die Untersuchungen wurden dabei im Zuge eines Forschungsprojektes am Lehrstuhl für Abfallverwertungstechnik und Abfallwirtschaft (AVAW) der Montanuniversität Leoben erhoben und für das Simulationsmodell übernommen. Ausgewählte Ergebnisse dieser Untersuchungen sowie nähere Informationen zu den chemischen Analysen werden in Wolfsberger et al. (2015) bereitgestellt.

2.2 Auswahl der Aufbereitungslinie

Im Anschluss an die Charakterisierung muss die gewünschte Aufbereitungslinie, welche direkt am Standort installiert werden soll, ausgewählt werden. Hierfür werden vom Modell mehrere Aufbereitungsaggregate (z.B. Zerkleinerer, Trommelsieb, Magnetabscheider, Nichteisenmetallabscheider) zur Auswahl gestellt. Die Auswahl der Aggregate sollte dabei in Abhängigkeit der Zielsetzung des Deponierückbaus erfolgen. Soll beispielsweise lediglich der Feinanteil aus dem Abfallstrom entfernt werden, reicht eine Zerkleinerung der Abfälle mit anschließender Siebung meist aus. Sollen jedoch auch Eisen- und Nichteisenmetalle sowie eine heizwertreiche Fraktion aus dem Deponat gewonnen werden, müssen zusätzlich Magnet- und Wirbelstromscheider und z.B. ballistische Separatoren zum Einsatz kommen.

2.3 Angabe von Sortiervorgaben

Auf Grundlage der Auswahl der gewählten Aufbereitungsaggregate müssen dem Modell Sortiervorgaben für jeden Aufbereitungsschritt vorgegeben werden. Diese dienen der Aufteilung des dem jeweiligen Aggregat aufgegebenen Inputmaterials in unterschiedliche Outputströme. Die Sortiervorgaben jedes Aggregates sind bereits dem Modell hinterlegt und basieren auf Erfahrungswerten aus Aufbereitungsprozessen von Siedlungsabfällen. Diese Daten sind daher nicht vom Deponiebetreiber zu erheben, sondern werden bei Auswahl der Aufbereitungsaggregate automatisch übernommen.

Durch die Auftrennung des Inputmaterials wird es unter Verwendung der im Punkt „Charakterisierung des Deponats“ dargestellten Analysedaten jeder Abfallfraktion so möglich, die chemische Zusammensetzung bzw. Eigenschaften jedes Outputstromes und dessen Menge zu berechnen.

2.4 Eingabe der Betriebsparameter

Unter diesem Punkt müssen dem Modell Daten über den Betrieb der Anlage angegeben werden. Darunter fallen der pro Stunde geplante Anlageninput, die Betriebszeiten der Anlage inklusive Anlagen-, Wartungs-, Reinigungs- und Stillstandszeiten sowie Angaben zur gesamt rückzubauenden Abfallmenge. Aus den eingegebenen Betriebsparametern ergeben sich die jährliche Netto-Behandlungszeit sowie der jährliche Durchsatz der Anlage. Durch Angabe dieser Informationen ist es auch möglich, die nötige Dauer des LFM (in Jahren) zu berechnen.

2.5 Basiskosten für die Abgrabung der Abfälle und Basiskosten der Aufbereitungslinie

In einem weiteren Schritt werden dem Modell Basiskosten vorgegeben, welche für den reinen Abbau der Abfälle sowie die gewählte Aufbereitungslinie zu berücksichtigen sind.

2.5.1 Basiskosten für die Abgrabung

Abgrabungskosten umfassen beispielsweise Kosten für Vorfelduntersuchungen, Genehmigungskosten, Kosten für eine Oberflächenvorbereitung (z.B. Entfernung von Bewuchs, Abtragung der Oberflächenabdeckung) sowie Investitionskosten. Unter Investitionskosten werden dabei Kosten für benötigte Bautechnik (z.B. Baugrundvorbereitung, Errichtung von Abzäunungen, Maßnahmen zur Bergung und Sicherstellung von gefährlichen Abfällen, Errichtung von elektrischen Anlagen), Anlagentechnik für Belüftungsmaßnahmen oder Kosten für Brandschutzmaßnahmen sowie Anschaffungskosten (bzw. Mietkosten) von für den Rückbau notwendigen mobilen Geräten (z.B. Radlader, Bagger, Dumper) zusammengefasst. Auch hier besteht die Möglichkeit, dem Modell bereits hinterlegte Kosten (Erfahrungswerte) für die Simulation zu übernehmen oder standortspezifische Begebenheiten zu berücksichtigen.

2.5.2 Basiskosten der Aufbereitungslinie

Die Basiskosten für die gewählte Aufbereitungslinie setzen sich aus den folgenden Kostenfaktoren zusammen:

- Allgemeine Kosten
  Allgemeine Kosten beinhalten einerseits Anschaffungskosten (bzw. Mietkosten) der Aufbereitungsgeräte selbst und andererseits z.B. Kosten für Maßnahmen zur Staub- und Geruchsreduzierung, Kosten für benötige elektrische Anlagen (z.B. Not-aus-System) und Kosten für benötigte Fördertechnik.
- Betriebs- und Wartungskosten
  Zusätzlich zu den bereits genannten Kostenfaktoren müssen für die Geräte noch Betriebs- und Wartungskosten berechnet werden. Die Betriebskosten werden dabei basierend auf dem Treibstoffbedarf der mobilen Geräte errechnet. Um den Treibstoffbedarf aller dieselbetriebenen Aggregate ermitteln zu können, werden der Nennverbrauch des betrachteten Gerätes, der Leistungsfaktor je Aggregat (basierend auf Erfahrungswerten) sowie der tatsächliche Einsatz des Gerätes (Verfügbarkeit) während des Rückbaus herangezogen. Diese Daten sind dem Modell bereits hinterlegt, können aber vom Deponiebetreiber jederzeit verändert werden. Die Betriebskosten ergeben sich in der Folge aus der Multiplikation des Treibstoffbedarfs mit dem gewählten Treibstoffpreis. Diese Vorgehensweise ist analog für die Aggregate, welche für den Abbau der Abfälle benötigt werden (Radlader, Bagger), zu übernehmen. Handelt es sich um mittels Elektromotor betriebene Geräte, erfolgt eine Umrechnung des Energiebedarfs (kWh/a) in den Treibstoffbedarf (L/a).
  Die Wartungskosten werden auf Basis des jeweiligen Anschaffungswertes des mobilen Gerätes (auch für Radlader und Bagger) ermittelt und werden prozentuell dem Simulationsprogramm eingegeben.
- Versicherungskosten
  Unter diesem Punkt ist es dem Deponiebetreiber möglich, Versicherungskosten für die Anlage zu veranschlagen (prozentual bezogen auf die Anschaffungskosten).
- Planungs- und Inbetriebnahmekosten
  Darüber hinaus werden im Modell Planungs- sowie Inbetriebnahmekosten berücksichtigt. Die Planungskosten werden in diesem Zusammenhang als prozentueller Anteil der Summe der Anschaffungswerte aller mobilen Geräte (inkl. Radlader und Bagger) verstanden. Die Inbetriebnahmekosten sind, wie bereits die Versicherungskosten, auf die Anschaffungswerte der mobilen Aufbereitungslinie zu beziehen.
- Abschreibungskosten
  Da das Modell als Ergebnis die aufzubringenden Kosten pro Jahr berechnet, müssen die Anschaffungswerte der Geräte und Maschinen der Dauer des LFM angepasst werden. Hierzu wurden dem Modell unterschiedliche Abschreibezeiträume (linear) je Gerät und Technik vorgegeben (z.B. Radlader und Greiferbagger fünf Jahre, Stangensizer, Zerkleinerer, Trommelsieb, Eisen- und Nichteisenabscheider sowie Ballistikseparator sieben Jahre). Diese können jedoch vom Deponiebetreiber einfach abgeändert werden.

- Verzinsungskosten
  Da für die reale Durchführung und Finanzierung eines Rückbaus die Aufnahme eines Kredits in manchen Fällen notwendig sein kann, werden im Modell ebenfalls Kreditrückzahlungszinsen berücksichtigt. Diese werden mittels RMZ-Funktion (Excel), einer finanzmathematischen Funktion zur Berechnung einer konstanten Annuität pro Periode, berechnet. Hintergrund bildet dabei die Annuitätenmethode.

2.5.3 Personalkosten

Auf Grundlage der gewählten Aufbereitungslinie und den Betriebsparametern sind zuletzt die zu erwartenden Personalkosten abzuschätzen. Bereits dem Modell hinterlegte Daten finden sich in diesem Zusammenhang für Manager, Verwaltungsangestellte, Schichtleiter, Mechaniker und Servicepersonal, Fahrer (Radlader, Bagger, Entsorgungsfahrzeug) sowie Hilfskräfte und Personal für die Verwiegung und Eingangskontrolle. Diese hinterlegten Daten können jedoch vom Deponiebetreiber bei Bedarf sehr einfach angepasst werden.

2.6 Ergebnis

Basierend auf den zuvor getätigten Eingaben erfolgt im Anschluss automatisch die Berechnung:
- der jährlichen Kosten für den Abbau der Abfälle und den Betrieb der Anlage (u.a. Personal-, Investitions-, Betriebs-, Wartungs-, Abschreibungs-, Verzinsungs- und Versicherungskosten),
- der jährlich zu erwartenden Outputmengen und deren Qualität (chemische Zusammenset-zung),
- der jährlich aufzubringenden Entsorgungskosten und
- der jährlichen Erlöse aus dem Verkauf von potentiellen Sekundärrohstoffen.

Auf Grundlage der jährlich zu erwartenden Kosten und Erlöse können im Anschluss die Gesamtkosten des LFM Vorhabens, die Gesamterlöse sowie die Restwerte der angeschafften Aufbereitungsaggregate nach Ablauf der errechneten Rückbaudauer ermittelt werden.

3 ZUSAMMENFASSUNG

Das vorgestellte, neuentwickelte Modell ermöglicht die einfache Berechnung der Kosten und Erlöse eines LFM Vorhabens basierend auf definierten Eingangsparametern. Zusätzlich kann auf Grundlage einer zu Beginn der Simulation festgelegten Eingangsqualität der Abfälle die chemische Zusammensetzung und somit die Qualität der durch eine mobile Aufbereitung entstehenden Outputströme abgeschätzt werden. So können für jeden Outputstrom geeignete Verwertungs- bzw. Entsorgungswege gefunden werden. Die durch das Modell ermittelten Kosten werden dabei u.a. als Investitions-, Personal-, Betriebs-, Wartungs-, Verzinsungs- und Entsorgungskosten getrennt aufgezeigt. Die Ergebnisse, welche bei der Simulation einer österreichischen Massenabfalldeponie gewonnen werden konnten (siehe Wolfsberger et al. 2016), zeigen dabei im Vergleich mit gefundenen Literaturwerten gute Übereinstimmungen. Das entwickelte Simulationsmodell kann daher als Entscheidungshilfe für Deponiebetreiber dienen, welche den finanziellen Aufwand eines Rückbaus ihrer Deponie im Vorfeld abschätzen möchten. Da die Simulation jederzeit auf unterschiedliche Aufgabenstellungen und Zielsetzungen angepasst werden kann, hat der Deponiebetreiber ebenfalls die Möglichkeit, verschiedene Szenarien hinsichtlich Aufbereitungsaufwand und Verwertungs- bzw. Entsorgungswege durchzuspielen und so die für ihn geeignetste Vorgehensweise zu finden.

4 DANKSAGUNG

Diese Arbeit wurde von der Österreichischen Forschungsförderungsgesellschaft (FFG) geför-dert. Die Autoren bedanken sich ebenfalls bei der steiermärkischen Landesregierung und allen beteiligten Forschungspartnern für Ihre Unterstützung.

LITERATUR

BMBWFT (Bundesministerium für Bildung, Wissenschaft, Forschung und Technologie) (ed.) (1995) *Abfallwirtschaftliche Rekonstruktion von Altdeponien am Beispiel der Deponien Schöneiche und Schöneicher Plan* (Reconstruction of old landfills shown by the examples of Schöneiche and Schoeneiche plan). Berlin; Deutschland: Projektträger Umweltbundesamt, Abfallwirtschaft und Altlastensanierung, Endbericht.

Bockreis, A. & Knapp, J. (2011) Landfill Mining – Deponie als Rohstoffquelle (Landfill Mining – Landfills as depot for raw materials). In: *ÖWAV*, 3-4/2011 S. 63-70.

EC (European Commission) (ed.) (2008) *Directive 2008/98/EC of the European Parliament and of the Council of 19 November 2008 on waste and repealing certain Directives.* Brussels; Belgium: European Commission.

Krüse, T. (2015) *Landfill Mining – How to explore an old landfill´s resource potential.* Master Thesis, Technische Universität Wien und Wirtschaftsuniversität Wien. Publications (2015): http://publik.tuwien.ac.at/files/PubDat_238235.pdf (July 27, 2015).

Nispel, J. (2012) Ressourcenpotential von Hausmülldeponien am Beispiel der Kreismülldeponie Hechingen (Resource Potential of sanitary landfills, example of the landfill site Hechingen). In: *Schriftenreihe zu Bodenkunde, Landeskultur und Landschaftsökologie* (ISBN: 3-931789-59-4), Band 59, Gießen; Deutschland: Justus-Liebig-Universität.

Nispel, J. & Gäth, S. (2014) Pilotprojekt KMD Hechingen – Entwicklung eines Ressourcenpotenzialmodels für Deponien (Pilot Projekt KMD Hechingen – Development of a Resourcepotential Model). In: *Urban Mining*, 23.07.2014, Landesratsamt Balingen, Germany.

van Ommen, H.C. (1994) Report from the Netherlands: Erfahrungen der Grontmij Gruppe (Report from the Netherlands: Experiences of the Grontmij Group). In: *Kommunale Umwelt-AktioN U.A.N.*, Schriftenreihe, Heft 19.

Wolfsberger, T., Aldrian, A., Sarc, R., Hermann, R., Höllen, D., Budischowsky, A., Zöscher, A., Ragoßnig, A. & Pomberger, R. (2015) LANDFILL MINING: Resource potential of Austrian landfills – Evaluation and quality assessment of recovered MSW by chemical analyses. In: *Waste Management & Research* 33 (11), 962-974.

Wolfsberger, T., Pinkel, M., Polansek, S., Sarc, R., Hermann, R. & Pomberger, R. (2016) LANDFILL MINING: Development of a cost simulation model. In: *Waste Management & Research* 34 (4), 356-367.

Zhao, Y., Song, L., Huang, R., Song, L. & Li, X. (2007) Recycling of aged refuse from a closed landfill. In: *Waste Management & Research* 25, 130-138.

Landfill Mining: Entwicklung eines gesamtheitlichen Bewer-tungsverfahrens

R. Hermann & R. Pomberger
Montanuniversität Leoben, Lehrstuhl für Abfallverwertungstechnik und Abfallwirtschaft, Leoben, Österreich

T. Wolfsberger
Anton Mayer Ges.m.b.H, St. Michael, Austria

KURZFASSUNG: Im Projekt „LAMIS - Landfill Mining (LFM) Österreich“ war ein zentraler Forschungsschwerpunkt die erstmalige Konzeptionierung eines gesamtheitlichen Bewertungsverfahrens für LFM Vorhaben. Dabei sollten nicht nur monetär bewertbare Faktoren (Kosten, Erlöse bzw. Einsparungen) in die Betrachtung eingehen, sondern auch nicht-monetäre Einflüsse wie z.B. Anrainerinteressen oder Umwelteinwirkungen berücksichtigt werden. Im Zuge der Untersuchungen wurde das gesamte Bewertungsverfahren in eine Vor- und eine Hauptbewertung gegliedert. Die Vorbewertung wird dabei mittels Fragebogen, der die rechtliche Durchführbarkeit sowie das Risiko und den Aufwand eines LFM-Projektes beurteilt, durchgeführt. Die Ergebnisse daraus münden in ein Portfoliodiagramm, auf dessen Basis über eine weiterführende Bewertung entschieden werden kann. Wird eine detaillierte Hauptbewertung empfohlen, werden die für beide Varianten (Deponie in Nachsorge oder LFM Vorhaben) festgelegten ökonomischen Kriterien mittels Kapitalwertberechnung und ökologischen und sozioökonomischen Kriterien mittels Nutzwertanalyse beurteilt und anschließend in ein Nutzwert-Kapitalwert-Diagramm übertragen. Kann auf Basis dieses Diagramms noch keine eindeutige Aussage über die Durchführbarkeit des Projektes getroffen werden, müssen die Ergebnisse weiter geprüft werden. Dabei wird der Nutzen beider Varianten pro Kapitaleinheit (Nutzwert-Kapitalwert Quotient) ermittelt und schafft dann durch den Vergleich die Basis für eine Entscheidung über die Vorteilhaftigkeit einer der beiden Varianten.

1 EINLEITUNG

Aufgrund der global sehr ungleichmäßig verteilten Primärrohstoffe, der wirtschaftlich oft nicht rentablen Erschließung neuer Lagerstätten sowie der Intention der Europäischen Union den Verbrauch an Primärrohstoffen zu reduzieren und die Rohstoffeffizienz zu verbessern (EC 2010), sollen neben dem klassischen Bergbau nun auch andere Rohstoffquellen genutzt werden. Eine effiziente Nutzung von Sekundärroh- und -brennstoffen aus Landfill Mining Projekten kann in diesem Zusammenhang einen wichtigen Beitrag zu einer nachhaltigen Ressourcenwirtschaft in Europa liefern (Jones et al. 2013). Aus diesem Grund untersuchte das Projekt „LAMIS - Landfill Mining Österreich“ Deponien, die einen hohen Anteil an nutzbaren Wertstoffen im Vergleich zur gesamten abgelagerten Abfallmenge aufweisen, mit dem Ziel Sekundärrohstoffe aus dem Deponiematerial rückzugewinnen.

Ein wichtiger Teil des Projektes war neben der Ermittlung des qualitativen und quantitativen Sekundärrohstoffpotenziales und der dafür notwendigen technischen Rahmenbedingungen auch die Entwicklung eines ganzheitlich ökonomischen und ökologischen Bewertungs- bzw. Entscheidungsverfahrens für Deponieinhaber. Grund dafür ist, dass Inhaber potentiell interessanter Deponien im Vorfeld derartiger Projekte vor der Entscheidung stehen ihre Deponien entweder in einer Nachsorge zu belassen, einer umweltverträglichen Nachnutzung zuzuführen oder eine Sanierung z.B. im Sinne eines Landfill Mining Projektes zu realisieren. Um diese Entscheidung treffen zu können, müssen dem Deponieinhaber geeignete Verfahren und Informationen gemeinsam mit den konkreten standortspezifischen Gegebenheiten zur Verfügung stehen. Derzeit liegen dafür z.B. von (Rettenberger 2012), (Nispel 2012), (Bölte & Geiping 2011), (Bernhard et al. 2011) und (Gäth & Nispel 2010) vor allem Wirtschaftlichkeitsbetrachtungen in Form von unterschiedlichen Kosten- und Erlösberechnungen vor. Standardisierte Bewertungsverfahren, für eine

umfassende multikriterielle Beurteilung von Landfill Mining Projekten, die alle in Betracht kommenden Entscheidungssituationen, Kriterien und Informationen uneingeschränkt berücksichtigen und damit der Komplexität der Situation gerecht werden, existieren nicht.

2 VORGEHEN BEI DER ENTWICKLUNG DES BEWERTUNGSVERFAHRENS

Nachfolgend wird das Vorgehen bei der Entwicklung des ganzheitlichen Bewertungsverfahrens anhand folgender Punkte erläutert:

- Festlegung der Systemgrenzen und Identifikation der Einflussgrößen,
- Identifikation und Auswahl geeigneter Bewertungsmethoden und
- Erstellung des ganzheitlichen Bewertungsverfahrens.

2.1 Festlegung der Systemgrenzen und Identifikation von Einflussgrößen

Die Definition der räumlichen und zeitlichen Systemgrenzen beeinflusst sowohl die Auswahl der Bewertungsmethoden als auch das Ergebnis der nachfolgenden ganzheitlichen Bewertung maßgeblich. Grundsätzlich muss davon ausgegangen werden, dass zwar räumliche Systemgrenzen definierbar sind, aber keine allgemein gültigen zeitlichen Systemgrenzen festgelegt werden können. Diese müssen projektspezifisch individuell festgelegt und den Gegebenheiten vor Ort angepasst werden. Dies wurde in Hermann et al. (2014) ausführlich dargestellt. Auch die zeitliche Systemgrenze beeinflusst die Ergebnisse einer ganzheitlichen Bewertung. Nähere Informationen zur Festlegung der zeitlichen Systemgrenzen können dabei ebenfalls Hermann et al. (2014) entnommen werden.

Um eine ganzheitliche Bewertung von LFM Projekten durchführen zu können, müssen im Vorfeld unter anderem deren Einflussgrößen untersucht und quantifiziert werden (van Passel et al. 2013). Nur eine vollständige Erfassung aller Einflussgrößen garantiert am Ende ein Bewertungsergebnis mit größtmöglichem Nutzen für den Anwender. Die Einflussgrößen wurden bereits in Hermann et al. (2014) erhoben und aufgezeigt. Dabei erfolgte eine Gliederung in ökonomische, ökologische, technische, organisatorische (sozioökonomische) bzw. politische und rechtliche Einflussgrößen.

2.2 Identifikation und Auswahl geeigneter Bewertungsmethoden

Grundsätzlich existieren für eine ganzheitliche Bewertung von LFM Projekten keine standardisierten und erprobten Entscheidungsverfahren, welche ohne entsprechende Adaption zur Anwendung kommen können. Deshalb wurden in Hermann et al. (2015) unterschiedliche Bewertungsmethoden hinsichtlich ihrer Eignung für LFM Projekte untersucht und beurteilt. Aufgrund der Vielzahl an unterschiedlichen Einflussfaktoren wurde die alleinige Anwendung von monokriteriellen Entscheidungsverfahren (Verfahren mit nur einer Zielgröße wie z.B. Gewinnvergleichsrechnung oder Kapitalwertverfahren) als nicht ausreichend eingestuft und eine Kombination aus mono- und multikriteriellen Verfahren festgelegt. Aus diesem Grund wurden auf Basis der Untersuchungen von Hermann et al. (2015) für die Bewertung der ökologischen und sozioökonomischen Kriterien die Gruppe der multikriteriellen Entscheidungsunterstützungsmethoden (MCDA – Multi Criteria Decision Analysis) (Wolfslehner et al. 2005) ausgewählt. Aus dieser Gruppe fiel die Auswahl auf die Methoden des Multi-Attribute Decision Making (MADM) und im speziellen auf die hierzu zählende Nutzwertanalyse. Zur Bewertung der ökonomischen Faktoren wurde als Kombinationsmethode die Kapitalwertmethode (monokriterielle Bewertungsmethode) ausgewählt.

2.3 Erstellung des ganzheitlichen Bewertungsverfahrens

Um den Bewertungsaufwand und die Komplexität für Deponiebetreiber möglichst gering zu halten, wurde das ganzheitliche Bewertungsverfahren in eine Vor- und eine Hauptbewertung untergliedert (Hermann et al. 2016a, Hermann et al. 2016b):

- Vorbewertung
  - Fragebogen und

- Abschätzung von Deponieinhalten
- Hauptbewertung
  - Bewertung ökonomischer Faktoren mittels Kapitalwertmethode und
  - Bewertung ökologischer und sozioökologischer Faktoren mittels Nutzwertanalyse.

2.3.1 Vorbewertung

Die Vorbewertung wird mittels Fragebogen, bestehend aus zwölf Fragen, durchgeführt (Hermann et al. 2016a). Diese beurteilen die rechtliche Durchführbarkeit sowie das Risiko und den technischen Aufwand eines LFM Projektes (siehe Hermann et al. 2014). Die rechtliche Durchführbarkeit wird dabei durch eine Frage über den Widerspruch zu geltenden Rechtsvorschriften abgedeckt. Wird diese Frage mit „Ja“ beantwortet, erübrigt sich jeder weiterführende Bewertungsschritt.

Die Bewertung der übrigen Kriterien (ökonomisch, ökologisch, technisch und sozioökonomisch) erfolgt auf einer Skala von niedrig/gut (1) über mittel (2) bis hoch/schlecht (3). Im Gespräch mit Deponiebetreiber konnte in diesem Zusammenhang festgestellt werden, dass v.a. die folgende Frage im Vorfeld nicht leicht zu beantworten ist: „Wie schätzen Sie die Quantität und Qualität des erschließbaren Deponiegutes ein?“

Um die Qualität potentieller Sekundärrohstoffe innerhalb der vorgegebenen Skala bewerten zu können, sind Ergebnisse von Vorfelduntersuchungen (z.B. Bohrungen und Schürfe) notwendig. Sind diese Informationen nicht verfügbar, muss der Deponiebetreiber die Qualität der Abfälle über historische Daten abschätzen. Im Falle von Massenabfalldeponien können hierzu beispielsweise Untersuchungsergebnisse von Siedlungsabfällen herangezogen werden. Zur Beantwortung der Frage der Quantität wurde im Rahmen des Forschungsprojektes LAMIS eine Methode zur Abschätzung von Deponieinhalten entwickelt, welche in Wolfsberger et al. (2015a) vorgestellt wurde. Diese ermöglicht die Ermittlung potentieller Sekundärrohstoffmengen auf Grundlage von historischen Daten (z.B. Aufzeichnungen der Verwaltung, Unterlagen von Behörden, Augenzeugenberichten) sowie unter Berücksichtigung des Abbaugrades innerhalb des Deponiekörpers in Verbindung mit dem biologisch abbaubaren Anteils jeder Abfallfraktion. Näheres zu dieser Methode ist Wolfsberger et al. (2015a) zu entnehmen.

Die Ergebnisse des Fragebogens münden im Anschluss in ein Portfoliodiagramm, welches mittels einer Neun-Felder-Matrix dargestellt wird (siehe Abbildung 1). Das zu betrachtende LFM Projekt wird auf Basis dieser groben Erstbeurteilung hinsichtlich des zu erwartenden Aufwands und der Risikoeinschätzung in Form eines Punktes im Portfolio eingeordnet. Je nach Lage des Punktes in der Matrix kann der Deponieinhaber unter Berücksichtigung standortspezifischer Rahmenbedingungen abschätzen, ob eine weiterführende detaillierte Hauptbewertung des vorliegenden Projektes durchgeführt werden soll.

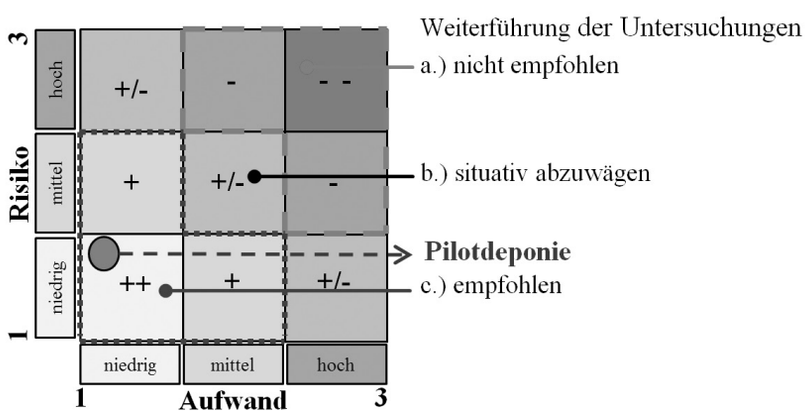


Abb. 1: Beispielhaftes Portfoliodiagramm aus der Vorbewertung (siehe Hermann et al. 2015).

2.3.2 Hauptbewertung

In der kombinierten Hauptbewertung werden für beide Szenarien (Durchführung eines LFM Projektes oder Belassen der Deponie in der Nachsorge) die ökonomischen Kriterien mit Hilfe der Kapitalwertmethode und die ökologischen und sozioökonomischen Kriterien mit Hilfe der Nutzwertanalyse beurteilt (siehe Hermann et al. 2016a).

2.3.2.1 Bewertung ökonomischer Kriterien

Um den Kapitalwert eines LFM Projektes richtig berechnen zu können, müssen im Vorfeld die Kosten und die zu erwartenden Erlöse bzw. Einsparungen bekannt sein. Diese können, wie bereits erwähnt, z.T. schwer im Vorfeld abgeschätzt werden. Aus diesem Grund wurde im Rahmen des Forschungsprojektes LAMIS eine Simulationsmethode entwickelt, welche die Ermittlung der Mengen und Qualitäten von Outputströmen ermöglicht (Wolfsberger et al. 2015b). Dadurch können aufzubringende Kostenfaktoren und auch zu erwartende Sekundärrohstofferlöse abgeschätzt werden. Mit diesen Zahlen können im Anschluss der Kapitalwert des LFM Vorhabens berechnet werden. Im Falle von Massenabfalldeponien kann in den meisten Fällen davon ausgegangen werden, dass die aufzubringenden Kosten die möglichen Erlöse übersteigen, weshalb derartige LFM Projekte einen negativen Kapitalwert aufzeigen werden.

Für die Berechnung des Kapitalwertes des Referenzszenarios (Belassen der Deponie in Nachsorge) werden die Berechnungen zu den gesetzlich zu bildenden Sicherstellungen herangezogen (Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft 2010). Diese ist von der Art der Deponie, der Art der gelagerten Abfälle sowie behördlichen Auflagen abhängig. Da Deponiebetreiber in Österreich verpflichtet sind, diese Beträge sicherzustellen, sind diese Zahlen den Deponiebetreibern bekannt und der Aufwand für die Erhebung dieses für die ganzheitliche Bewertung benötigten Inputparameters kann daher als gering eingestuft werden.

2.3.2.2 Bewertung ökologischer und sozioökonomischer Kriterien

Wie in Hermann et al. (2015) aufgezeigt, handelt es sich bei der Nutzwertanalyse um ein subjektives Bewertungsverfahren, wobei die Wichtigkeit der Kriterien untereinander gewichtet werden muss. Die Ermittlung des Gewichtungsfaktors der einzelnen ökologischen und sozio-ökonomischen Kriterien wird dabei mit Hilfe des paarweisen Vergleiches durchgeführt. Der Benutzer entscheidet dabei für jedes Kriterium, welches ihm im Vergleich mit einem anderen für wichtiger bzw. gleich wichtig erscheint.

Die Durchführung der Nutzwertanalyse sowie die notwendigen grundlegenden Untersuchungen hinsichtlich des hierarchischen Zielsystems, des Entscheidungsproblems und der Sammlung, Definition und Beschreibung der Entscheidungskriterien können aus den Untersuchungen von Hermann et al. (2014), Hermann et al. (2015) Hermann et al. (2016a) und Hermann et al. (2016b) entnommen werden. Der Nutzwert wird genau wie der Kapitalwert für beide Szenarien errechnet.

2.3.2.3 Nutzwert-Kapitalwert-Diagramm

Die Teilergebnisse der Kapitalwertberechnung und der Nutzwertanalyse werden zur weiterführenden Beurteilung in einem Nutzwert-Kapitalwert-Diagramm dargestellt. Abbildung 2 zeigt beispielhaft ein derartiges Diagramm mit den eingezeichneten Nutz- und Kapitalwerten eines möglichen LFM Projektes und einer Deponie in Nachsorge, wobei die Nachsorge als Referenzszenario genutzt wird. Wird, basierend auf den errechneten Kapital- und Nutzwerten, das betrachtete LFM Projekt den Quadranten II oder III zugeordnet, kann eine eindeutige Empfehlung für den Deponiebetreiber formuliert werden. Fällt das Projekt in den Quadranten II weist das LFM einen besseren Kapital- und Nutzwert auf, weshalb eine Durchführung des Projektes sinnvoll scheint. Im Gegensatz hierzu weist ein LFM Projekt, welches im Quadranten III angesiedelt wird, einen schlechteren Nutz- und Kapitalwert auf als das Referenzszenario, weshalb eine Durchführung dieses Projektes nicht empfohlen werden kann.

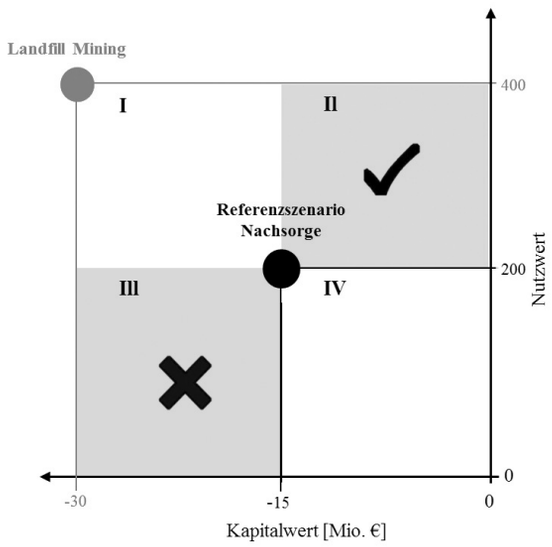


Abb. 2: Nutzwert-Kapitalwert Diagramm.

Wird das betrachtete Projekt jedoch Quadrant I oder IV zugeordnet (vgl. Abbildung 2), bedeutet dies, dass ein Kriterium (entweder Kapital- oder Nutzwert) schlechter abschneidet als jenes des Referenzszenarios. So zeigt das in Abbildung 2 beispielhaft dargestellte LFM Projekt zwar einen besseren Nutzwert als das Referenzszenario, jedoch einen deutlich schlechteren Kapitalwert. Da in diesem Fall auch jetzt noch keine eindeutige Aussage über die Vorteilhaftigkeit einer der beiden Alternativen getroffen werden kann, ist eine weiterführende Beurteilung notwendig. Diese kann durch den Vergleich der dimensionslosen Verhältniszahl „Nutzwert-Kapitalwert Quotient“ beider Varianten erfolgen.

$$Nutzwert - Kapitalwert\ Quotient = \frac{Nutzwert}{Kapitalwert} \quad (1)$$

Hätte nun z.B. das LFM Projekt in einer Gesamtbeurteilung einen niedrigeren Nutzwert-Kapitalwert Quotienten als die Deponie in Nachsorge bedeutet dies, dass der Nutzen, welcher für einen Euro an Investition lukriert werden kann, niedriger ist als jener des Referenzszenarios. Von der Durchführung eines LFM wird in diesem Fall abgeraten. Ist jedoch der Nutzwert-Kapitalwert Quotient des LFM höher als jener des Referenzszenarios, scheint ein LFM vorteilhaft zu sein und kann, basierend auf den getätigten Eingaben des Anwenders in Verbindung mit den vorliegenden projektspezifischen Rahmenbedingungen, empfohlen werden.

3 SCHLUSSFOLGERUNG BZW. ZUSAMMENFASSUNG

Die in diesem Beitrag beschriebene und durchgeführte Trennung der Gesamtbewertung eines LFM Projektes in eine Vor- und Hauptbewertung zeigt, dass eine Vorprüfung über die grundsätzliche Eignung eines derartigen Projektes für Deponiebetreiber vorteilhaft ist, weil sie einfach, schnell und ohne großen personellen und finanziellen Aufwand mittels Fragebogen durchgeführt werden kann. Erst bei Vorliegen eines positiven Zwischenergebnisses kann anschließend die aufwendigere Hauptbewertung durchgeführt werden. Die Aufspaltung dieser in eine ökonomische Bewertung mittels Kapitalwertberechnung und eine ökologische und sozio-ökonomische Bewertung mittels Nutzwertanalyse bietet die Möglichkeit, beide Kriterienblöcke getrennt voneinander zu beurteilen. Dadurch können Auswirkungen, die sich durch gesetzte ökonomische, ökologische und sozioökonomische Maßnahmen oder durch geänderte Rahmenbedingungen in Bezug auf die Bewertungskriterien ergeben, nachvollziehbar und rasch beurteilt werden. Für die Erhebung der ökonomischen Einflussfaktoren (Kosten und Erlöse) kann dabei die Simulationsmethode von Wolfsberger et al. (2015b) herangezogen werden.

In vielen Fällen erlauben die vorliegenden ökonomischen Einflussgrößen wie externe Beseitigungskosten, Altlastensanierungsbeiträge, Abbaukosten und Erlöse aus der Nachnutzung des

Deponiestandortes derzeit keine rein auf ökonomische Gesichtspunkte ausgerichtete Durchführung eines LFM Projektes. Zieht man aber den Nutzwert, der beim LFM Projektes deutlich höher ausfallen könnte als bei der Nachsorge, über den Nutzwert-Kapitalwert Quotienten mit in die Betrachtungen ein, kann trotz schlechterem LFM Kapitalwert ein positives Gesamtergebnis der ganzheitlichen Bewertung erzielt werden. Die Umsetzung eines LFM Projektes würde daher nicht zwingend einen besseren Kapitalwert als die Nachsorge voraussetzen. Daher können auch in Summe mehrere geringfügig verbesserte Kosten- und Erlöspositionen aber auch Förderungen der öffentlichen Hand bei gleichbleibendem Nutzwert zur Umsetzung eines LFM Projektes beitragen.

LITERATUR

Bernhard, A., Domenig, M., Reisinger, H., Walter, B. & Weißenbach, T. (2011) Deponierückbau. *Wirtschaftlichkeit, Ressourcenpotenzial und Klimarelevanz*. Wien; (Report/Umweltbundesamt, 0378).

Bölte, S. & Geiping, J. (2011) Siedlungsabfalldeponien - Nachsorge oder Rückbau? Fachhochschule Münster. *12. Münsteraner Abfallwirtschaftstage.* Münster; 15.02.2011.

Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft (2010) *Richtlinie zur Berechnung von finanziellen Sicherstellungen für Deponien.* Wien; Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft.

EC (European Commission – Enterprise and Industry) (ed.) (2010) *Improving Framework Conditions for Extracting Minerals for the EU – Abridged report of the ad-hoc Working Group on Exchanging Best Practice on Land Use Planning, Permitting and Geological Knowledge Sharing, Raw Materials Supply Group.* Brussels; Belgium: European Commission – Enterprise and Industry.

Gäth, S. & Nispel, J. (2010) Ressourcenpotenzial von ausgewählten Hausmülldeponien in Deutschland. In: *Beiträge zur 10th Depotech Konferenz*, 375–380.

Hermann, R., Baumgartner, R.J., Sarc, R., Ragossnig, A., Wolfsberger, T., Eisenberger, M., Budischowsky, A. & Pomberger, R. (2014) Landfill mining in Austria: Foundations for an integrated ecological and economic assessment. In: *Waste Management & Research* 32(9), 48-58.

Hermann, R., Baumgartner, R.J., Vorbach, S., Ragossnig, A. & Pomberger, R. (2015) Evaluation and selection of decision-making methods to assess landfill mining projects. In: *Waste management & Research* 33(9), 822-832.

Hermann, R., Baumgartner, R.J., Vorbach, S., Wolfsberger T., Ragossnig, A. & Pomberger, R. (2016a) Holistic assessment of a landfill mining pilot projekt in Austria - Methodology and Application. In: *Waste management & Research* 34(7), 646-657.

Hermann, R., Wolfsberger, T., Pomberger, R. & Sarc, R. (2016b) Landfill mining: Developing a comprehensive assessment method. In: *Waste management & Research.* DOI: 10.1177/0734242X16657610.

Jones, P.T., Geysen, D., Tielemans, Y., van Passel, S., Pontikes, Y. & Blanpain, B. (2013) Enhanced Landfill Mining in view of multiple resource recovery: a critical review. In: *Journal of Cleaner Production* 55, 45-55.

Nispel, J. (2012) Ressourcenpotential von Hausmülldeponien am Beispiel der Kreismülldeponie Hechingen. In: *Schriftenreihe zu Bodenkunde, Landeskultur und Landschaftsökologie,* Band 59, Gießen: Justus-Liebig-Universität, ISBN: 3-931789-59-4.

Rettenberger, G. (2012) Deponierückbau - Traum und Wirklichkeit. *16. Internationales Symposium Wasser, Abwasser, Energie, Symposium zur nachhaltigen Abfallwirtschaft. Internationales Congress Center München.* Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V., Verband kommunaler Unternehmen Abfallwirtschaft und Stadtreinigung VKS. München, 07.05.2012.

van Passel, S., Dubois, M., Eyckmans, J., Gheldere, S., Ang, F., Tom Jones, P. & van Acker, K. (2013) The economics of enhanced landfill mining: private and societal performance drivers. In: *Journal of Cleaner Production* 55, 92–102.

Wolfsberger, T., Nispel, J., Sarc, R., Aldrian, A., Hermann, R., Höllen, D., Pomberger, R., Budischowsky, A. & Ragossnig, A. (2015a) Landfill Mining – Development of a theoretical method for a preliminary estimate of the raw material potential of landfill sites. In: *Waste Management and Research,* 33 (7), 671-680.

Wolfsberger, T., Pinkel, M., Polansek, S., Sarc, R., Hermann, R. & Pomberger, R. (2015b) LANDFILL MINING – Development of a cost simulation model. In: *Waste Management & Research.* DOI: 10.1177/0734242X16628980.

Wolfslehner, B., Vacik, H., Lexer, M.J. & Manfred, J. (2005) Application of the analytic network process in multi-criteria analysis of sustainable forest management. In: *Forest Ecology and Management* 207 (1-2), 157–170.

Die relevanten technischen Aspekte im neuen Altlastensanierungsgesetz

S. Weihs
Umweltbundesamt, Abteilung Altlasten, Wien, Österreich

KURZFASSUNG: Das geplante neue Altlastensanierungsgesetz enthält unter anderem Bestimmungen betreffend die Erfassung und Beurteilung von Altablagerungen und Altstandorten sowie Bestimmungen betreffend die Durchführung von Altlastenmaßnahmen. Im Beitrag werden diese Bestimmungen erläutert.

1 EINLEITUNG

Die wesentlichen technischen Aspekte des geplanten neuen Altlastensanierungsgesetzes betreffen Erfassung und Beurteilung von Altablagerungen und Altstandorten sowie die Durchführung von Altlastenmaßnahmen. Folgende Begriffsbestimmungen sind in Hinblick auf die technischen Aspekte des Gesetzes wesentlich:

- Altablagerungen sind Ablagerungen von Abfällen, die vor dem 1. Juli 1989 befugt oder unbefugt durchgeführt wurden.
- Altstandorte sind Standorte von Anlagen, in denen vor dem 1. Juli 1989 mit umweltgefährdenden Stoffen in mehr als geringfügigem Ausmaß umgegangen wurde.
- Altlasten sind Altablagerungen oder Altstandorte, die erheblich kontaminiert sind oder von denen erhebliche Risiken für Mensch oder Umwelt ausgehen.
- Altlastenmaßnahmen sind die Sanierung (Dekontamination oder Sicherung) und die Beobachtung bei Altlasten.
- Sanierung ist die Dekontamination oder Sicherung zur dauerhaften Verbesserung des Umweltzustandes.
- Dekontamination ist die weitgehende Beseitigung der Kontamination und deren Ursache.
- Sicherung ist die Verhinderung der Ausbreitung von gesundheits- oder umweltgefährdenden Emissionen.
- Beobachtung ist die Überwachung des Emissionsverhaltens.

Bei der Erfassung von Altablagerungen und Altstandorten sind folgende Informationen zu sammeln:

- die Lage, Art und das Ausmaß der Altablagerungen, deren zeitlicher Verlauf sowie über deponiebautechnische Maßnahmen (z.B. Oberflächen- oder Basisabdichtung),
- die Errichtung, den Betrieb und die Stilllegung der Anlage im Bereich eines Altstandortes,
- die Nutzung der Altablagerung oder des Altstandortes und Nutzungen in der Umgebung und
- die Standortverhältnisse sowie
- vorliegende Ergebnisse der im Bereich der Altablagerung oder des Altstandortes durchgeführten Untersuchungen.

Auf Basis der bei der Erfassung erhobenen Informationen ist abzuschätzen, ob bei einer Altablagerung oder einem Altstandort eine erhebliche Kontamination oder ein erhebliches Risiko für Mensch oder Umwelt zu erwarten ist (Erstabschätzung). Bei jenen Altablagerungen und Altstandorten, bei denen aufgrund der Erstabschätzung eine erhebliche Kontamination oder ein erhebliches Risiko für Mensch oder Umwelt zu erwarten ist, können Untersuchungen für die Beurteilung der Erheblichkeit der Kontamination oder des Risikos veranlasst werden.

Auf Grundlage von Untersuchungen ist zu beurteilen, ob Altablagerungen oder Altstandorte erheblich kontaminiert sind oder ob von Altablagerungen oder Altstandorten ein erhebliches Risiko für Mensch oder Umwelt ausgeht. Die Beurteilung, ob eine Altablagerung oder ein Altstandort erheblich kontaminiert ist, erfolgt an Hand folgender Kriterien:

- Art der festgestellten Schadstoffe
- Intensität und Ausmaß von Kontaminationen
- Schadstofffrachten in einem Gewässer

Eine Altablagerung oder ein Altstandort ist erheblich kontaminiert, wenn die Richtwerte für die Intensität und das Ausmaß von erheblichen Kontaminationen oder die Richtwerte für Schadstofffrachten in einem Gewässer überschritten sind. Diese Richtwerte sind in der geplanten Verordnung zum Altlastensanierungsgesetz definiert. Der Entwurf für die Verordnung enthält für die häufigsten Kontaminationstypen Richtwerte für die Intensität und das Ausmaß von erheblichen Kontaminationen. Bei der Beurteilung, ob von Altablagerungen oder Altstandorten ein erhebliches Risiko für Mensch oder Umwelt ausgeht, sind zusätzlich zu den Kriterien für eine erhebliche Kontamination folgende Kriterien zu berücksichtigen:

- die Ausbreitung der Schadstoffe,
- die Auswirkungen auf Böden und Gewässer, insbesondere auf deren Nutzung und
- die Möglichkeiten für eine Aufnahme von Schadstoffen durch Menschen.

Ein erhebliches Risiko für Mensch oder Umwelt besteht jedenfalls, wenn

- durch die Ausbreitung erstickend wirkender oder brennbarer Gasgemische die Gesundheit von Menschen gefährdet werden kann oder
- durch die Aufnahme von Schadstoffen die Gesundheit von Menschen gefährdet werden kann oder
- ein signifikant anhaltender Trend einer größeren Ausbreitung von Schadstoffen im Grundwasser vorliegt oder
- durch die Schadstoffausbreitung eine bestehende Grundwassernutzung beeinträchtigt oder gefährdet ist.

Für jede Altlast ist eine Risikoabschätzung durchzuführen. Dabei ist das von Altlasten ausgehende Risiko für Mensch oder Umwelt abzuschätzen. Die Risikoabschätzung erfolgt an Hand der gleichen Kriterien wie für die Beurteilung, ob eine Altablagerung oder ein Altstandort erheblich kontaminiert ist, und für die Beurteilung, ob von Altablagerungen oder Altstandorten ein erhebliches Risiko für Mensch oder Umwelt ausgeht (sh. oben). Den Altlasten wird aufgrund der Risikoabschätzung eine von drei Prioritätenklassen zugeordnet. Die Risikoabschätzung ist jeweils getrennt für die Risiken durch die Ausbreitung erstickend wirkender oder brennbarer Gasgemische, die Schadstoffaufnahme von Menschen und die Ausbreitung von Schadstoffen in Gewässern durchzuführen. Das höchste ermittelte Risiko ist maßgeblich für die Zuordnung einer Prioritätenklasse.

Die Festlegung von durch Altlastenmaßnahmen zu erreichenden Zielen (Maßnahmenziele) erfolgt auf Grundlage der Risikoabschätzung. Bei der Festlegung von durch Sanierungsmaßnahmen zu erreichenden Zielwerten (Sanierungszielwerte) sind die Richtwerte betreffend die Intensität von Kontaminationen sowie Schadstofffrachten im Grundwasser zu berücksichtigen. Abweichungen sind in begründeten Fällen möglich. Nach Abschluss der Sanierungsmaßnahmen darf jedenfalls kein erhebliches Risiko für Mensch oder Umwelt verbleiben.

Novelle des Altlastensanierungsgesetzes – Entscheidungshilfen

G. Döberl, S. Weihs & D. Müller-Grabherr
Umweltbundesamt, Abteilung Altlasten, Wien, Österreich

KURZFASSUNG: Unterstützend zur geplanten Novelle des Altlastensanierungsgesetzes („ALSAG neu“) werden vom Umweltbundesamt Entscheidungshilfen erarbeitet, die Planer, Behörden und Amtssachverständige bei der Festlegung von Sanierungszielwerten unterstützen sollen. Im Beitrag wird exemplarisch die Festlegung anzustrebender Sanierungszielwerte bei Grundwasserverunreinigungen dargestellt. Sofern diese Zielwerte mit angemessenem Aufwand nicht erreicht werden können, sieht das „ALSAG neu“ die Möglichkeit angepasster Zielwerte vor. Es wird erläutert, wie dabei im Detail vorzugehen ist. Darüber hinaus sollen im Rahmen der Erstellung der Entscheidungshilfen Kriterien zur Beschreibung eines angemessenen Aufwands bei der Sanierung von Altlasten und zur Zulässigkeit reiner Beobachtungsmaßnahmen an Altlasten geringer Priorität ausgearbeitet und mit den involvierten Personenkreisen abgestimmt werden.

1 EINLEITUNG

In diesem Beitrag werden Arbeitshilfen – sogenannte Entscheidungshilfen – vorgestellt, die zurzeit vom Umweltbundesamt im Auftrag des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft (BMLFUW) in Zusammenhang mit den Entwürfen zu einer Novelle des Altlastensanierungsgesetzes („ALSAG neu“) erstellt werden.

Entsprechend dem „ALSAG neu“ sind an festgestellten Altlasten, d.h. an erheblich kontaminierten Standorten oder an Standorten, von denen erhebliche Risiken für Mensch oder Umwelt ausgehen, sogenannte Altlastenmaßnahmen zu treffen. Solche Maßnahmen umfassen sowohl Dekontaminations- und Sicherungs- als auch Beobachtungsmaßnahmen. Letztere können für Altlasten in Betracht gezogen werden, die auf Basis einer Risikoabschätzung in die Prioritätenklasse 3 eingestuft wurden. Für Altlasten der Prioritätenklassen 1 und 2 sind jedenfalls Dekontaminations- oder Sicherungsmaßnahmen durchzuführen.

Das Ziel der durchzuführenden Maßnahmen an Altlasten ist die Wiederherstellung bzw. Erhaltung und Kontrolle eines ausreichend guten Umweltzustandes, der über die Erreichung bzw. Einhaltung von Richt- oder Prüfwerten (z.B. ÖNORM-Reihe 2088) beschrieben ist („Zielwerte“). Sind die Richt- oder Prüfwerte mit angemessenem Aufwand nicht erreichbar, sollen mit entsprechender Begründung höhere Zielwerte oder zusätzliche Kriterien und Zielwerte (z.B. Stofffrachten im Grundwasser) festgelegt werden können, sofern dadurch nach Abschluss der Altlastenmaßnahmen keine Risiken in mehr als unbedenklichem Ausmaß bestehen bleiben.

Vor diesem Hintergrund sind nach Feststellung einer Altlast bei der Festlegung und Planung von Altlastenmaßnahmen folgende Fragestellungen relevant:

- Welche Vorgangsweise ist zur Ableitung höherer Maßnahmenzielwerte oder zusätzlicher Maßnahmenzielwerte geeignet?
- Anhand welcher Kriterien kann ein „angemessener Aufwand“ bei der Sanierung von Altlasten beschrieben werden?
- Anhand welcher Kriterien kann festgestellt werden, ob im Falle einer Altlast mit der Priorität 3 Beobachtungsmaßnahmen ausreichend sind?

Zur Behandlung dieser Fragestellungen gibt es bis dato in Österreich weder ein gemeinsames Verständnis zwischen den in der Altlastensanierung involvierten Personenkreisen noch geeignete Kriterien oder Vorgangsweisen. Zur Unterstützung bei der Behandlung der oben genannten Fragestellungen sollen vom Umweltbundesamt im Auftrag des BMLFUW Entscheidungshilfen erstellt werden. Die Entscheidungshilfen sollen eine einheitliche und nachvollziehbare Vorgangsweise bei der Auswahl und Bewertung von Kriterien, bei der Ableitung von Zielwerten sowie bei der Dokumentation von Entscheidungsgrundlagen ermöglichen.

Zur Einbindung der Personenkreise, an die sich die Entscheidungshilfen richten, werden bei ihrer Erstellung Vertreter und Vertreterinnen aus folgenden Bereichen in Form von Workshops eingebunden: Planer von Altlastenmaßnahmen, Liegenschaftseigentümer und –entwickler, Altlastenbehörden und Amtssachverständige.

Entsprechend dem aktuellen Stand bei der Erarbeitung der Entscheidungshilfen und exemplarisch für die Vorgangsweise wird im Folgenden die bereits mit allen Stakeholdern diskutierte Vorgangsweise bei der Ableitung anzustrebender und angepasster Zielwerte bei Grundwasserverunreinigungen diskutiert.

2 ANZUSTREBENDE ZIELWERTE BEI VERUNREINIGUNGEN DES GRUNDWASSERS

2.1 Anwendungsrahmen und Einzelfallprüfung

Als grundsätzliche Richtschnur zur Ableitung von Zielwerten sind die Richtwerte aus der geplanten Verordnung zum „ALSAG neu“ und aus einschlägigen Regelwerken (z.B. ÖNORM-Reihe 2088) heranzuziehen. Diese Werte werden in der Folge als „anzustrebende Zielwerte“ – abgekürzt: „ZW“ – bezeichnet.

Bei Einhaltung dieser Zielwerte kann im Allgemeinen davon ausgegangen werden, dass nach Umsetzung der Maßnahmen für Mensch oder Umwelt tolerierbare (i.e. keine erheblichen) Risiken verbleiben. Dies ist aber jedenfalls anhand der konkreten Standort- und Nutzungsverhältnisse im Einzelfall zu prüfen. Insbesondere bei sehr sensiblen Nutzungen (z.B. Grundwassernutzungen in gering ergiebigen Bereichen im unmittelbaren Abstrom einer Kontamination) kann es in Einzelfällen notwendig sein, niedrigere Zielwerte festzulegen.

Sind in den festgelegten Richtlinien oder Normen für einen bestimmten Parameter keine Werte enthalten, aus denen sich ein Zielwert ableiten ließe, oder sind die Rahmenbedingen, für die der Wert in der Richtlinie oder Norm festgelegt wurde, im konkreten Fall nicht zutreffend, so ist unter Berücksichtigung der Standort- und Nutzungsverhältnisse im Einzelfall ein anzustrebender Zielwert festzulegen.

Gemeinsam mit den anzustrebenden Zielwerten sind auch die konkreten Messorte bzw. Probenahmestellen festzulegen, an denen die Erreichung der Zielwerte überprüft werden kann. Darüber hinaus sind räumliche und zeitliche Auswerteregeln und die jeweiligen Probenahme- und Messverfahren festzulegen.

2.2 Ableitung anzustrebender Zielwerte (ZW)

Bei Grundwasserverunreinigungen sind generell im unmittelbaren Grundwasserabstrom der Schadstoffquelle die Prüfwerte der ÖNORM S 2088-1 bzw. von diesen abgeleitete Schadstofffrachten als Zielwerte anzustreben.

Die Prüfwerte der ÖNORM S 2088-1 sind aus der Trinkwasserverordnung (BGBl. II Nr. 304/2001) abgeleitet und betragen in der Regel 60 % des Trinkwassergrenzwerts. Für ökotoxikologisch relevante Parameter (z.B. Kupfer) sowie für Parameter, für die kein Grenzwert in der Trinkwasserverordnung existiert, wurden für die ÖNORM S 2088-1 andere Regelwerke, beispielsweise die Geringfügigkeitsschwellenwerte für Grundwasser in Deutschland (LAWA 2015), herangezogen.

Bei der Festlegung der anzustrebenden Zielwerte ist die Ergiebigkeit des jeweiligen Grundwasserleiters zu berücksichtigen. Damit wird einerseits bezweckt, das Ressourcenpotential von Grundwasser miteinzubeziehen und andererseits der mit der Sanierung von Grundwasserverunreinigungen in Geringleitern verbundenen Problematik Rechnung zu tragen. Erfahrungsgemäß ist es in Geringleitern oft nicht oder nur mit sehr hohem Aufwand möglich, im unmittelbaren Grundwasserabstrom der Kontamination die Prüfwerte der ÖNORM S 2088-1 einzuhalten.

Als Geringleiter können Grundwasserleiter gelten, deren spezifischer Grundwasserdurchfluss (i.e. Abstrombreite = 1 m) geringer als 0,5 m³/(d*m) ist.

In Bezug auf die Ergiebigkeit des Grundwasserleiters sind die im unmittelbaren Abstrom der Schadstoffquelle anzustrebenden Zielwerte im Allgemeinen wie folgt festzulegen:

- Bei ergiebigen Grundwasserleitern sind im unmittelbaren Grundwasserabstrom der Schadstoffquelle die jeweiligen Prüfwerte der ÖNORM S 2088-1 als Zielwerte anzustreben.
- Bei Geringleitern ist im unmittelbaren Grundwasserabstrom der Schadstoffquelle der in Tabelle B des Entwurfs zur Altlastenatlasverordnung festgelegte Richtwert für die Schadstofffracht als Zielwert anzustreben. Die Richtwerte der Tabelle B errechnen sich im Regelfall aus dem jeweiligen Prüfwert der ÖNORM S 2088-1 multipliziert mit einem Grundwasserdurchfluss von rund 800 m³ pro Tag. Der relevante Grundwasserquerschnitt (Abstrombreite und Tiefe) ist nachvollziehbar anhand der Untersuchungsergebnisse an der Schadstoffquelle und im Grundwasser, der hydrogeologischen Standortgegebenheiten sowie der Schadstoffeigenschaften festzulegen.

3 ANGEPASSTE ZIELWERTE BEI VERUNREINIGUNGEN DES GRUNDWASSERS

3.1 Übergeordnete Vorgangsweise

Entsprechend dem Entwurf zur Novelle des Altlastensanierungsgesetzes sind Abweichungen von den grundsätzlich anzustrebenden Zielwerten zulässig, sofern diese im konkreten Einzelfall begründbar sind. Als begründbare Fälle können diejenigen gelten, bei denen das Erreichen des anzustrebenden Zielwerts (ZW) mit angemessenem Aufwand nicht möglich ist. In diesen Fällen ist ein angepasster Zielwert – abgekürzt: ZW* – abzuleiten, bei dessen Anwendung jedenfalls sichergestellt sein muss, dass nach Abschluss der Maßnahmen keine erheblichen Risiken für Mensch oder Umwelt verbleiben. Dies ist im Einzelfall zu überprüfen. Kriterien zur Prüfung, ob eine konkrete Maßnahme an einem Standort angemessen ist, werden in den vom Umweltbundesamt ausgearbeiteten Entscheidungshilfen enthalten sein. Zum Zeitpunkt der Erstellung dieses Manuskripts lagen diesbezüglich jedoch noch keine abgestimmten Ergebnisse vor.

Die Notwendigkeit Zielwerte anzupassen, kann sich auch beim „Audit“ laufender Maßnahmen ergeben, wenn absehbar ist, dass der festgelegte Zielwert mit angemessenem Aufwand nicht erreicht werden kann.

Die Ableitung angepasster Zielwerte muss nachvollziehbar sein und ist entsprechend zu dokumentieren.

3.2 Rahmenbedingungen und nicht tolerierbare Risiken

Zur Ableitung angepasster Zielwerte können die Schadstofffracht, die Länge der Schadstofffahne im Sinne einer „Reaktionsstrecke“, in der Abbau- und Rückhalteprozesse stattfinden, und das Ressourcenpotential des Grundwassers berücksichtigt werden.

Im Zusammenhang mit Verunreinigungen des Grundwassers sind folgende Umweltzustände jedenfalls mit einem nicht tolerierbaren Risiko verbunden, und müssen daher bei Einhaltung der angepassten Zielwerte ausgeschlossen sein:

- Weitere Ausbreitung der Schadstoffe, d. h. kurz- bis mittelfristige signifikante Zunahme der Länge der Schadstofffahne,
- Beeinträchtigung von Grundwassernutzungen, d. h. Beeinträchtigung des aktuellen oder zukünftig absehbaren Nutzungszwecks von Grundwasserentnahmen bei Trink- oder Nutzwasser (inkludiert auch Wasserschutz- und Schongebiete),
- Verschmutzung des Grundwassers gemäß Wasserrechtsgesetz (BGBl. Nr. 215/1959) und
- Verschlechterung des chemischen Zustands des Grundwasserkörpers gemäß Wasserrahmenrichtlinie (Richtlinie 2000/60/EG) (Anmerkung: eine durch eine Altlast bedingte Verschlechterung ist bis dato in Österreich nicht bekannt; Nationaler Gewässerbewirtschaftungsplan 2015).

3.3 Ableitung anzustrebender Zielwerte (ZW)*

Unter Berücksichtigung der oben genannten Kriterien sind die nachfolgend dargestellten Zielwerte als jeweils maximale Ausprägung für angepasste Zielwerte zu sehen. Darüber hinausgehende Zielwerte sind im Allgemeinen mit einem erheblichen Risiko im Sinne des Altlastensanierungsgesetzes verbunden. Umgekehrt, kann bei Einhaltung dieser Zielwerte im Allgemeinen davon ausgegangen werden, dass nach Umsetzung der Maßnahmen für Mensch oder Umwelt tolerierbare (i.e. keine erheblichen) Risiken verbleiben. Dies ist aber jedenfalls anhand der konkreten Standort- und Nutzungsverhältnisse im Einzelfall zu prüfen.

Ähnlich der Festlegung anzustrebender Zielwerte kann bei der Ableitung angepasster Zielwerte auf die Ergiebigkeit des Grundwasserleiters Bezug genommen werden.

- Bei ergiebigen Grundwasserleitern sind dabei in maximal 100 m Entfernung von der Schadstoffquelle die jeweiligen Prüfwerte der ÖNORM S 2088-1 als Zielwerte festzulegen. Darüber hinaus muss sichergestellt sein, dass sich Schadstofffahne zumindest stationär verhält, d.h. keine weitere Schadstoffausbreitung stattfindet.
- Im Falle von Geringleitern sind in maximal 100 m Entfernung von der Schadstoffquelle die im Entwurf zur Altlastenatlasverordnung festgelegten Richtwerte für die Schadstofffracht als Zielwerte festzulegen. Zur Festlegung des relevanten Grundwas-serquerschnitts ist analog der Festlegung anzustrebender Zielwerte vorzugehen. Darüber hinaus muss sichergestellt sein, dass sich die Schadstofffahne zumindest stationär verhält, d. h. keine weitere Schadstoff-ausbreitung stattfindet.
- Sofern aufgrund der Grundwasserverunreinigung eine Grundwassernutzung beeinträchtigt wird, ist zusätzlich zur Festlegung einer Grundwasserkonzentration als Zielwert und der Stationarität der Schadstofffahne ein Sicherheitsabstand (A) zwischen maximaler Ausdehnung der Schadstofffahne und Grundwassernutzung festzulegen. Dieser Abstand ist an der Fließgeschwindigkeit (maximale Abstandsgeschwindigkeit) des Grundwassers auszurichten und soll eine entsprechende Reaktionszeit zur Ergreifung von Abwehrmaßnahmen (z.B. Errichtung von Sperrbrunnen) ermöglichen, sollte im Zuge der Kontrollmaßnahmen eine weitere Ausbreitung der Schadstofffahne festgestellt werden. Als Richtwert zur Festlegung des Sicherheitsabstands kann eine mit einer Fließzeit von 2 bis 3 Monaten korrespondierende Strecke herangezogen werden.

4 AUSBLICK

Entsprechend den geplanten Inhalten der Entscheidungshilfen werden vom Umweltbundesamt zurzeit die Kriterien zur Beschreibung eines angemessenen Aufwands bei der Sanierung von Altlasten und zur Zulässigkeit reiner Beobachtungsmaßnahmen an Altlasten mit der Priorität 3 ausgearbeitet und mit den involvierten Personenkreisen abgestimmt. Es ist geplant, die Entscheidungshilfen bis Ende des Jahres 2016 fertigzustellen, sodass sie zum Inkrafttreten der geplanten Novelle des Altlastensanierungsgesetzes der Öffentlichkeit zur Verfügung stehen.

LITERATUR

Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft (BMLFUW) (2015) *Nationaler Gewässerbewirtschaftungsplan.* Entwurf. Wien.

Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) (2015) *Ableitung von Geringfügigkeitsschwellenwerten für das Grundwasser.* Kulturbuchverlag, Berlin.

ÖNORM S 2088-1 (2004) *Altlasten – Gefährdungsabschätzung für das Schutzgut Grundwasser.*

Möglichkeiten zur Etablierung einer Förderungsschiene für „Brachflächen“

J. Laber & M. Ortmann
Kommunalkredit Public Consulting GmbH, Abteilung Wasser und Altlasten, Wien, Österreich

KURZFASSUNG: Die (Wieder)Nutzung ehemaliger und kontaminierter Industrie- und Gewerbestandorte – auch „Brachflächen“ genannt – gilt als wesentliches Instrument zur Reduktion des Flächenneuverbrauches. Künftig sollen für diese Flächen, auch wenn sie keine Altlasten darstellen, kontaminationsbezogene Maßnahmen aus den Mitteln der Altlastenbeiträge gefördert werden, um eine Wiedernutzung der Flächen zu ermöglichen oder zu beschleunigen. Zur Vorbereitung einer entsprechenden Förderungsschiene wird eine Studie zur Bedarfs- und Machbarkeitserhebung sowie ein daraus abgeleiteter Entwurf für Förderungsrichtlinien erstellt. Zuerst wird anhand von Modellregionen die Größenordnung der Anzahl von „Brachflächen“ abgeschätzt und diese bestimmten Kategorien nach den Kriterien Größe, Lage und Bebauung zugeordnet. Auf dieser Basis wird der mögliche Förderungsbedarf im Hinblick auf Flächenart, Förderungswerber, Maßnahmen und Kosten ermittelt. Darauf aufbauend wird ein mögliches neues Förderungsinstrument auf Basis des Umweltförderungsgesetzes vorgeschlagen.

1 EINLEITUNG

In Österreich werden täglich über 20 ha Bodenfläche durch Versiegelung oder Bebauung verbraucht. Die Reduktion des Flächenneuverbrauches zählt damit zu den vordringlichen Zielen der österreichischen Nachhaltigkeitsstrategie. Die (Wieder)Nutzung ehemaliger Industrie- und Gewerbestandorte, auch „Flächenrecycling“ genannt, gilt als wesentliches Instrument zur Zielerreichung. Viele ehemalige Gewerbe- und Industriestandorte sind kontaminiert und werden daher nicht genutzt, sie gelten als „Brachflächen“. Das „Leitbild Altlastenmanagement“ (BMLFUW 2009) postuliert in einem seiner Leitsätzen die „Schaffung besserer Rahmenbedingungen für die Nachnutzung und Wiedereingliederung kontaminierter Standorte in den Wirtschaftskreislauf“. Die Altlastensanierung kann damit einen wesentlichen Beitrag zur Reduktion des Flächenverbrauchs leisten. Der aktuelle Entwurf eines neuen Altlastensanierungsgesetzes sieht daher vor, die Bereitstellung von Förderungsmitteln aus den Altlastenbeiträgen auf jene kontaminierten Flächen zu erweitern, die keine Altlasten im Sinne des Gesetzes sind. Damit sollen kontaminationsbezogene Maßnahmen unterstützt werden, die eine Wiedernutzung der Flächen ermöglichen oder beschleunigen. Zur Vorbereitung einer entsprechenden Förderungsschiene beauftragte das Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft die Kommunalkredit Public Consulting GmbH gemeinsam mit der Umweltbundesamt GmbH mit der Erstellung einer Bedarfs- und Machbarkeitserhebung sowie einem daraus abgeleiteten Entwurf für Förderungsrichtlinien.

2 VORSTUDIE ZUR ETABLIERUNG EINER FÖRDERUNGSSCHIENE FÜR „BRACHFLÄCHEN“

Unter Berücksichtigung des aktuellen Standes der Diskussion zum Altlastensanierungsgesetz, der vorgesehenen Novellierung im Sinne eines Verfahrensgesetzes sowie der Beihilfenregelungen für Wettbewerbsteilnehmer innerhalb der Europäischen Union werden folgende mögliche Ansätze geprüft und weiterentwickelt:

- Betrachtete Flächen: Flächen, die nach einer Erstabschätzung in der Datenbank der Umwelt-

bundesamt GmbH als Altstandorte und Altablagerungen eingetragen sind,
- mögliche förderungsfähige Maßnahmen: Untersuchungen, Sanierung (Erkundung, Planung, Sicherung, Dekontamination),
- mögliche Antragssteller: Betriebe, Private, Kommunen, Liegenschaftsentwickler,
- mögliche maximale Förderung für den Einzelfall: z.B. mögliche Orientierung an der „de-minimis-Beihilfe“ (derzeit 200.000 Euro in drei Steuerjahren an einen Förderungsnehmer),
- Gesamtvolumen der Förderschiene pro Jahr: Deckelung des Jahresvolumens bis zu einem bestimmten Prozentsatz, z.B. 5 % der Einnahmen aus Altlastenbeiträgen (d.h. aktuell rund 2,5 Mio. €).

Die Studie soll mit Ende 2016 abgeschlossen werden.

2.1 Begriffsbestimmungen

Altablagerungen: Ablagerungen von Abfällen, die vor dem 01.07.1989 erfolgt sind.

Altstandorte: Standorte von Anlagen, in denen vor dem 01.07.1989 mit umweltgefährdenden Stoffen in mehr als geringfügigem Ausmaß umgegangen wurde.

„Brachflächen“ (im Sinne der Studie): Als Altstandort oder Altablagerung vorgenutzte Flächen, die derzeit nicht oder nicht entsprechend dem Potenzial des Standortes (nicht kontaminierte Umgebung) genutzt werden. Auf Grund der möglichen Untergrundkontamination und dem damit verbundenen Risiko sind in der Regel Maßnahmen (z.B. Erkundung, Sanierung) erforderlich, um eine dem Potenzial des Standortes (nicht kontaminierte Umgebung) entsprechende Nutzung zu ermöglichen.

2.2 Abschätzung der qualitativen und quantitativen Ausgangssituation

Von der Umweltbundesamt GmbH wird die Gesamtanzahl der registrierten Altablagerungen und Altstandorte für die nächsten zehn Jahre mit 10.000 – 15.000 abgeschätzt. Anhand von Modellregionen wird daraus die Größenordnung der Anzahl von „Brachflächen“ abgeschätzt und diese bestimmten Kategorien nach den Kriterien Größe, Lage und Bebauung zugeordnet.

2.3 Bedarfsanalyse, Förderungsziel und Kostenschätzung

Auf Basis der Ergebnisse aus der Flächenerhebung wird der mögliche Bedarf anhand der Kriterien Flächenkategorie, Interessenten (z.B. Grundeigentümer, potenzielle Investoren, Gebietskörperschaften) und Maßnahmenart erhoben. Weiters wird ermittelt, ab welcher finanziellen Größenordnung ein Anreizeffekt für die definierte Zielgruppe zur Umsetzung der definierten Maßnahmen gegeben ist. Für diese Erhebung ist vorgesehen, externe Experten (z.B. Liegenschaftsentwickler) beizuziehen. Auf Basis dieser Informationen wird ein Vorschlag für ein „Förderungsziel“ formuliert. Schließlich erfolgt eine Abschätzung der durchschnittlichen Kosten für den Einzelfall und daraus eine Abschätzung der Größenordnung des gesamten Mittelbedarfes für einen definierten Zeitraum.

2.4 Konkretisierung Förderungsinstrument

Auf Basis der vorangegangenen Arbeitspakete wird ein mögliches Förderungsinstrument entworfen, welches in den wesentlichen Prinzipien und in der Systematik analog dem derzeitigen Förderungssystem nach dem Umweltförderungsgesetz aufgebaut ist. Dabei werden zumindest folgende Aspekte eines Förderungsinstrumentes konkretisiert: Förderungsziel/-zweck, Anspruchsberechtigte, förderungsfähige Maßnahmen und Förderungsausmaß (Förderungssatz).

LITERATUR

Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft (BMLFUW) (2009) *Leitbild Altlastenmanagement. Sechs Leitsätze zur Neuausrichtung der Beurteilung und Sanierung von kontaminierten Standorten.* Wien, Austria.

Intensiviertes Monitoring zur Bewertung der Deponienachsorge

D. Laner & J. Fellner
Technische Universität Wien, Institut für Wassergüte, Ressourcenmanagement und Abfallwirtschaft, Wien, Österreich

KURZFASSUNG: Die Deponienachsorge beginnt nach dem Ende der Abfallablagerung und endet, wenn keine Gefahr für Mensch und Umwelt von der geschlossenen Deponie ausgeht. Zur Beurteilung der Dauer und Intensität von Nachsorgemaßnahmen ist es notwendig, das Abfallemissionsverhalten zu verstehen, die langfristige Funktion der technischen Barrieren abzubilden, sowie die Wirkungen von Stofffreisetzungen in die Umwelt zu bewerten. Da geeignete Modelle zur Abbildung und Vorhersage von Sickerwasseremissionen auf aussagekräftige Monitoringdaten zur Modellanpassung und -bestätigung angewiesen sind, ist es notwendig Messverfahren an geschlossenen Deponien zu implementieren, die das Erzeugen qualitativ hochwertiger Messdaten ermöglichen. Der Nutzen eines prozessorientierten Monitorings für die Zuverlässigkeit von Modellvorhersagen wird anhand von Daten der Hausmüllversuchsdeponie Breitenau illustriert. Vergleichbare Sickerwasser-Monitoringprogramme wurden 2014 auch an drei anderen ehemaligen Hausmülldeponien gestartet, um qualitativ hochwertige Daten zum aktuellen Emissionsverhalten der Deponien zu erheben, die eine zuverlässige Prognose zukünftiger Emissionsniveaus im Sickerwasser ermöglichen. Auf Erfahrungen und Zwischenergebnisse dieser laufenden Sickerwassermesskampagnen wird abschließend eingegangen.

1 EINLEITUNG

Deponiebetreiber sind verpflichtet Deponien nach Ablagerungsende solange nachzusorgen (zu betreuen bzw. zu kontrollieren) bis aus Sicht der zuständigen Behörde von der Deponie keine Gefährdung für Mensch und Umwelt zu erwarten ist. Als Grundlage zur Berechnung der finanziellen Sicherstellungsleistung für Nachsorgemaßnahmen werden in der Deponieverordnung Mindestzeiträume von 30 (für Baurestmassen-, Reststoff- und Massenabfalldeponien) bzw. 40 Jahren (für ehemalige Hausmülldeponien) festgeschrieben (DVO 2008).

Um Nachsorgemaßnahmen beurteilen zu können, ist es einerseits notwendig Modelle zur Abschätzung zukünftiger Emissionen und deren Auswirkungen auf betroffene Schutzgüter zu erstellen und andererseits Verfahren zu entwickeln, die eine Validierung der Modellvorhersagen ermöglichen (Monitoring- und Nachweisverfahren) (Laner et al. 2012). Da die Übertragbarkeit von Ergebnissen aus dem Labormaßstab in den Feldmaßstab nur eingeschränkt möglich ist (Kylefors et al. 2003), (Fellner et al. 2009) und die Modellierung der komplexen Abbauprozesse im Abfallkörper einer Deponie eine enorme Herausforderung darstellt (Van Turnhout et al. 2013), sind belastbare Daten aus dem Monitoring im Feld (Echtmaßstab) für die Beurteilung des Abfallemissionsverhaltens von besonderer Bedeutung. Daher ist es das Ziel dieser Arbeit, das Potenzial von prozessorientierten Sickerwassermonitoringdaten als Grundlage für die Erstellung und Eichung von Sickerwasseremissionsmodellen aufzuzeigen.

Die Verwendung von Daten aus der prozessorientierten Sickerwasserüberwachung zur Untersuchung von Zusammenhängen zwischen Sickerwasserabfluss und Sickerwasserbelastung (Konzentrationen gelöster Stoffe) wird anhand der Hausmüllversuchsdeponie Breitenau dargestellt. In weiterer Folge wird dargestellt, wie das Verständnis dieser Zusammenhänge als Grundlage für verbesserte Modellvorhersagen der Sickerwasseremissionen genutzt werden kann. Schließlich werden Methoden und Protokolle für die Erfassung der Sickerwasserabflussdynamik und der Sickerwasserqualität, die bei drei ehemaligen Hausmolldeponien in Österreich implementiert wurden, vorgestellt und die Zwischenergebnisse des Monitorings diskutiert.

2 PROZESSORIENTIERTES SICKERWASSERMONITORING

Das prozessorientierte Sickerwassermonitoring dient dazu den Einfluss der Abflussdynamik auf die Qualität des Sickerwasser explizit zu erfassen und es damit möglich zu machen, Messdaten, die bei unterschiedlichen Abflussverhältnissen erhoben wurden, mit den durch das Modell vorhergesagten Konzentrationen, die einem mittleren jährlichen Sickerwasserabfluss entsprechen, zu vergleichen. Dadurch können Trends in der Sickerwasserbelastung nachvollziehbarer dokumentiert und die Emissionsmodelle als Grundlage der Nachsorgebewertung laufend angepasst bzw. bestätigt werden.

2.1 Deponie Breitenau

Die Deponie Breitenau wurde 1987 als Versuchsdeponie zur Untersuchung des Wasser- und Stoffhaushaltes von Hausmülldeponien angelegt. Bis 1989 wurden 95.000 Tonnen Hausmüll in drei Kompartimenten abgelagert und anschließend mit einer temporären Oberflächenabdeckung versehen, die im Jahr 2009 durch eine Endabdichtung ersetzt wurde. Der mittlere Jahresniederschlag am Standort liegt bei 633 mm, wovon bis 2009 rund ein Fünftel in den Deponiekörper infiltrierte. Seit 2009 hat die Sickerwasserneubildung kontinuierlich abgenommen und ist inzwischen beinahe völlig zum Erliegen kommen (unter 1 % des Jahresniederschlages).

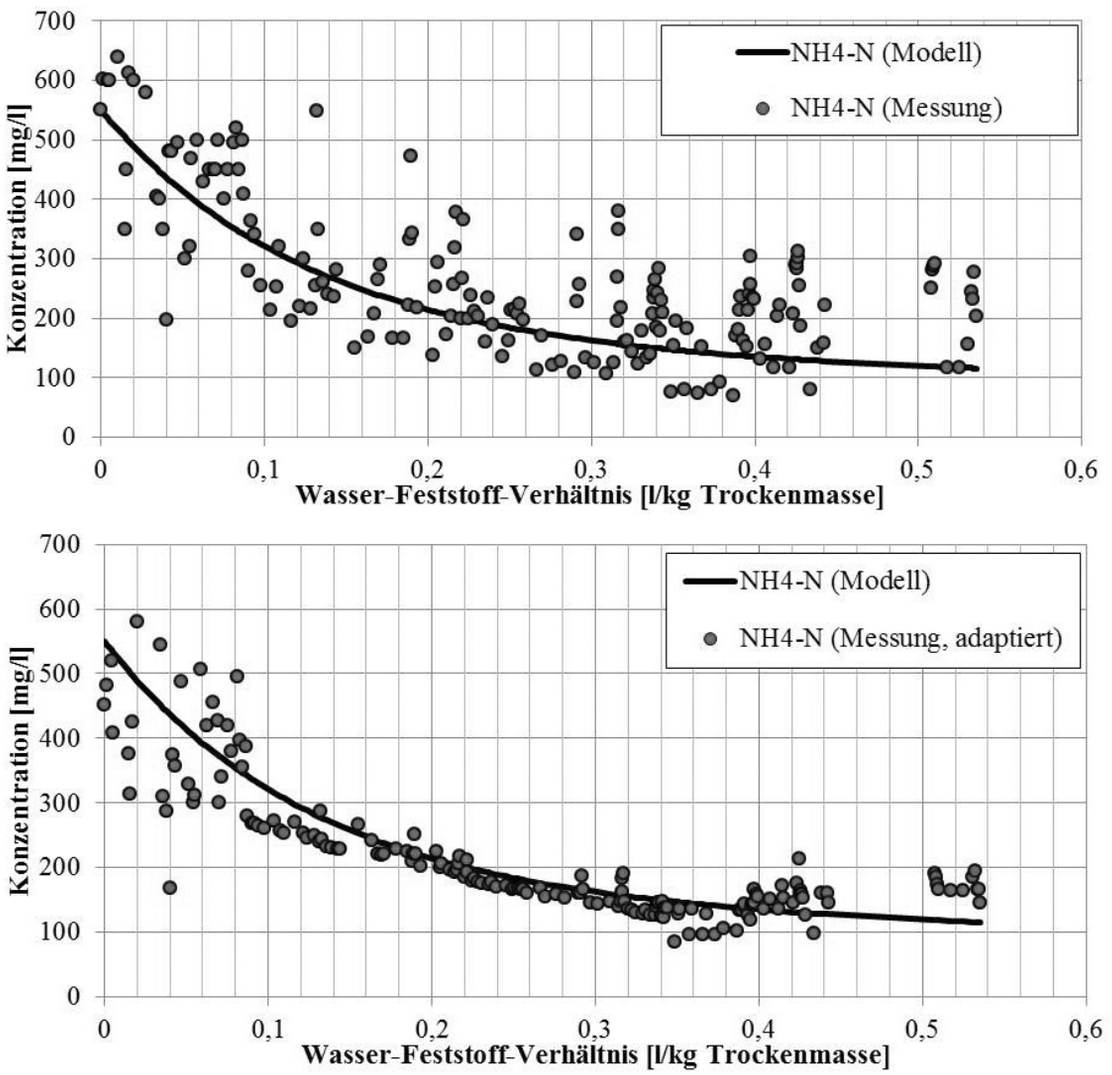


Abb. 1: Vergleich gemessener Ammoniumstickstoffkonzentrationen im Sickerwasser mit den Vorhersagen des Emissionsmodells. Oben: Modellvorhersage vs. Messdaten ohne Korrektur für variierende Abflussverhältnisse; Unten: Modellvorhersage vs. Messdaten umgerechnet auf den mittleren Sickerwasserabfluss.

Zur Untersuchung des Zusammenhangs zwischen Sickerwasserabflussmenge und Sickerwasserzusammensetzung wurde auf Monitoringdaten zurückgegriffen, die im Rahmen von Forschungsprojekten zwischen 2002 und 2009 generiert wurden (Laner et al. 2011). Anhand dieser Daten konnte gezeigt werden, dass der präferentielle Abfluss von Niederschlagswässern durch den Deponiekörper bei hohem Sickerwasserabfluss zu einer Verdünnung des Sickerwassers führt und bei niedrigem Abfluss gelöste Stoffe dadurch in höheren Konzentrationen vorliegen (Fellner et al. 2009). Der inverse Zusammenhang zwischen Sickerwasseranfall und der elektrischen Leitfähigkeit wurde in Verbindung mit regelmäßigen Sickerwasseranalysen dazu genutzt, relevante Sickerwasserparameter, die unter bestimmten Abflussbedingungen gemessen wurden, auf mittlere Abflussverhältnisse (so wie im Emissionsmodell angenommen) umzurechnen. Einerseits wurde dazu ein linearer Zusammenhang zwischen Sickerwasserabfluss und Logarithmus der elektrischen Leitfähigkeit definiert: je höher der Sickerwasserabfluss, desto niedriger die elektrische Leitfähigkeit (log). Außerdem wurden auch für verschiedene Sickerwasserparameter lineare Zusammenhänge mit der elektrischen Leitfähigkeit aus den Messdaten abgeleitet. Diese Zusammenhänge ermöglichen schließlich die Vorhersage relevanter Sickerwasserparameter zu unterschiedlichen Abflussbedingungen ohne diese kontinuierlich messen zu müssen.

In Abb. 1 ist der Effekt der Messdatenanpassung in Bezug auf Ammoniumstickstoff im Sickerwasser der Deponie Breitenau dargestellt. Es ist klar ersichtlich, dass die Berücksichtigung der jeweiligen Abflussverhältnisse (unten in Abb. 1) zu einer deutlich besseren Übereinstimmung zwischen (adaptierten) Messdaten und den Vorhersagen des Emissionsmodells führt. Insgesamt nimmt die Summe der Abweichungsquadrate zwischen Messungen und Modell durch die Anpassung um 60 % ab.

2.2 Intensiviertes Monitoring an drei ehemaligen Hausmülldeponien

An drei ehemaligen Hausmülldeponien in Österreich wurden im Frühjahr 2014 erweiterte Sickerwassermonitoringprogramme implementiert. An jedem der Deponiestandorte werden seitdem die Sickerwasserabflussdynamik (Menge pro Zeit zumindest auf Tagesbasis) und die elektrische Leitfähigkeit im anfallenden Sickerwasser (Messsonden mit Datalogger) kontinuierlich überwacht. Außerdem werden pro Jahr 4 – 6 Analysen der Sickerwasserqualität (Probenahme jeweils direkt aus dem Zulauf) durchgeführt, wobei nur einige Hauptparameter (z.B. el. Leitfähigkeit, Cl, NH_4, TOC, etc.) untersucht werden. Das Ziel der Messprogramme ist es qualitativ hochwertige Daten zum aktuellen Emissionsverhalten der Deponien zu erheben, die eine zuverlässige Prognose zukünftiger Emissionen erlauben. Die Deponien wurden so gewählt, dass die jeweilige Umsetzung Rückschlüsse über die Implementierung eines prozessorientierten Messprogramms an Standorten mit unterschiedlichen Ausgangsbedingungen (Klima, Deponietechnik, Untergrund, ursprüngliches Messprogramm) zulässt.

An allen drei Standorten war eine Implementierungsphase, während der es in erster Linie darum ging, die Messwerte zu plausibilisieren und die Messanordnung etc. –abläufe zu optimieren, von mehr als einem halben Jahr notwendig, bis belastbare Messreihen generiert werden konnten. Nach Abschluss der Implementierungsphase wurden an den Standorten A und C bereits Zeitreihen generiert, die eine detaillierte Analyse der Sickerwasserabflussdynamik und der damit verbundenen Konzentrationen an gelösten Stoffen ermöglichen. Am Standort B waren jedoch noch weitere Anpassungen und Adaptierungen notwendig, sodass auch nach einer Messperiode von mehr als eineinhalb Jahren noch keine Zeitreihen mit aussagekräftigen Daten zum Sickerwasseremissionsverhalten vorlagen. Insgesamt kann festgestellt werden, dass es einer relativ langen Anlauf- und Anpassungsphase (Einbau → Einstellung der Messgeräte → mehrere Zyklen der Messdatenauswertung und Anpassung der Messanordnung) bedurfte bis aussagekräftige Daten zum Abflussgeschehen im Deponiekörper und den damit verbundenen Stofffrachten erzeugt wurden. Die Auswertung der gewonnen Daten zeigte, dass sich die Zusammenhänge zwischen Abflussrate und Zusammensetzung des Sickerwassers mathematisch beschreiben und nachweisen lassen (Abb. 2). Die Messdaten werden in weiterer Folge herangezogen, um Vorhersagen der bestehenden Nachsorgebewertungen bzw. Emissionsmodelle mit den Messdaten zu vergleichen (der Effekt der Abflussdynamik auf die Messdaten kann explizit berücksichtigt werden), wodurch es möglich sein wird, die bestehenden Emissionsprognosen für die Standorte zu validieren bzw. gegebenenfalls an die neuen Daten anzupassen (siehe 2.1).

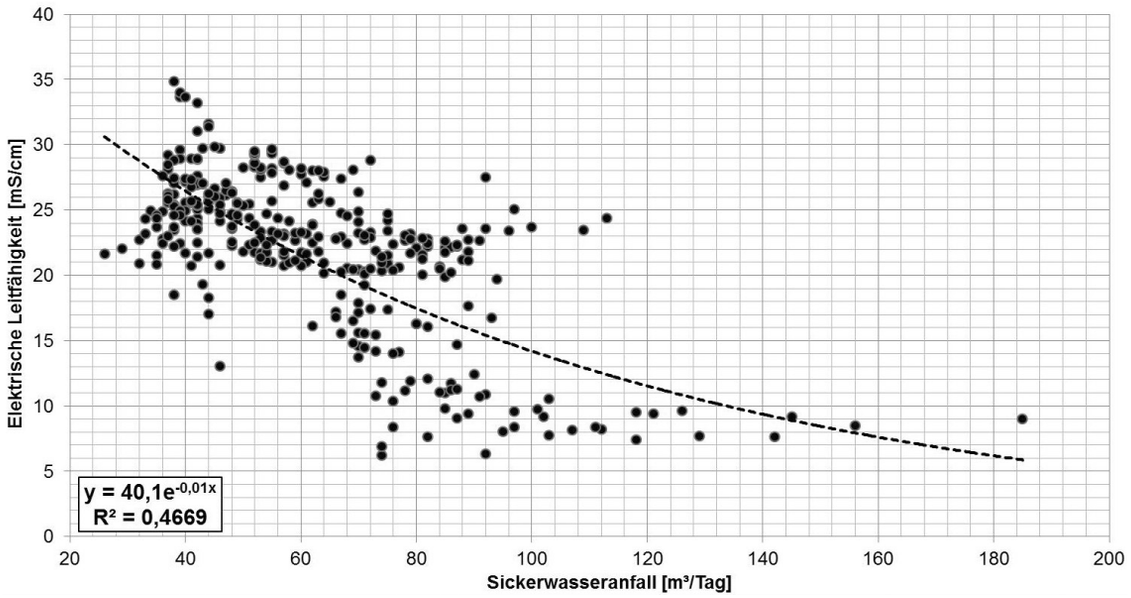


Abb. 2: Exponentieller Zusammenhang zwischen dem Sickerwasseranfall (unabhängige Variable, x) und der elektrischen Leitfähigkeit (abhängige Variable, y) am Standort A.

3 SCHLUSSFOLGERUNG

Die Dynamik des Sickerwasserabflusses bei geschlossenen Deponien erschwert, zum Einen, die Identifikation von Trends in der Sickerwasserbeschaffenheit anhand von Messdaten sowie, zum Anderen, die Erstellung zuverlässiger Emissionsmodelle im Rahmen der Nachsorgeplanung und -bewertung. Daher wurde im Rahmen dieser Arbeit die Nutzung prozessorientierter Monitoringdaten als Basis für die Dokumentation und Modellierung von Entwicklungen der Sickerwasserbeschaffenheit vorgestellt. Außerdem wurden entsprechende Sickerwassermessprogramme an drei ehemaligen Hausmülldeponien beschrieben, die den Deponiebetreibern dazu dienen sollen, den Effekt unterschiedlicher Nachsorgemaßnahmen besser abschätzen zu können und den Erfolg von Maßnahmen (gegenüber Behörden) nachvollziehbar zu dokumentieren. Die validierten bzw. adaptierten Sickerwasseremissionsmodelle werden es den Betreibern schließlich ermöglichen, zielorientierte (sickerwasserseitige) Nachsorgestrategien abzuleiten und die Intensität und Dauer der Sickerwasserbehandlung individuell zu planen.

LITERATUR

DVO (2008) *Verordnung des Bundesministers für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft über Deponien (DVO)*. BGBl. II Nr. 39/2008.

Fellner, J., Döberl, G., Allgaier, G. & Brunner, P.H. (2009) Comparing field investigations with laboratory models to predict landfill leachate emissions. *Waste Management* 29(6): 1844-1851.

Kylefors, K., Andreas, L. & Lagerkvist A. (2003) A comparison of small-scale, pilot-scale and large-scale tests for predicting leaching behaviour of landfilled wastes. *Waste Management* 23(1): 45-59.

Laner, D., Fellner, J. & Brunner, P.H. (2012) Site-specific criteria for the completion of landfill aftercare. *Waste Management and Research* 30 (9 suppl): 88-99.

Laner, D., Fellner, J. & Brunner, P.H. (2011b): Future landfill emissions and the effect of final cover installation - A case study. *Waste Management* 31(7): 1522-1531.

Van Turnhout, A.G., Heimovaara, T.J. & Kleerebezem, R. (2013) Gray box modelling of MSW biodegradation; Revealing its dominant (bio) chemical mechanism. In: *14th International Waste Management and Landfill Symposium*, S.Margherita di Pula, CISA.

Kohlenstoff- und Stickstoffbilanzen bei der in-situ Belüftung von Altablagerungen

C. Brandstätter & R. Prantl
blp GeoServices gmbh, Wien, Österreich

J. Fellner
TU Wien, Institut f. Wassergüte, Ressourcenmanagement und Abfallwirtschaft, Wien, Österreich

KURZFASSUNG: Die in-situ Belüftung von Deponien ist eine Methode, um das Emissionspotential langfristig zu reduzieren. In welchem Ausmaß die Methode tatsächlich zur nachhaltigen Reduktion der Deponieemissionen beitragen kann, lässt sich allerdings aufgrund der hohen Komplexität der Materie schwierig quantifizieren. Eine Möglichkeit zumindest ansatzweise die Reduzierung zukünftiger Emissionen zu beurteilen stellen detaillierte Stoffbilanzen dar. In diesem Beitrag werden sowohl Kohlenstoff- als auch die Stickstoffbilanzen während eines in-situ Belüftungsexperiments präsentiert.
Dabei zeigt sich, dass der Wasserhaushalt einen speziellen Einfluss auf den Belüftungsprozess hat. Überraschenderweise wurde die Kohlenstoffbilanz durch die Wasserführung kaum beeinflusst, während sich ein starker Einfluss auf die Stickstoffbilanz zeigte. Durch optimale Wasserführung konnte im Labor der Prozess in Richtung Denitrifikation und der Bildung von schadlosem N_2 gesteuert werden. Auf der anderen Seite wurde gezeigt, dass ohne Wasserzugabe die Formation von stark klimawirksamen Lachgas (N_2O) verstärkt wird. Die hier präsentierte Arbeit erhöht das Prozessverständnis bei der in-situ Belüftung und soll dabei helfen, das Verfahren zukünftig besser beurteilen zu können.

1 EINLEITUNG

Deponien sind sehr uneinheitliche Strukturen, u.a. wegen der großen Unterschiede im abgelagerten Abfall, dem Alter, klimatischen Gegebenheiten und der verwendeten Deponietechnik. Es lassen sich nichtsdestotrotz allgemeine Gesetzmäßigkeiten ableiten. Alte Hausmüllablagerungen z.B., die nicht vorbehandelte Abfälle enthalten, können jahrhundertelang problematische Stoffe über das Sickerwasser emittieren (Laner et al. 2012), während man davon ausgeht, dass Deponiegasemissionen mehrere Jahrzehnte nach Ablagerungsende ein umweltverträgliches Maß erreichen.

Das vergleichsweise langfristig problematische Sickerwasser wird hauptsächlich durch Regenwasser gebildet, das während des Transports durch die Deponie Schadstoffe löst und aufnimmt. Die massenmäßig bedeutendsten Stoffe, die über das Sickerwasser gelöst und ausgewaschen werden sind Chlorid (Cl), Ammonium (NH_4) und kohlenstoffhaltige Verbindungen (TOC, BSB_5 und CSB). Von diesen drei Substanzklassen ist NH_4 am bedeutendsten, weil es erstens toxisch für aquatische Organismen ist. Zweitens wird NH_4 nicht nur wie etwa Cl ausgewaschen, sondern auch über den biologischen Abbau der organischen Substanz in der Deponie nachgeliefert. Drittens kommt es im anaeroben Milieu der Deponie zu einer Anreicherung von NH_4, während beispielsweise kohlenstoffhaltige Verbindungen, wenn auch langsam, zu CO_2 und CH_4 abgebaut werden können. Die Anreicherung entsteht durch die Mineralisation von organischen Verbindungen, wobei NH_4 als Endprodukt entsteht. Die Nitrifikation als möglicher Reduktionspfad kann im anaeroben Milieu nicht stattfinden.

Deponiegas (CH_4 + CO_2) entsteht durch den anaeroben/anoxischen mikrobiellen Abbau von organischer Substanz. Besonders in den frühen Deponiephasen ist die Bildungsrate vergleichsweise hoch. Im Gegensatz zum Sickerwasser, wo die Umweltbedrohung in erster Linie von lokaler Bedeutung ist, betreffen die gasförmigen Emissionen von Deponien verstärkt das globale

Klima, da Methan ein starkes Treibhausgas darstellt. Es kann aber auch zur Beeinträchtigung von nahe gelegenen Gebäuden kommen, z.B. durch Erstickungs- oder Explosionsgefahr in Kellerräumen. In jüngeren Hausmülldeponien kann das Deponiegas als Energieträger genutzt werden, bei älteren Deponien funktioniert das wesentlich schlechter. Einerseits werden die Leitungen zu den Gasbrunnen weniger leistungsfähig, und andererseits nimmt die Gasbildungsrate im Zeitverlauf exponentiell ab.

Diese zeitliche Phase, wenn die Deponiegasnutzung nicht mehr rentabel ist, und immer noch Sickerwasseremissionen entstehen, eignet sich besonders gut für emissionsmindernde Maßnahmen. Zu solchen Maßnahmen zählen zum Beispiel das Flushing, wobei Deponien mit Wasser ausgewaschen werden, oder die in-situ Belüftung, wo (Luft-)Sauerstoff in den Deponiekörper eingebracht wird. Obwohl die Technik der in-situ Belüftung in jüngerer Zeit häufiger angewandt wird (Ritzkowski & Stegmann 2012), bleibt es eine Herausforderung, den Erfolg der Methode zu bewerten. In dem gegenständlichen Beitrag werden eine direkt geschlossene Kohlenstoffbilanz und eine indirekt geschlossene Stickstoffbilanz von einem Belüftungsexperiment im Labormaßstab präsentiert. Die Ergebnisse tragen wesentlich dazu bei, das Potential der Maßnahme zu beleuchten, die ablaufenden Prozesse besser zu verstehen und letztlich Grundlagen für eine fundierte Bewertung der Methode in-situ Belüftung von Deponien zu schaffen.

2 METHODEN

2.1 Experimenteller Aufbau

Die Altlast Heferlbach (Altlast N58) bei Mannswörth wird aktuell mittels einer in-situ Belüftung gesichert. Die Altlast wurde bis 1974 geschüttet, und umfasst etwa 240.000 m³, wobei der größte Teil (etwa 60 %) durch Haushaltsabfälle gebildet wurde. Im Zuge der Sicherung wurde ein Labor-Experiment durchgeführt, in erster Linie, um die unter Idealbedingungen erreichbare biologische Abbaubarkeit des Materials zu bestimmen. Das Material für dieses zweijährige Labor-Experiment wurde der Altlast vor dem Belüftungsstart entnommen, abgesiebt (< 20 mm), homogenisiert und in sechs Deponiesimulationsreaktoren (DSR, Abb. 1) eingebaut.

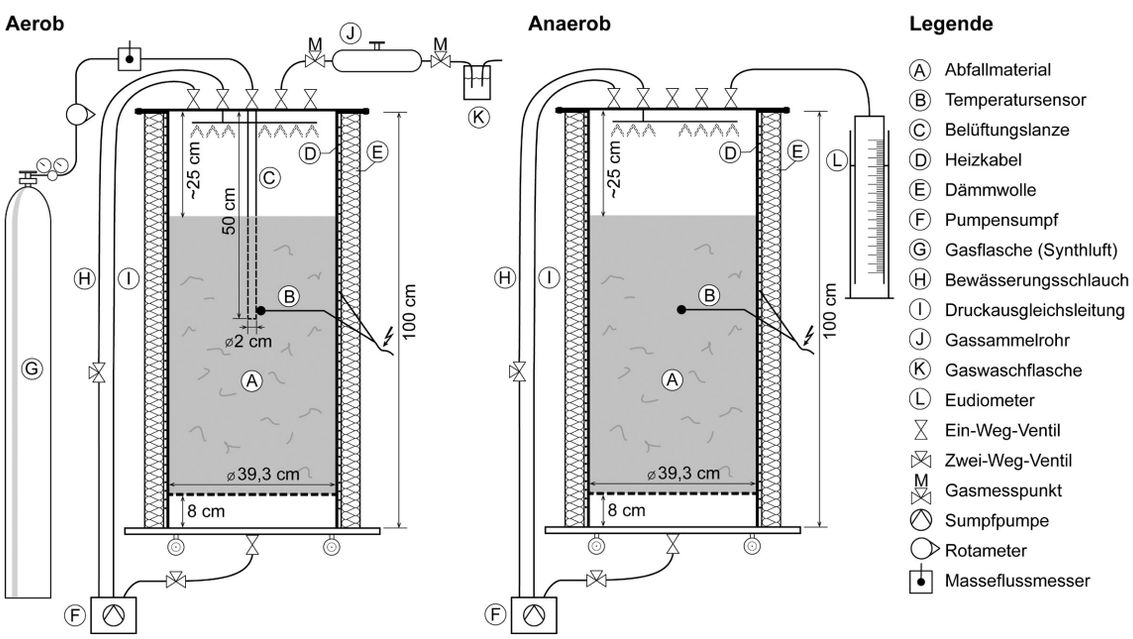


Abb. 1: Experimenteller Aufbau – Anmerkungen: Bei den aeroben Reaktoren gab es je eine gesättigte und trockene Reaktorführung. Modifiziert und übersetzt nach (Brandstätter et al. 2015a).

Das Experiment wurde im Duplikat unter drei unterschiedlichen Randbedingungen durchgeführt: jeweils zwei Reaktoren wurden bewässert + belüftet, zwei trocken belüftet und zwei Reaktoren wurden anaerob bewässert gefahren. Die Entscheidung, bei zwei Reaktoren kein Wasser zuzugeben wurde getroffen, um den relativ trockenen Feldbedingungen möglichst nah zu kommen. Bei den feucht geführten Reaktoren wurde Wasser bis zur Sättigung (Feldkapazität) zugegeben, um möglichst konstante Bedingungen über die Versuchsdauer zu erhalten. Die Reaktortemperatur wurde auf etwa 36 °C geregelt. Die Gesamtdauer des Experiments betrug 823 Tage, wobei in den ersten 92 Tagen alle Reaktoren anaerob betrieben wurden.

2.2 Probenahme und Analytik

Insgesamt wurden etwa 90 kg Frischgewicht pro Reaktor eingebaut, und über den gesamten Zeitraum wurden etwa 53 Liter Wasser zugegeben. Bei den aeroben Reaktoren wurden im Versuchszeitraum etwa 40 m^3 Luft den Reaktoren zugeführt, was am Ende des Experiments zu einem Luft-/Feststoff-Verhältnis von etwa 560 L/kg geführt hat. Die Messung des Luftvolumenstroms erfolgte kontinuierlich durch digitale Masseflussmesser, deren Messprinzip auf der thermischen Leitfähigkeit des Mediums beruht. Bei den anaeroben Reaktoren wurde die Gasbildung anhand von Eudiometern bestimmt (Abb. 1). Dabei wurde das Gasvolumen von in einer sauren Lösung schwimmenden Messzylindern abgelesen. Die Messzylinder wurden mit den anaeroben Reaktoren mit einem PVC-Schlauch verbunden, und danach wurden die entsprechenden Ventile manuell geöffnet.

Im Laufe des Experiments wurden den jeweiligen Reaktoren Gas-, Sickerwasser und Feststoffproben entnommen (Tab. 1). Bei den trocken geführten Reaktoren wurden entsprechend keine Sickerwasserproben entnommen. Feststoffproben wurden zu Beginn, bei den belüfteten Reaktoren in der Mitte des Experiments (nach 389 Tagen) und am Ende mit drei Replikaten/Reaktor entnommen. Bei den Feststoffproben wurden auch Eluationsversuche (dest. Wasser, 24 Stunden Schütteln) durchgeführt, um das vorhandene Emissionspotential des Feststoffs in die flüssige Phase zu bestimmen.

Tab. 1: Probenahmen und für die Stoffbilanzen gemessenen Variablen pro Reaktor.

Oberkategorie	Phase	Variable	Anzahl Proben		
Bedingung			belüftet +bewässert	trocken belüftet	anaerob +bewässert
Kohlenstoff	Gas	CH_4			~ 350
		CO_2			
	Sickerwasser	TOC	27	-	27
	Feststoff	TC	9	9	6
		TOC			
		TOC-Eluat			
		Zellulose			
		„Lignin“			
Stickstoff	Gas	NH_3	kont.	kont.	~ 20
		N_2O			52
	Sickerwasser	NH_4	27	-	27
		NO_3			
		TN			
	Feststoff	TN	9	9	6
		TN-Eluat			
		NO_3-Eluat			
		NH_4-Eluat			
		TN-Eluat			

kont. = kontinuierlich.

2.2.1 Kohlenstoff

Die jeweiligen Gaskonzentrationen wurden werktäglich mit einem mobilen Messgerät (GFM 400, Gas Data Limited, Coventry, UK) bestimmt. Der TOC im Feststoff wurde mit einer indirekten Methode (TC-TIC) unter Verwendung eines Elementaranalysators (MACRO CHNS Analysator, Elementar Analysensysteme GmbH, Hanau, Germany) bestimmt. Die Sickerwasserkonzentrationen an TOC wurden in Abstimmung mit der Norm DIN EN 1484 (1997) gemessen.

2.2.2 Stickstoff

Um Ammoniak (NH_3) bei den belüfteten Reaktoren zu bestimmen, wurden den Abluftströmen jeweils Säurefallen nachgeschalten. Diese wurden pro Reaktor zehn Mal ausgetauscht und auf den NH_4-Gehalt hin gemäß der Norm DIN EN ISO 11732 (2005) untersucht. Bei den anaeroben Reaktoren wurden etwa 20 mal Dräger-Prüfröhrchen angewandt. Der Anteil an gasförmigen N_2 wurde indirekt über die gesamte N-Bilanz bestimmt. Die Lachgas-Konzentrationen wurden mit einem Gaschromatographen (HP 5890 Series II, USA, 63Ni-Elektroneneinfang-Detektor) am Bundesforschungszentrum für Wald gemessen.

Im Sickerwasser und in den Eluaten wurden pro Probe und Reaktor die Konzentrationen an NH_4, Nitrat (NO_3) und Gesamtstickstoff (TN) bestimmt. Zugrunde gelegt wurden die Normen DIN EN ISO 11732 (2005), DIN EN ISO 13395 (1996) und TN DIN EN ISO 11905-1 (1998). Der Feststoffgehalt an TN wurde ebenfalls über den Elementaranalysator wie beim Kohlenstoff bestimmt. Weitere Details zu den verwendeten Messmethoden für Kohlenstoff und Stickstoff, auch zur Messung von „Lignin“, einer Lignin-ähnlichen Substanz und Zellulose finden sich in der Literatur (Brandstätter et al. 2015a) und (Brandstätter et al. 2015b).

3 ERGEBNISSE

3.1 Kohlenstoff

Die Kohlenstoffbilanz des Experiments konnte vergleichsweise gut geschlossen werden, was die Ergebnisse belastbar macht. Im Schnitt gelang es, weniger als 5 % des anfänglichen TOCs (im Schnitt etwa 4.900 g/Reaktor) als Bilanzfehler zu verbuchen. Im Laufe des Experiments wurde bei allen Reaktoren die anfänglich noch vorhandene Zellulose aufgebraucht (Abb. 2). Bei den aeroben Reaktoren konnte der Aufbau einer ligninartigen Substanz beobachtet werden, was auf eine zunehmende biologische Stabilisierung des Materials hindeutet. Am interessantesten war, dass in unserem Versuch bei der Niederdruckbelüftung, die Zugabe von Wasser keinen Effekt auf den Kohlenstoff-Kreislauf zeigte; der C-Austrag war bei den allen belüfteten Reaktoren etwa gleich groß. Der Einfluss von Wasser auf die in-situ Belüftung war bereits Ziel mannigfaltiger Untersuchungen (Prantl et al. 2006), (Hrad et al. 2012) und es ist bekannt, dass beim aeroben mikrobiellen Abbau von organischer Substanz Wasser entsteht. Dennoch hatten wir a-priori einen hemmenden Einfluss der trocknenden Luftströmung auf den Abbau erwartet.

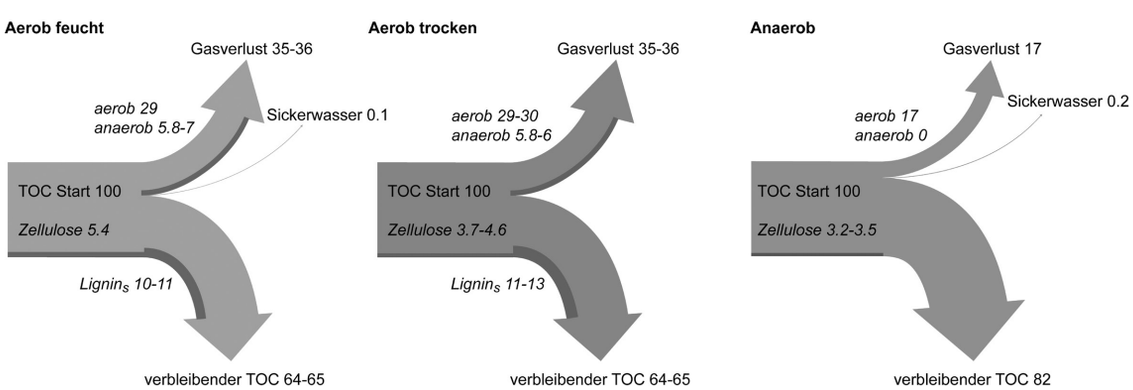


Abb. 2: Relative Kohlenstoffbilanz der in-situ Belüftung. Übersetzt nach (Brandstätter et al. 2015a).

Der C-Austrag bei den aeroben Versuchen war in etwa doppelt so hoch wie bei den anaeroben im Vergleichszeitraum und der Sickerwasseraustrag ist, wie erwartet, für die Kohlenstoffbilanz bei der in-situ Belüftung zu vernachlässigen. Durch die Belüftung kam es zu einer erheblichen Reduktion der Methanemissionen und durch die Zunahme einer ligninartigen Fraktion konnte die zunehmende Stabilisierung des Materials nachgewiesen werden.

3.2 Stickstoff

Die anfängliche Menge an TN im Feststoff betrug im Durchschnitt etwa 230 g/Reaktor. Bei der Stickstoffbilanz konnte die Bilanzgröße N_2 indirekt berechnet werden, da alle anderen bedeutenden N-Spezies gemessen wurden. Im Gegensatz zur Kohlenstoffbilanz konnte bei der N-Bilanz ein großer Einfluss durch die Wasserführung festgestellt werden. So spielte der Austrag im Sickerwasser für den Stickstoff eine weitaus bedeutendere Rolle (Abb. 3) als beim Kohlenstoff. Das anaerobe Milieu konnte einigermaßen über den langen Zeitraum gehalten werden, da die NH_4 Konzentration im Eluat bei den aeroben Reaktoren minimiert wurde, während sie bei den anaeroben Reaktoren relativ hoch blieb. Außerdem gab es bei den aeroben Reaktoren eine starke Zunahme an Nitrat, nicht jedoch bei den anaeroben.

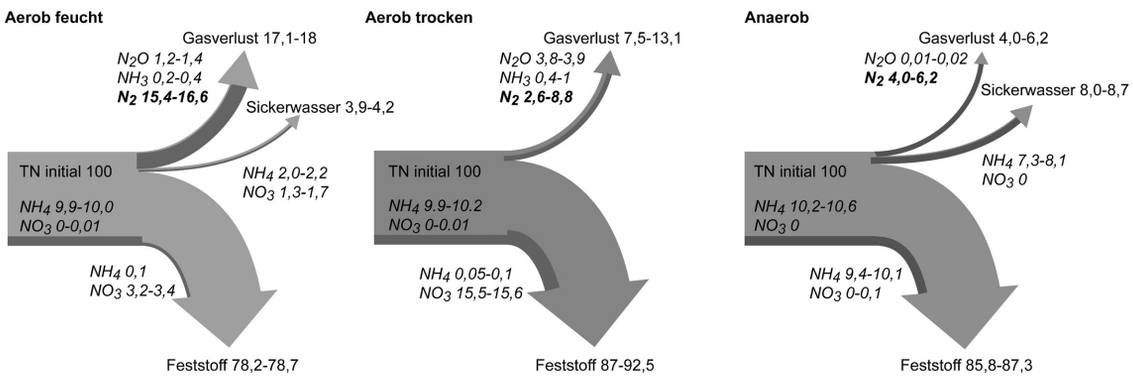


Abb. 3: Relative Stickstoffbilanz der in-situ Belüftung. Übersetzt nach (Brandstätter et al. 2015b).

Große Unterschiede ergaben sich bei den aeroben Reaktoren beim Nitrat, das bei den trocken geführten Reaktoren akkumuliert wurde, beim Lachgas (N_2O), und beim durch Denitrifikation gebildeten N_2. In der aerob feucht geführten Versuchsreihe konnten etwa 15 % des anfänglich vorhandenen Stickstoffs schadlos als N_2 emittiert werden. Wir konnten das auf den Einfluss der Versuchsbedingungen zurückführen; durch die Akkumulation des Sickerwassers am Reaktorboden vor den jeweiligen Probenahmen wurden exzellente Bedingungen für Denitrifikation geschaffen (Brandstätter et al. 2015b). Gravierende Unterschiede ergaben sich auch beim N_2O, was ein äußerst potentes Treibhausgas darstellt. Durch den Mangel an leicht abbaubaren E-Donoren und einer Akkumulation von NO_3 wurden bei den aerob trocken geführten Reaktoren gute Bedingungen für die Lachgasbildung geschaffen.

4 SCHLUSSFOLGERUNG BZW. ZUSAMMENFASSUNG

Wie schon aus der Literatur bekannt, hat die Wassersituation einen erheblichen Einfluss auf die Methode der in-situ Belüftung. Es konnte gezeigt werden, dass die Addition von Wasser im Laborexperiment nahezu keine Auswirkungen auf die Kohlenstoffbilanz, aber große Auswirkungen auf die Stickstoffbilanz hatte. Durch die Sickerwasserrezirkulation und relativ lange Retentionszeiten des Sickerwassers konnten gute Bedingungen für die Denitrifikation geschaffen werden. Dadurch konnten in unserem Experiment etwa $^1/_6$ des anfänglich vorhandenen Stickstoffs zu schadlosem N_2 umgewandelt werden. Jedoch herrscht unter typischen im Feld vorkommenden Bedingungen der trockenen in-situ Belüftung eine Situation vor, die die Formation von N_2O begünstigt.

Die dadurch entstehenden Treibhausgasemissionen befinden sich in einer vergleichbaren Größenordnung mit der Einsparung durch die Verhinderung der anaeroben Methanbildung durch die Belüftung. Die hier vorgestellte Arbeit soll dazu beitragen, das Potential der Methode der in-situ Belüftung zukünftig besser beurteilen zu können.

LITERATUR

Brandstätter, C., Laner, D. & Fellner, J. (2015a) Carbon pools and flows during lab-scale degradation of old landfilled waste under different oxygen and water regimes. *Waste Management,* 40, 100–111.

Brandstätter, C., Laner, D. & Fellner, J. (2015b) Nitrogen pools and flows during lab-scale degradation of old landfilled waste under different oxygen and water regimes. *Biodegradation,* 26(5), 399–414. http://doi.org/10.1007/s10532-015-9742-5.

DIN EN ISO 11732-4 (2005) *Wasserbeschaffenheit—Bestimmung von Ammoniumstickstoff—Verfahren mittels Fliessanalytik (CFA und FIA) und spektrometrischer Detektion.*

DIN EN ISO 11905-1 (1998) *Wasserbeschaffenheit—Bestimmung von Stickstoff—Teil 1: Bestimmung von Stickstoff nach oxidativem Aufschluß mit Peroxodisulfat.*

DIN EN ISO 13395 (1996) W*asserbeschaffenheit—Bestimmung von Nitritstickstoff, Nitratstickstoff und der Summe von beiden mit der Fließanalytik (CFA und FIA) und spektrometrischer Detektion.*

DIN EN 1484 (1997) *Wasseranalytik – Anleitungen zur Bestimmung des gesamten organischen Kohlenstoffs (TOC) und des gelösten organischen Kohlenstoffs (DOC).*

Hrad, M., Huber-Humer, M., Wimmer, B. & Reichenauer, T.G. (2012) Design of top covers supporting aerobic in situ stabilization of old landfills - An experimental simulation in lysimeters. *Waste Management,* 32(12), 2324–2335. http://doi.org/10.1016/j.wasman.2012.06.004.

Laner, D., Crest, M., Scharff, H., Morris, J.W. & Barlaz, M.A. (2012) A review of approaches for the long-term management of municipal solid waste landfills. *Waste Management*, 32(3), 498-512.

Prantl, R., Tesar, M., Huber-Humer, M. & Lechner, P. (2006) Changes in carbon and nitrogen pool during in-situ aeration of old landfills under varying conditions. *Waste Management,* 26(4), 373–380. http://doi.org/10.1016/j.wasman.2005.11.010.

Ritzkowski, M. & Stegmann, R. (2012) Landfill aeration worldwide: Concepts, indications and findings. *Waste Management*, 32(7), 1411–1419. http://doi.org/10.1016/j.wasman.2012.02.020.

FTIR-Sickerwasseranalysen für Monitoring von Altablagerungen und Deponien

S. Lenz, K. Böhm, E. Binner, R. Ottner & M. Huber-Humer
Universität für Bodenkultur, Institut für Abfallwirtschaft, Department Wasser-Atmosphäre-Umwelt, Wien, Österreich

KURZFASSUNG: Ein zentrales Anliegen der Europäischen Abfallwirtschaftspolitik ist das Minimieren und Monitoring von Deponieemissionen. Die von Altablagerungen und Deponien ausgehenden Emissionen (Gas und Sickerwasser) und das damit verbundene Gefährdungspotential werden maßgeblich vom Abbaugrad der organischen Substanz und deren Stabilität beeinflusst. Durch in-situ Aerobisierung kann der Stabilisierungsprozess beschleunigt, und somit der Nachsorgezeitraum deutlich verkürzt werden. Um einen Sanierungserfolg nachzuweisen, werden derzeit Deponiegasmessungen, Feststoffbeprobungen sowie die Untersuchung konventioneller Parameter im Sickerwasser durchgeführt. Die konventionellen Sickerwasserparameter bilden den Stabilisierungserfolg bisher aber nur unzureichend ab. FTIR (Fourier Transform Infrarot)-Spektroskopie ermöglicht eine ganzheitliche Charakterisierung von Sickerwasserproben. Mithilfe multivariater Datenauswertungen können Sickerwässer aerober Deponiebedingungen klar von jenen anaerober Bedingungen abgegrenzt werden. Vorhersagemodelle ermöglichen die rasche und gleichzeitige Bestimmung der für den Nachsorgezeitraum relevanten Parameter NH_4-N, NO_3-N, DOC (dissolved organic carbon) und SO_4-S.

1 EINLEITUNG

Kontrolle und Monitoring von Emissionen aus Altablagerungen und Deponien sind wichtige Aspekte der europäischen Umweltpolitik (EU-Richtlinie 1999, EU-Richtlinie 2008). Die von Altablagerungen und Deponien ausgehenden Emissionen und das damit verbundene Gefährdungspotential werden maßgeblich vom Abbaugrad der organischen Substanz und deren Stabilität beeinflusst. Überwiegend anaerober Abbau biogener Abfälle in Deponien und Altablagerungen führt während eines langen Zeitraumes zur Bildung von Deponiegas (hauptsächlich CH_4 und CO_2) und flüssigen Abbauprodukten (NH_4-N, organischer Kohlenstoff) (Bogner 1998), (Krümelbeck 2000), (Scharff & Jacobs 2006). Um die Dauer der Nachsorgephase, welche über 30 Jahre dauern kann, sowie den Erfolg von Sanierungsmaßnahmen abzuschätzen, sind aussagekräftige und leicht anwendbare Monitoringtools erforderlich (ÖWAV 2008). Um die Stabilität organischer Substanz in Deponien zu charakterisieren, werden häufig biologische Testmethoden, welche für die Untersuchung von MBA-Material (mechanisch biologisch behandelte Abfälle) bereits obligatorisch sind (BMLFUW 2008), durchgeführt (Ritzkowski & Stegmann 2013), (Tintner et al. 2012). Im aeroben Milieu wird die Atmungsaktivität der Mikroorganismen über 4 Tage untersucht (AT4), im anaeroben Milieu die Gasbildung über 21 Tage (GS_{21}). Infrarotspektroskopie stellt eine weitere Möglichkeit dar, um organische Substanz von Abfällen zu charakterisieren (Smidt et al. 2002).

Da sich die Durchführung von Feststoffanalysen abgelagerter Abfälle aus verschiedensten Gründen schwierig gestalten kann (z.B. repräsentative Probenahme, Durchörterung der Oberflächenabdeckung) und diesbezüglich keine gesetzlichen Vorgaben (Grenzwerte) existieren, sind dazu bisher nur wenige Daten vorhanden. Hingegen sind die Erfassung und Kontrolle der Emissionen (Sickerwasser- und Gaspfad) sowie des Setzungsverhaltens bereits jetzt zwingend vorgeschrieben (BMLFUW 2008), (ÖWAV 2008). Kenntnisse über die Sickerwasserzusammensetzung sind nicht nur wichtig für die Wahl der passenden Sickerwasserbehandlung, sie liefern auch wichtige Informationen über Vorgänge im Deponiekörper und erleichtern Vorhersagen über Langzeitauswirkungen von Deponien. Deponiesickerwässer enthalten hohe Konzentrationen an gelöster organischer Substanz (DOC) aber auch anorganische Komponenten, Schwermetalle und

xenobiotische Substanzen. In Bezug auf ihre Inhaltsstoffe und deren Konzentrationen weisen Deponiesickerwässer große Schwankungsbreiten auf. Die Belastung des Sickerwassers, insbesondere der Ammonium- bzw. der DOC-Gehalt spiegelt das Alter der Deponie (Krümpelbeck 2000), (Kulikowska & Klimiuk 2008) sowie den Erfolg von Sanierungsmaßnahmen wie zum Beispiel in-situ Aerobisierung wieder (Prantl et al. 2006), (Ritzkowski et al. 2006). Allerdings sind konventionelle Sickerwasseranalysen zeitaufwändig und bilden die Stabilität organischer Substanz im Feststoff nur unzureichend ab. In der vorliegenden Studie wurden Sickerwässer sowohl konventionell als auch spektroskopisch untersucht. Bereits in der Vergangenheit wurde FTIR-Spektroskopie als vielversprechendes Tool zur Charakterisierung von Deponiesickerwasser angewandt (Gamperling et al. 2009), (Smidt & Meissl 2007).

2 MATERIAL UND METHODEN

2.1 Material, Probenahme und -aufbereitung

In einem vom Land NÖ geförderten EFRE-Projekt wurden unter Koordination des AIT-Austrian Institute of Technology fünf ehemalige niederösterreichische Hausmülldeponien, die zum Teil als Massenabfalldeponien weiterbetrieben werden (Deponie 1 bis 5), sowie eine ehemals in-situ aerobisierte Deponie (Deponie 6) und ein belüftetes Altlastenlysimeter mit vier unterschiedlichen Abdeckungsmaterialien (Kammern K-A, K-B, K-C, K-D) beprobt. Die Beprobung der Deponien erfolgte in einem vierteljährlichen Intervall über einen Zeitraum von 15 Monaten.

Abb. 1: Probenahme und Homogenisierung von Material I (links und Mitte), Versuchsanordnung aerober bzw. anaerober DSR (Deponiesimulationsreaktoren) (rechts).

Um die Eigenschaften des Feststoffs in einem Abfallkörper mit der Sickerwassercharakteristik bzw. deren zeitlicher Entwicklung in Beziehung setzen zu können, wurden unter standardisierten Bedingungen im Labor Versuche in DSR (Deponiesimulationsreaktoren) durchgeführt. Im Zeitraffereffekt wurde die langfristige Entwicklung von zwei unterschiedlichen Ablagerungsmaterialien klassischer niederösterreichischer „Hausmülldeponien“ untersucht. Während es sich bei Material I um „klassischen Hausmüll“ handelte, setzte sich Material II aus Hausmüll und Sperrmüll zusammen. Bei beiden Materialien handelte es sich um etwa zehn Jahre anaerob gelagertes Material, das vor Ort auf < 20 mm gesiebt, homogenisiert und in 9 (Mat. I) bzw. 10 (Mat. II) DSR eingebaut wurde. Ein Teil der Säulen wurde anaerob betrieben, ein Teil belüftet (Abb. 1). Regelmäßig wurde Niederschlag simuliert (Aufgaben von 375 ml Deionat). Die gewonnenen Sickerwässer wurden sowohl mittels konventioneller Analytik als auch mit FTIR-Spektroskopie untersucht. Sickerwasserspektren bieten einen Gesamtüberblick über Sickerwasserproben und bestehen aus einer Fülle von Informationen, die mit dem „freien Auge“ oft schwer auszumachen sind. Mithilfe multivariater Datenanalyse können optisch nicht mehr wahrnehmbare Unterschiede aufgezeigt und quantitative Aussagen ermöglicht werden.

2.1.1 Analysen

Die Untersuchungen der Sickerwässer wurden unter Einhaltung österreichischer und europäischer Standards durchgeführt.

Tab. 1: Normen und Messprinzipien für die Bestimmung der Parameter NH_4-N, NO_3-N, DOC und SO_4-S.

Parameter	Norm	Messprinzip	Einheit
NH_4-N	ÖNORM EN ISO 11732	Nasschemisch, UV	mg l^{-1}
NO_3-N	ÖNORM EN ISO 10304-1:2009-07	Nasschemisch, Ionenchromatographie	mg l^{-1}
DOC	EN 1484/ DIN 38409-H3	Nasschemisch, UV, Küvettentest	mg l^{-1}
SO_4-S	ÖNORM EN ISO 10304-1:2009-07	Nasschemisch, Ionenchromatographie	mg l^{-1}

2.1.2 Infrarotspektroskopie

Abgeschwächte Totalreflexion (ATR-Attenuated Total Reflextion) FTIR-Spektroskopie der Sickerwasserproben wurde mithilfe eines Vertex 70 HTS-XT Spektrometers der Firma Bruker durchgeführt, dessen MCT Detektor mit flüssigem Stickstoff gekühlt wurde. Die Bio ATR II Zelle wurde mit Trockenluft gespült und auf 20 °C temperiert. Je 20 µl Probe wurden im mittleren Infrarotbereich (Wellenzahl 4.000-850 cm-1) bei einer Auflösung von 4 cm^{-1} gemessen. Für jedes Spektrum wurden 32 Scans gemittelt und gegen UHQ (ultra-high quality) - Wasser abgeglichen.

2.1.3 Multivariate Datenanalyse

Multivariate Verfahren wollen die in einem Datensatz enthaltene Zahl der Variablen und/oder Beobachtungen reduzieren, ohne die darin enthaltene Information wesentlich zu verlieren. Mittels Hauptkomponentenanalyse (PCA – Principal Component Analysis) wurden wesentliche Strukturen der Datensätze veranschaulicht. Bei einer PCA werden aus Variablen mit vielen Eigenschaften einige wenige latente Faktoren extrahiert, die für diese Eigenschaften bestimmend sind. Mathematisch wird eine Hauptachsentransformation durchgeführt. Die Korrelation mehrdimensionaler Merkmale wird durch Überführung in einen Vektorraum mit neuer Basis minimiert. Die Hauptachsentransformation lässt sich durch Matrices ausdrücken. Mit Hilfe der PCA (Scoresplot) kann die Datenstruktur anschaulich dargestellt werden. Bei Auswertungen von Infrarotspektren sind in den Faktorladungen (Loadingsplots) der verschiedenen Hauptkomponenten jene Bandenbereiche zu erkennen, die zur Auftrennung der Proben in der jeweiligen Hauptkomponente beitragen. Alle Auswertungen erfolgten mit dem Programm Unscrambler, Version 9.2. Mithilfe multivariater Regression (Partial Least Squares Regression = PLS-R) wurden Spektren und nasschemisch bestimmte Parameter über einen funktionalen Zusammenhang verbunden. PLS-Modelle basieren auf den Hauptkomponenten sowohl der unabhängigen Variablen X, als auch der abhängigen Variablen Y. Die zentrale Idee besteht darin, für die Matrices X und Y die Hauptkomponenten getrennt zu berechnen und ein Regressionsmodell zwischen den Hauptkomponenten (und nicht den Originaldaten!) zu erstellen. Für Vorhersagen von Parametern aus dem Infrarotspektrum bilden die Spektrendaten die Datenmatrix X und die vorherzusagenden Parameter die Datenmatrix Y, wie z.B. Analysenwerte für Ammonium oder Nitrat. Die Vorhersagemodelle wurden mit der Software OPUS 6.0 Quant der Firma Bruker erstellt.

3 ERGEBNISSE UND DISKUSSION

Die Stabilisierung organischer Substanz kann durch in-situ Aerobisierung deutlich beschleunigt werden. Ab- und Umbauprozesse verändern die chemische Zusammensetzung des Abfalls sowie des Deponiesickerwassers. FTIR-Spektren bilden diese Veränderungen ab. Moleküle die beispielsweise S-H Gruppen beinhalten, werden zu Sulfat oxidiert, N-H Gruppen zu Nitrat. Auch der sich ändernde Gehalt an Ammonium sowie an DOC ist in den Spektren sichtbar. Abb. 2 vergleicht Sickerwasserspektren aerober und anaerober Prozessbedingungen. Sickerwasser anaerober Bedingungen weist ausgeprägte Banden im Wellenzahlenbereich ≥ 3.000 und 1.620 bis 1.360 cm^{-1} (organische Substanz) auf. Der Wellenzahlenbereich ≥ 3.000 cm^{-1} wird N-H Schwingungen von Ammonium zugeordnet. Hohe NH_4-N Konzentrationen sind charakteristisch für Sickerwässer anaerober Bedingungen. Sickerwasser belüfteter Abfälle ist durch einen prägnanten Peak bei 1100 cm^{-1} (S-O Schwingungen von Sulfat) gekennzeichnet. Nach Start der Belüftung, wenn das Material noch nicht vollständig aerobisiert ist (Übergangsphase), weisen Sickerwässer sowohl aerobe als auch anaerobe Charakteristika auf.

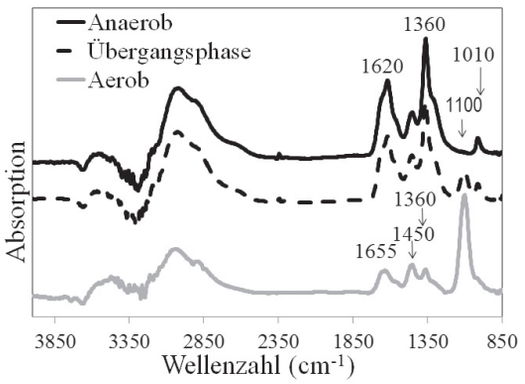


Abb. 2: Sickerwasserspektren aerober und anaerober Bedingungen sowie aus der Übergangsphase.

Um auch Unterschiede der Spektren die nicht so eindeutig sichtbar sind zu berücksichtigen, wurde eine Hauptkomponentenanalyse durchgeführt (Abb. 3). Sickerwasser anaerober Bedingungen trennt sich entlang der ersten Hauptkomponente (72 %) klar von Sickerwässern aerober Bedingungen ab. Auch Abfälle, welche erst kurz belüftet wurden, können unterschieden werden; ihre Sickerwässer bilden ebenfalls eine eigene Gruppe. Sickerwässer anaerober Bedingungen welche unmittelbar nach dem Einbau des Materials in die Versuchssäulen gewonnen wurde, gliedern sich – vermutlich aufgrund von Schwebstoffen – ebenfalls in eine eigene Gruppe. Der Loadingsplot zeigt, welche Wellenzahlenbereiche für die Gruppierungen im Scoresplot verantwortlich sind. Entlang der ersten Hauptkomponente sind dies die Wellenzahlenbereiche > 3.000 cm^{-1} (N-H) und 1.360 cm^{-1} (N-O), entlang der zweiten HK die Bereiche 3.060 cm^{-1} (N-H), 1.550 cm^{-1} (N-H), 1.340 cm^{-1} (N-O) und 1.100 cm^{-1} (S-O).

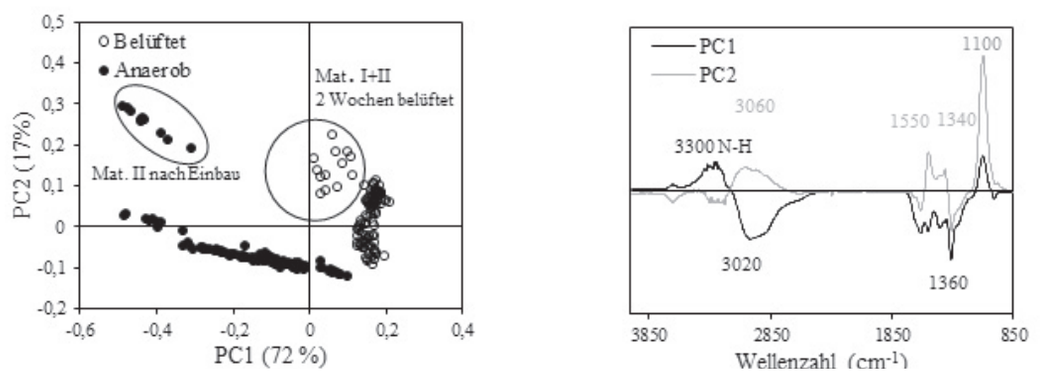


Abb. 3: Hauptkomponentenanalyse von Sickerwasserspektren standardisierter Bedingungen (Labor-proben) (links) sowie zugehöriger Loadingsplot (rechts).

Eine Hauptkomponentenanalyse sämtlicher Sickerwässer (Labor- und Feldproben) liefert ein ähnliches Ergebnis (Abb. 4). Sickerwässer aerober Bedingungen können von jenen anaerober Bedingungen aufgrund der ersten HK Hauptkomponente (72 %) und der zweiten HK (14 %) unterschieden werden. Sickerwasser aus zwei Wochen belüfteten DSR sowie Sickerwässer aus dem in-situ aerobisierten Lysimeter (K-C, PN 2 bis 5) bilden eine eigene Gruppe. Sickerwässer der DSR, welche nur eine Woche belüftet wurden sowie Sickerwässer des in-situ aerobisierten Lysimeters (K-A, K-D, PN1) bilden ebenfalls eine eigene Gruppe, liegen aber noch näher bei den Sickerwässern anaerober Bedingungen. Sickerwasser anaerober DSR trennt sich aufgrund der Häufigkeit der Bewässerung entlang der ersten HK. Mit zunehmender Bewässerung wird das Material ausgewaschen. Nasschemische Sickerwasseranalysen weisen in diesen Sickerwässern nur geringe Belastungen nach. Im Scoresplot werden diese Sickerwässer weiter links, nahe den Sickerwässern belüfteter DSR, abgebildet. Sickerwasser der ehemals in-situ aerobisierten Deponie 6 wurde in der Abbildung als aerob gekennzeichnet. Tatsächlich gruppieren sich diese Proben allerdings unter jenen anaerober Bedingungen und auch die durchgeführten Referenzbedingungen lassen auf wiederkehrende anaerobe Bedingungen schließen. Der Loadingsplot (nicht abgebildet) identifiziert die für die Gruppierungen verantwortlichen Bandenbereiche.

Entlang der ersten HK sind dies die Bereiche 3.000 (N-H), 2.920 (C-H), 2.850 (C-H), 2.550-2.530 (S-H), 1.615 (C-N), 1.460 (C-N), 1.360 (N-O) und 1.100 cm^{-1}.

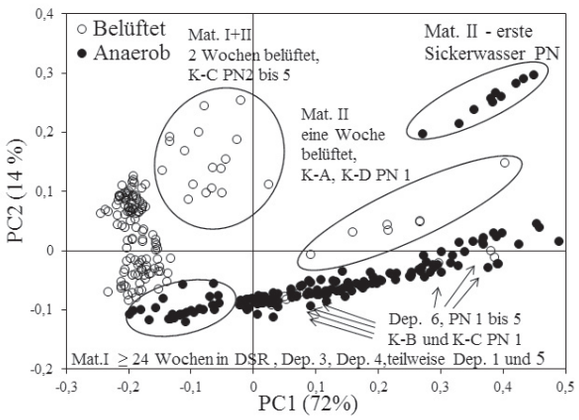


Abb. 4: Hauptkomponentenanalyse sämtlicher Sickerwasserspektren (Labor- und Feldproben).

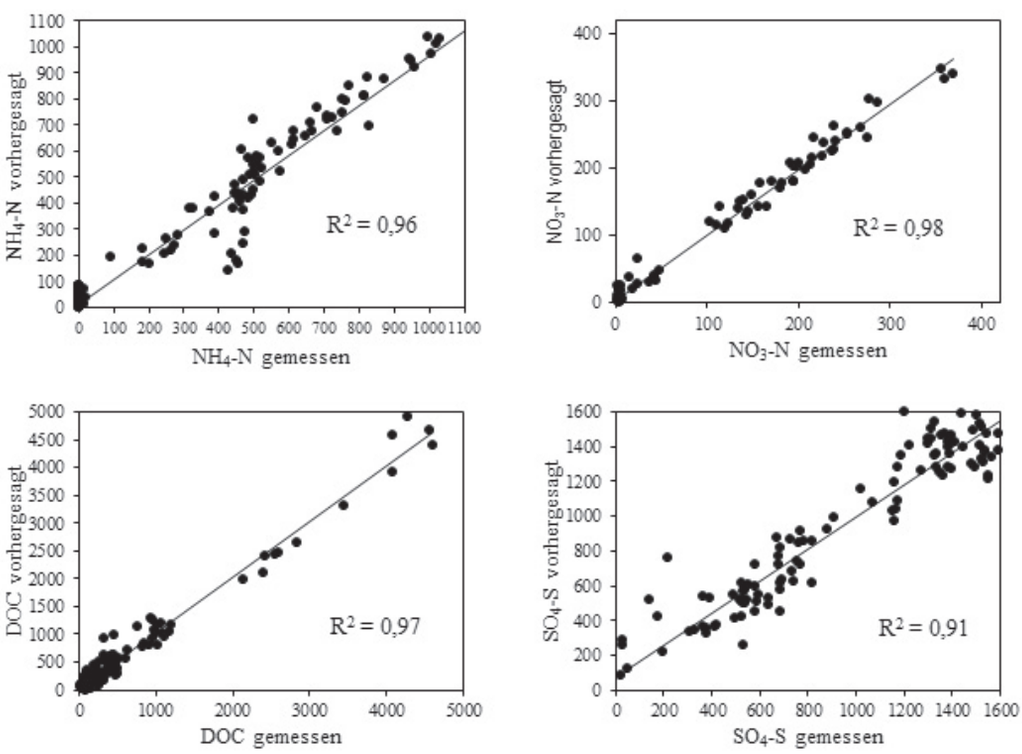


Abb. 5: Vorhersagemodelle für die Parameter NH_4-N, NO_3-N, DOC und SO_4-S.

Die mithilfe der konventionellen Referenzanalysen bestimmten Parameter NH_4-N, NO_3-N, DOC und SO_4-S werden auch in den Spektren abgebildet. Somit konnten Modelle für die Vorhersage dieser Parameter erstellt werden (Abb. 5). Hierfür wurden die Spektren der Sickerwässer aus DSR herangezogen. Das hohe Bestimmtheitsmaß der Modelle (0,91 bis 0,98) ermöglicht bereits jetzt Vorhersagen. Durch Erweiterung des Datenpools sowie Optimierung der Modelle sollten künftig noch bessere Ergebnisse erziel werden.

4 SCHLUSSFOLGERUNG BZW. ZUSAMMENFASSUNG

Sickerwasseruntersuchungen liefern wichtige Informationen über die Reaktivität organischer Substanz in Deponien und sind hilfreich, um aktuell ablaufende Vorgänge in Deponien bzw. Deponieabschnitten zu beschreiben. FTIR-Spektroskopie ist rasch durchführbar, zuverlässig und ermöglicht eine umfassende Charakterisierung von Sickerwässern. Eine Unterscheidung aerober und anaerober Deponiebedingungen ist mithilfe der Spektren eindeutig möglich. Multivariate Vorhersagenmodelle wurden für die Parameter NH_4-N, NO_3-N, DOC und SO_4-S erstellt. Diese Parameter sind eng mit dem Alter des Abfalls und dem Abbaugrad dessen organischer Substanz verknüpft. FTIR-Spektroskopie ermöglicht die schnelle zuverlässige Bestimmung dieser vier Parameter sowie die Beschreibung der Milieubedingungen mit nur einer Messung und stellt somit ein vielversprechendes innovatives Monitoringtool für Altablagerungen und Deponien dar.

LITERATUR

Bogner, J., Meadows, M. & Repa, E. (1998) *New perspective: measuring and modeling of landfill methane emissions*.

BMLFUW (2008) *Verordnung des Bundesministers für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft über Deponien (DVO 2008)*.

EU-Richtlinien (1999) *Richtlinie 1999/31/EG des Rates vom 26. April 1999 über Abfalldeponien.*

EU-Richtlinien (2008) *Richtlinie 2008/98/EG des europäischen Parlaments und des Rates vom 19. November 2008 über Abfälle und zur Aufhebung bestimmter Richtlinien.*

Gamperling, O., Böhm, K. & Smidt, D.E. (2009) Efficiency control of landfill in-situ aeration based on leachate characterization. In. *Proceedings Sardinia 2009*, Twelfth International Waste Management and Landfill Symposium S. Margherita di Pula, Cagliari, Italy, 5-9 October.

Krümpelbeck, I. (2000) *Untersuchung zum langfristigen Verhalten von Siedlungsabfalldeponien,* Dissertation, Fachbereich Bauingeniurwesen der Bergischen Universität – Gesamthochschule Wuppertal.

Kulikowska, D. & Klimiuk, E. (2008) The effect of landfill age on municipal leachate composition. *Bioresource Technology* 99, 5981-5985.

ÖWAV (2008) *Positionspapier – Konzeptionelle Überlegungen zur Entlassung aus der Deponienachsorge.* Österreichischer Wasser- und Abfallwirtschaftsverband.

Prantl, R., Tesar, M., Huber-Humer, M. & Lechner P. (2006) Pilot test for the in-situ aerobisation of landfills in Austria. *Österr. Wasser Abfallwirtschaft* 58 ,6-12.

Ritzkowski, M., Heyer, K.U. & Stegmann, R. (2006) Fundamental processes and implications during in situ aeration of old landfills. *Waste Management* 26, 356-372.

Ritzkowski, M. & Stegmann, R. (2013) Landfill aeration within the scope of post-closure care and its completion. *Waste Management* 33, 2074-2082.

Scharff H. & Jacobs, J. (2006) Applying guidance for methane emission estimation for landfills. *Waste Management* 26, 417-429.

Smidt E., Lechner P., Schwanninger, M., Haberhauer, G. & Gerzabek, M.H. (2002) Characterization of waste organic matter by FT-IR spectroscopy: application in waste science. *Appl. Spectrosc.* 56 (9), 1170-1175.

Smidt, E. & Meissl, K. (2007) The applicability of Fourier transform infrared (FT-IR) spectroscopy in waste management. *Waste Management* 27, 268-276.

Tintner, J., Smidt, E., Böhm, K. & Maitiasch, L. (2012) Risk assessment of an old landfill regarding the potential of gaseous emissions – A case study based on bioindication, FT-IR spectroscopy and thermal analysis. *Waste Management* 32, 2418-2425.

Ressourceneffizienz im Online-Handel

S. Gäth
Universität Gießen, Professur für Abfall- und Ressourcenmanagement, Gießen, Deutschland

KURZFASSUNG: Der Onlinehandel ist ein stetig wachsender Markt für verschiedenste Konsumgüter. Der folgende Beitrag untersucht die Effizienz von Verpackungen im Onlinehandel. Anhand von verschiedenen Indikatoren wird für die drei Kategorien Schuhe, Bücher und Autozubehör der Füllgrad der Pakete verschiedener Internetportale verglichen.
Die Ergebnisse zeigen, dass der Füllgrad der Warenlieferungen im Onlineschuhhandel durchschnittlich 49 % und im Onlinebuchhandel 42 % beträgt, während er im Onlineautoteilehandel nur bei 14 % liegt. Auch die Schwankungen zwischen den Händlerportalen (unter Einsatz des gleichen Verpackungsmaterials Kartonage) sind deutlich: Im Onlineschuhhandel 37 – 68 %, im Onlinebuchhandel 28 – 57 % und im Onlineautoteilehandel 9 – 19 %.
Damit ist grundsätzlich ein hohes Optimierungspotenzial vorhanden, das wertvolle Ressourcen einspart, den Transport und die Logistik effizienter macht, dem Kunden weniger Altpapier beschert und dem Händler Kosten für Verpackungen und Transport einspart.

1 EINLEITUNG

Der Onlinehandel, ein in den letzten Jahren stetig wachsender Markt, macht gegenwärtig mehr als 10 % des gesamten Handelsvolumens in Europa aus (Heinemann 2015). Es gibt mittlerweile fast nichts, was über das Internet nicht bestellt werden kann. Dabei gehören Bücher, neben Bekleidung und Unterhaltungstechnik/-elektronik, zu den beliebtesten Kaufobjekten im Internet (Schenkel 2009).

Der Bestellvorgang ist für den Kunden vergleichsweise komfortabel, indem der Preisvergleich keine weiten Wege erfordert, die Waren werden innerhalb kurzer Fristen nach Hause geliefert und zu guter Letzt ist ein Umtausch durch Rücksendung der Ware in der Regel beliebig oft möglich.

Die Waren selbst werden vom Online-Händler als Paket verpackt und über einen Post- oder Paketdienst ausgeliefert. Einhergehend mit der gesteigerten Kaufbereitschaft im Online-Handel steigt auch die Anzahl an Transportverpackungen, die im Jahr 2012 rund eine Milliarde Päckchen und Pakete an die Endverbraucher ausmachten (VDW 2013).

Die Pakete und Päckchen, die in der Regel aus Kartonagen und Kunststoffen bestehen, sollen in erster Linie die Ware vor Beschädigung schützen. Sie dient aber auch zur Erleichterung der Warendistribution und soll dem Verbraucher Informationen bereitstellen (BFSV 2014). Neben der eigentlichen Transportverpackung werden häufig noch verschiedene Füllstoffe in das Paket gesteckt, um die Ware vor einem allzu großen Durcheinanderwirbeln zu bewahren.

Verpackungen sollen auch zunehmend Umweltanforderungen im Rahmen der Ressourcenschonung und der Verringerung von Umweltauswirkungen nachkommen. Schließlich entscheidet die Art und Effizienz der Verpackung über den Verbrauch an Verpackungsmaterialien, die Effizienz der Logistik und des Transportes sowie letztendlich über die Auslastung der Altpapiertonne beim Kunden.

Der vorliegende Artikel vergleicht am Beispiel von mehreren Produktgruppen – Bücher, Autoteile/Autozubehör, Bekleidung – die Effizienz der Verpackungen im Onlinehandel und zeigt die Folgen dieses Handelns beispielhaft auf. Außerdem wird ein Verfahren vorgestellt, das es erlaubt, den Verpackungsverbrauch zu minimieren.

2 METHODISCHES VORGEHEN

Zur Bewertung der Effizienz der Verpackungen im Onlinehandel wurden für die drei Produktgruppen Bücher, Bekleidung hier dargestellt am Beispiel Schuhe und Autoersatzteile/-zubehör Warenkörbe definiert und anschließend bei verschiedenen Onlinehändlern bestellt.

Nach Erhalt der Warensendung wurden die Verpackungen nach ihrer Breite, Höhe und Länge vermessen sowie das Gewicht ohne den Warenkorb erfasst. Eventuell vorhandenes Füllmaterial wurde gleichermaßen nach Art und Masse dokumentiert.

Sofern der Warenkorb von einem Onlinehändler mit mehreren Lieferungen/Paketen erfolgte, wurden die einzelnen Verpackungen für die Auswertung aufsummiert.

Neben der Verpackung wurde auch das Volumen des Warenkorbs durch Vermessung der Länge, Breite und Höhe bestimmt.

Folgende Kenngrößen wurden zur vergleichenden Bewertung herangezogen:

Verpackungsvolumen

$$V_{Verpackung} = a \times b \times c \quad (1)$$

$V_{Verpackung}$ = Volumen der Verpackung in cm³.
a = Länge der Verpackung in cm.
b = Länge der Verpackung in cm.
c = Länge der Verpackung in cm.

Analog dazu wurde das Volumen der Produkte ($V_{Produkt}$) bestimmt.

Für die vergleichende Bewertung der Effizienz der Verpackungen wird der Füllgrad der Verpackungen – ohne Füllmaterialien – berechnet:

Füllgrad der Verpackung

$$Füllgrad = \frac{V_{Produkt}}{V_{Verpackung}} \times 100 \quad (2)$$

Füllgrad in %.
$V_{Produkt}$ = Volumen der Verpackung in cm³.
$V_{Verpackung}$ = Volumen der Verpackung in cm³.

Die Verpackungsfläche und die Masse der Verpackung (jeweils ohne Füllmaterial) dienen zur vergleichenden Bewertung des spezifischen Gewichtes der Kartonagen:

Verpackungsfläche

$$A_{Verpackung} = 2\,(a \times b) + 2\,(a \times c) + 2\,(b \times c) \quad (3)$$

$A_{Verpackung}$ = Fläche der Verpackung in cm².
a = Länge der Verpackung in cm.
b = Länge der Verpackung in cm.
c = Länge der Verpackung in cm.

spez. Gewicht der Verpackung

$$G_{Verpackung} = \frac{M_{Verpackung}}{A_{Verpackung}} \quad (4)$$

$G_{Verpackung}$ = spezifisches Gewicht der Verpackung in g/cm².
$M_{Verpackung}$ = Masse der Verpackung in g.
$A_{Verpackung}$ = Fläche der Verpackung in cm².

Für die Bestellungen wurden folgende Produkte in den einzelnen Warengruppen bestellt:

- Bücher
  - 2 * Kreislaufwirtschaftsgesetz, 18. Auflage, dtv-Beck-Texte
  - 1 * Ökozonen 2010 von J. Schultz, Ulmer UTB Verlag
- Schuhe
  - 1 Paar Sportschuhe (Nike)
- Autoteile / Autozubehör
  - 1 Bosch-Scheibenwischerpaar
  - 5 l-Kanister Scheibenwischwasser
  - 1 Liter Motoröl (Liqui Moly).

3 ERGEBNISSE

3.1 Onlinehandel Schuhe

Abb. 1 zeigt am Beispiel des Schuhonlinehandels, dass die Auslastung der Pakete starken Schwankungen unterworfen ist. Der Schuhkarton, der ein Volumen von 5.820 cm³ ausmachte, wurde in der Regel von den Onlinehändlern mit einer mehr als doppelt so großen Verpackung verschickt (vgl. 1, 3 und 4). Der Onlinehändler 2 nutzt immerhin knapp 70 % des Verpackungsvolumens mit der Ware aus.

Die ersten 4 Onlinehändler nutzen Kartonagen zum Versand, der Onlinehändler 5 nutzt PE-Folie, die um den Schuhkarton gewickelt ist, so dass ein Füllgrad von nahezu 100 % erreicht wird.

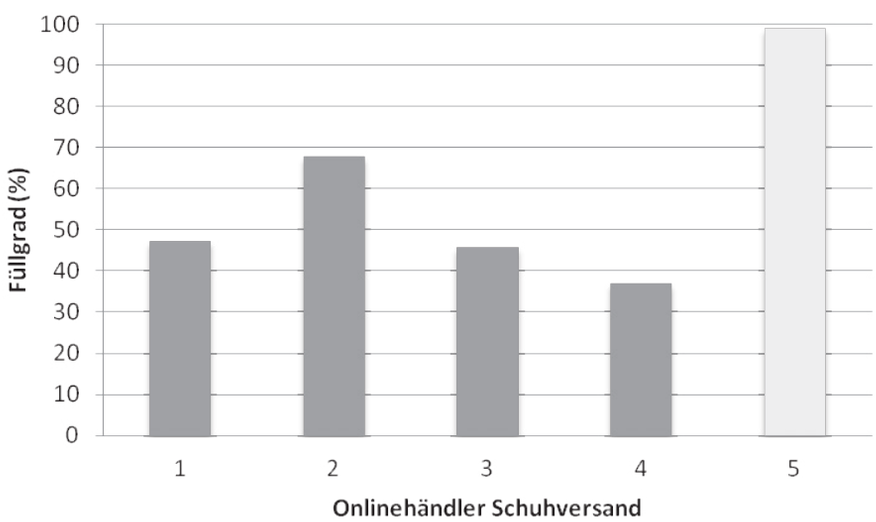


Abb. 1: Füllgrad von Verpackungen im Online-Schuhversand am Beispiel von 5 verschiedenen Online-Händlern.

Der starke Unterschied zwischen den Onlinehändlern, die Kartonagen als Verpackungsmaterial nutzen, zeigt sich auch im Volumen der Versandverpackungen (Abb. 2).

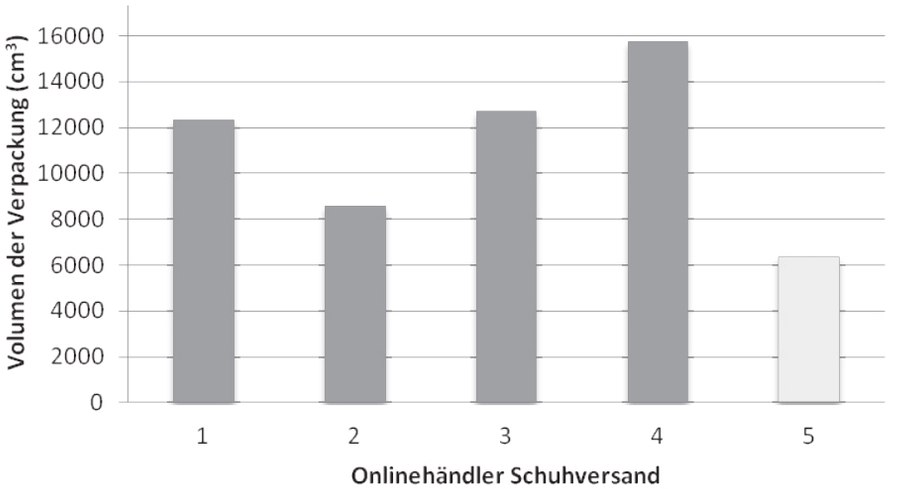


Abb. 2: Volumen von Verpackungen im Online-Schuhversand am Beispiel von 5 verschiedenen Online-Händlern.

Zwischen dem Händler 4 und 2 besteht ein Unterschied im Volumen des Paketes für den Versand des gleichen Produktes von 83 %. Im Vergleich zum Paketvolumen beträgt der Unterschied bei der Fläche der Kartonage 49 % (Händler 2: 2.684 cm²; Händler 4: 4.009 cm²).

Händler 5, der PE-Folie nutzt, kommt zwar mit dem geringsten Volumen aus, nutzt in Summe aber 26 g PE.

3.2 Onlinehandel Bücher

Insgesamt wurden die 3 Bücher in einem Vorgang bei 7 Onlinehändlern bestellt, darunter Amazon, Thalia, Hugendubel, Buecher.de, Weltbild, Lehmanns und Beck-Shop (in der Auswertung sind die Händler anonymisiert). 2 Onlinehändler (D und E) lieferten die Bücher in 2 Paketen, alle anderen in einem (Tab. 1).

Tab. 1: Volumen, Fläche und Füllgrad der Verpackungen von Büchern im Onlinehandel.

Internetportal	Gesamtfläche der Verpackung (cm²)	Volumen der Verpackung (cm³)	Füllgrad (%)
A	2.382	4.870	33 %
B	1.642	2.830	57 %
C	1.846	3.097	52 %
D	3.744	5.825	28 %
E	3.174	4.182	39 %
F	2.157	3.853	42 %
G	1.837	3.600	45 %

Das führt dazu, dass die Fläche der Verpackung zwischen dem Händler D 3.744 cm² und dem Händler B mit 1.642 cm² um 228 % schwankt. Händler D weist deshalb auch mit 28 % den geringsten und Händler B mit 57 % den höchsten Füllgrad aus.

Das Beispiel macht deutlich, dass auch im Onlinebuchhandel viel Luft transportiert wird. Der durchschnittliche Füllgrad über die 7 Onlinehändler beträgt 42 %, d.h. 58 % der Pakete sind nicht genutzt und müssen mit Füllmaterialien unterschiedlicher Materialien „ausgestopft“ werden, durchschnittlich 23 g pro Lieferung. Im Vergleich dazu beträgt der durchschnittliche Füllgrad im Onlineschuhhandel, der Händler, die Kartonagen einsetzen, 49 %.

3.3 Onlinehandel Autoteile, Autozubehör

Die Autozubehörteile wurden bei den folgenden, zufällig ausgewählten Händlern in einer Bestellung angefordert: Amazon, Profiteile, Auspuff.com, Carmaster, Pitstop und AutoPlus (in der Ergebnisdarstellung sind die Händler anonymisiert aufgeführt).

Tab. 2: Volumen, Fläche und Füllgrad der Verpackungen von Autozubehör im Onlinehandel.

Internetportal	Gesamtfläche der Verpackung (cm^2)	Volumen der Verpackung (cm^3)	Füllgrad (%)
A	16.847	82.700	9 %
B	8.332	40.333	19 %
C	9.081	51.030	15 %
D	10.374	67.585	12 %
E	9.120	56.700	14 %
F	8.915	54.574	14 %

Wie Tabelle 2 zeigt, liegt bei dieser Warengruppe der durchschnittliche Füllgrad mit 14 % deutlich niedriger als im Onlinebuch- bzw. -schuhhandel. Das gilt aufgrund der bestellten Produkte auch für die Größe und das Volumen der Pakete.

Ein Vergleich zwischen den verschiedenen Onlineanbietern zeigt, auch in diesem Fall erhebliche Variationen. Händler A hat den Warenkorb mit 2 Paketen ausgeliefert, so dass nur ein Füllgrad von 9 % in Summe erreicht wurde, während Händler B mit 19 % den besten Wert erreicht.

Das hohe Leervolumen der Pakete erfordert den Einsatz von Füllstoffen. Abbildung 3 vergleicht die Gesamtmassen der Verpackungen, unterteilt in die Anteile für Verpackung und Füllstoff.

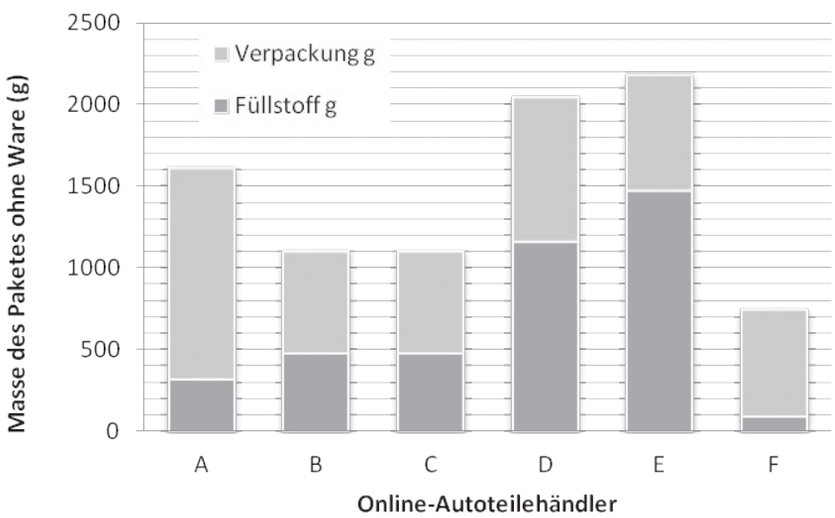


Abb. 3: Masse an Verpackungsmaterial und Füllstoffen nach der Bestellung eines gleichen Warenkorbes von 5 verschiedenen Online-Autoteilehändlern.

Wie die Abbildung 5 zeigt, übersteigt die Masse an Füllstoffen bei den Händlern D und E die Masse an Verpackungsmaterial. Beim Händler D beträgt der Faktor 1,32; beim Händler E sogar 2,1. Der Händler E nutzt das Paket scheinbar auch zur Entsorgung seiner eigenen PPK-Fraktion, schließlich werden 26 g Füllstoff/l Paketvolumen mitversandt. Den geringsten Anteil von 1,9 g/l hat der Händler F, allerdings besteht in diesem Fall der Füllstoff aus luftgefüllten Kunststoffkissen, in allen anderen Fällen handelt es sich um eine zerkleinerte PPK-Mischfraktion. Die Händler B und C haben beide ein gleich hohes Verpackungsgewicht.

Beim Onlinehändler B handelt es sich um die Internetplattform Profiteile.de, einem Unternehmen aus Perlesreuth/Bayern, die für den Versand des jeweiligen Warenkorbes eine individuelle Verpackung maschinell „zuschneidern“ lassen, indem nach Zusammenstellung des Warenkorbes die drei Koordinaten Höhe, Breite und Länge auf einem speziellen Messtisch über einen Laser erfasst werden. Das führt in dieser Warengruppe schlussendlich dazu, dass dieser Onlinehändler den höchsten Füllgrad erreicht und damit die kleinste Verpackung einsetzt.

4 FAZIT

Die Ressourceneffizienz der Verpackungen im Onlinehandel weist aufgrund der vorgestellten Ergebnisse ein hohes Optimierungspotenzial auf. Während der Füllgrad im Onlineschuhhandel durchschnittlich 49 % und im Onlinebuchhandel 42 % beträgt, liegt er im Onlineautoteilehandel nur bei 14 %. Auch die Schwankungen zwischen den Händlerportalen (unter Einsatz des gleichen Verpackungsmaterials Kartonage) sind deutlich: Im Onlineschuhhandel 37-68 %, im Onlinebuchhandel 28-57 % und im Onlineautoteilehandel 9-19 %.

Das bedeutet, dass in vielen Fällen eine Einsparung des Verpackungsvolumens auf die Hälfte und mehr möglich ist. Damit verbunden ist eine effizientere Logistik, da prinzipiell die doppelte Menge an Paketen je Fahrzeug transportiert werden kann. Das bedeutet außerdem, dass dem Kunden die Entsorgung des Altpapiers erleichtert wird, indem die Altpapiertonne nicht nach der ersten Lieferung überfüllt ist. Zu guter Letzt gilt, dass mit einer Steigerung des Füllgrades der Verpackung auch die Kosten an Verpackungsmaterialien (und Versandkosten) gesenkt werden können.

LITERATUR

BFSV (Beratung-Forschungs-Systemplanung-Verpackung e.V.) (2014) *Erarbeiten von Prüfnormen für das Kriechverhalten von Schwerwellpappen zur Ermittlung der Leistungsfähigkeit von darauf gefertigten Schachteln.* www.bfsv.de.

Heinemann, G. (2015) Der neue Online-Handel. *Geschäftsmodelle und Kanalexellenz im Digital Commerce.* 6. Auflage, Springer Gabler.

Schenkel, S. (2009) *Der stationäre Buchhandel in Zeiten des E-Commerce. Gefahren – Chancen - Handlungsalternativen.* Stuttgarter Beiträge zur Verlagswirtschaft 3. Stuttgart, Hochschule der Medien.

VDW (Verband der Wellpappenindustrie e.V.) (2013) *Onlie-Handel: Boomende Branche setzt auf Wellpappe;* Wellpappe-Report 4/2013.

Quo vadis Kunststoffrecycling – Bestandsaufnahme der polyolefinen Kunststoffe in der österreichischen Abfallwirtschaft

L. Kranzinger & R. Pomberger
Montanuniversität Leoben, Lehrstuhl f. Abfallverwertungstechnik u. Abfallwirtschaft, Leoben, Österreich

D. Schwabl
Montanuniversität Leoben, Lehrstuhl für Aufbereitung und Veredlung, Leoben, Österreich

M. Bauer
Montanuniversität Leoben, Lehrstuhl für Verfahrenstechnik des industriellen Umweltschutzes, Leoben, A

KURZFASSUNG: Polyolefine zählen zu den thermoplastischen Kunststoffen und besitzen die Eigenschaft nach Erwärmung umgeformt bzw. neu geformt werden zu können. Die daraus resultierende Wiederverwertbarkeit ist von großer Bedeutung für das Recycling. Die vorliegende Studie hatte zum Ziel, das Aufkommen und den Verbleib dieser Polyolefine, im Speziellen Polyethylen (PE) und Polypropylen (PP), in der österreichischen Abfallwirtschaft darzustellen um das noch ungenutzte Potential für bestehende und neue Recyclingtechniken aufzuzeigen. Aus heutiger Sicht ist die österreichische Kunststoffrecyclinglösung noch ausbaufähig. Die Bestandsaufnahme wurde lt. Abfallkatalog nach ÖNORM S2100 durchgeführt. Eine Beprobung ausgewählter Abfallströme und eine Folge von physikalischen Analysen (Dichtesortierung und Infrarotspektroskopie) konnte ein theoretisches Jahrespotential von 310.000 Tonnen aufzeigen.

1 EINLEITUNG

Polyethylen (PE) und Polypropylen (PP), sogenannte Polyolefine, zählen zu den thermoplastischen Kunststoffen und können im Gegensatz zu den Duroplasten und Elastomeren durch Erwärmung beliebig oft umgeformt oder neu geformt werden. Im Jahr 2014 umfasste der europäische Kunststoffbedarf 47,8 Mio. Tonnen, wovon ca. eine Million Tonnen in Österreich zu Kunststoffprodukten verarbeitet wurden (Plastics Europe 2015). Von dieser einen Million Tonne werden ca. 40 M-% in der Verpackungsindustrie verwendet, wofür hauptsächlich Polyolefine zum Einsatz kommen. Andere Anwendungsbereiche finden sich in der Landwirtschaft, der Bauwirtschaft oder im Automobilsektor (Plastics Europe 2015). Am Ende des Lebenszyklus eines Kunststoffprodukts, der speziell im Verpackungsbereich sehr kurz ist, werden die Kunststoffabfälle in abfallwirtschaftlichen Systemen gesammelt und behandelt. Kunststoffe, die über das getrennte Sammlungssystem erfasst werden, im Jahr 2014 wurden 225.513 Tonnen Kunststoffverpackungen von Haushalten, Industrie und Gewerbe gesammelt (ARA 2014), werden nur zu einem Drittel werkstofflich recycelt. Im Detail werden 33,4 Massenprozent werkstofflich recycelt und 52 Prozent energetisch bzw. thermisch verwertet (Reh et al. 2014). Ungeachtet einer relativ einfachen und unkomplizierten Wiederverwertbarkeit der Polyolefine wird bloß ein geringer Anteil für das Recycling verfügbar gemacht und genutzt. Wenngleich eine zukunftsorientierte Abfallwirtschaft unter Berücksichtigung der Abfallhierarchie lt. EU-Abfallrichtlinie 2008/98/EG das Recycling anstelle von anderen Verwertungsmöglichkeiten (z.B. thermische Verwertung) vorsieht.

Abschätzungen zum gesamten Kunststoffhaushalt in der österreichischen Abfallwirtschaft wurden von Eygen et al. (2015) sowie Bauer (2014) unternommen. Dennoch geben die beiden Studien keinen detaillierten Aufschluss über die Herkunft und die Mengenverteilung der Polyolefine. Ziel der vorliegenden Arbeit war es, die polyolefinreichen Abfallströme lt. Abfallkatalog nach ÖNORM S2100 (ASI 2005) zu identifizieren und deren Mengenpotential darzustellen um das noch ungenutzte Sekundärrohstoffpotential für das Kunststoffrecycling aufzuzeigen.

2 METHODEN UND DURCHFÜHRUNG

Basis für die Identifikation der polyolefinen Abfallströme war der Abfallkatalog nach ÖNORM S2100. Mit dem Abfallkatalog wurden 58 Schlüsselnummern ausgewählt, deren Abfallbezeichnung auf einen Polyolefingehalt (PO-Gehalt) hindeutete. Drei Ausschlusskriterien, ausgelegt auf eine aus Sicht der Abfallbehandlung wirtschaftlich interessante Nutzung, wurden außerdem definiert. Demgemäß muss ein Abfallstrom:

- ein jährliches Mengenaufkommen > 10.000 Tonnen in Österreich besitzt,
- keine gefährlichen Abfall enthalten und
- einen Polyolefin-Gehalt > 20 M-% aufweisen.

Gestützt auf Literaturrecherchen konnte, unter Anwendung der drei Ausschlusskriterien, die Summe der Abfallströme auf insgesamt sieben reduziert werden. Für diese sieben Abfallströme fanden sich keine belastbaren Studien bezüglich deren PO-Gehalts. Infolgedessen wurden Realproben von den Schlüsselnummern 91107 Leichtverpackung aus der Verpackungssammlung, 91108 Ersatzbrennstoffe qualitätsgesichert, 57119 Kunststofffolien, 57118 Kunststoffemballagen und Behältnisse, 57801/3 Shredderleichtfraktion, Landfillmining (LFM), und 18407 „Rejekts“ organisiert und im Labor ausgewertet. Die Probenahme sowie die analytische Auswertung wurde wie in Abb. 1 durchgeführt. Die einzelnen Teilschritte werden detaillierter in den nächsten beiden Unterkapiteln beschrieben.

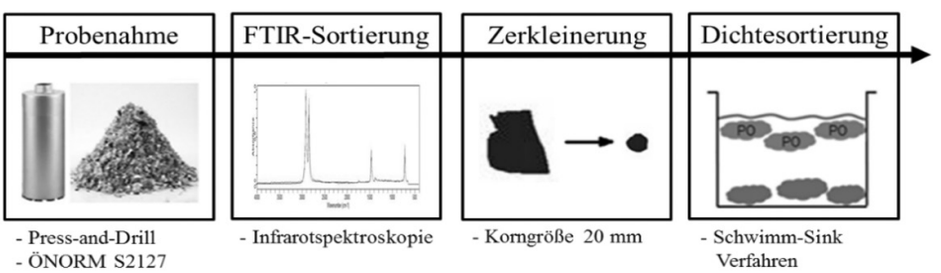


Abb. 1: Probennahme, Sortierung und Bestimmung des PO-Gehalts.

2.1 Probenahme - “Press-and-Drill”-Methode

Die Probenahme konnte mit einer am Lehrstuhl für Abfallverwertungstechnik und Abfallwirtschaft in Entwicklung befindlichen Beprobungsmethode „Press-and-Drill“ durchgeführt werden. Die Grundidee dabei ist, das Material in seiner komprimierten Form (z.B. als Ballen) mit einem Bohrwerkzeug zu beproben. Als Bohrwerkzeug wurde ein Bohrmotor der Marke Husqvarna verwendet. Diesem Bohrmotor wurde ein Diamantkronen-Hohlkernbohrer aufgesetzt mit dem ein Bohrkern aus jedem Probeballen entnommen werden konnte. Vorteile dieser Methode sind:

- ein homogen vorliegendes Probenmaterial (Aufbereitungsprozess der Anlage),
- das Vorliegen des Materials als Ballen (Durch das Verdichten nimmt die Wahrscheinlichkeit, ein gewünschtes Partikel im Bohrkern zu finden, stark zu.),
- der probabilistische Ansatz wird gefördert (Die Wahl der Probeentnahmestelle passiert wesentlich zufälliger als dies bei der Beprobung eines Abfallhaufens laut ÖNORM S2127 (ASI 2011) erreicht werden kann. Die Wahl der Probeentnahmestelle wird bei der „Press-and-Drill“-Methode viel weniger durch visuelle Reize beeinflusst, als dies bei der klassischen Beprobung eines Haufens der Fall wäre.) und
- die Menge an Probenmaterial ist überschaubar und handhabbar (Aldrian et al. 2015).

Für die Schlüsselnummer 91108 „Ersatzbrennstoffe qualitätsgesichert“ und das Probenmaterial aus Landfillmining konnte die „Press-and-Drill“-Methode nicht angewendet werden, da kein Unternehmen Probenmaterial in Ballenform zur Verfügung stellen konnte. Für die Beprobung dieser beiden Fraktionen wurde die ÖNORM S2127 – Grundlegende Charakterisierung von Abfallhaufen oder von festen Abfällen aus Behältnissen und Transportfahrzeugen – herangezogen. Ein Vergleich der Ergebnisse der beiden Probennahmemethoden ist aus wissenschaftlicher Sicht zulässig.

2.2 Fourier-Transform Infrarotspektrometer (FTIR) & Dichtesortierung

Eine Rohgutanalyse auf Partikelebene wurde für die Bestimmung des PO-Gehaltes der Abfallströme angewendet. Dafür wurden mit einem FTIR die Einzelstücke jeder Abfallprobe auf deren Kunststoffart untersucht. Entsprechend den Messwerten konnten die Einzelstücke entweder der Fraktionen PO oder der Fraktion Nicht-PO zugeteilt werden. Das Probenmaterial Ersatzbrennstoffe (EBS), Shredderleichtfraktion, Landfillmining und Rejekts, konnten aufgrund der zu kleinen Korngröße dieser Analyse nicht unterzogen werden. Diese Probematerialien wurden direkt dem Dichtetrennverfahren unterzogen.

Als Vorbereitung für das Dichtetrennverfahren, das Schwimm-Sink-Verfahren (SSV), wurde das Probematerial auf die Korngröße < 20 mm zerkleinert. Die zerkleinerte Probepartikel wurden danach in das Trennmedium Wasser eingebracht. Durch den Dichteunterschied zwischen dem Trennmedium und den Probepartikeln konnte sich eine spezifisch leichtere Fraktion (Polyolefine) auf der Wasseroberfläche ansammeln. Die spezifisch schwere Fraktion (andere Kunststoffe und Inertmaterial) sammelte sich am Boden des Trenngefäßes. Etwaige Störstoffe (Holz, Textilien), die sich nach dem SSV noch in der aufschwimmenden Fraktion befanden, wurden manuell aussortiert und der schweren Fraktion zugerechnet.

3 ERGEBNISSE UND INTERPRETATION

3.1 Jährliches PO-Mengenpotential nach Schlüsselnummern

Die Schlüsselnummern Shredderleichtfarktion metallarm/-reich und LFM wurden aufgrund ihres geringen PO-Gehalts (9,5 und 6,6 M-% (Tab. 1) dem Jahrespotential nicht zugerechnet. Bei der Rückgewinnung der Polyolefine aus Deponien muss außerdem bedacht werden, dass gemäß den Kriterien in der Deponieverordnung die Menge an Kunststoff im Deponiekörper vom Eintragsjahr und vom jeweiligen Deponietyp (Reststoffdeponie oder Massenabfalldeponie) abhängig ist. Zudem können die rückgewonnen Kunststoffe nur einmal ausgehoben werden.

Tab. 1: Theoretisches PO-Potential der ausgewählten österreichischen Abfallströme.

SN	Abfallbezeichnung lt. ÖNORM S2100	Gesamtmenge [t/a]	PO-Anteil FT IR [in M-%]	PO-Anteil SSV [in M-%]	PO-Menge [t/a]	Quellen
57119	Kunststofffolien	50.400	80,5	88,5	40.500	EDM 2014
57118	Kundststoffemballagen und -behältnisse	32.000	58,0	57,4	18.600	EDM 2014
91108 91107	Ersatzbrennstoffe qualitätsgesichert; heizwertreiche Fraktion *	412.200	-	58,4	194.700	EDM 2014
91207	LVP aus der Verpackungssammlung **	112.800 – 135.300	42,7	53,7	48.100 – 57.800	ARA 2015
18407	„Rejekts“-Rückstände aus der Altpapierverarbeitung	117.100	-	28,3 – 53,6	33.100 – 62.800	Eigene Daten
5781/3	Shredderleichtfraktion metallarm/metallreich ***	85.400 – 113.900	-	9,5	10.800	Eigene Daten
-	Landfillmining (LFM)	33.800.000	-	6,6	2.200.000	UBA 2011

* Anteil heizwertreiche Faktion: 76.558 t/a; **Mengen beziehen sich auf den Anteil Mischkunststoffe (50-60 % des Inputs der Leichtverpackungssortieranlage); *** Gesamtmenge ist der 30-40 %ige Flusenaustrag bei der Aufbereitung von Shredderleichtfraktionen; SSV: Sink-Schwimm-Verfahren; FTIR: Infrarotspektroskopie.

Der höchste PO-Anteil von 80,5 M-%, mit einem jährlichen Mengenpotential von über 40.000 Tonnen konnte bei den Kunststofffolien nachgewiesen werden. Ein Vergleich der Ergebnisse der beiden Sortieranalysen zeigt jedoch, dass der PO-Anteil bei dem SSV um 8,0 M-% höher ist. Durch die Zerkleinerung dürften sich Störstoffe bei den PO-Partikeln anlagern und mitaufschwimmen. Die manuelle Abtrennung dieser Störstoffe war nicht möglich, da diese zu klein waren. Auch bei der Fraktion LVP aus der Leichtverpackungssammlung sind Störstoffe mit den PO-Partikeln aufgeschwommen, das theoretische Mengenpotential liegt bei 48.000 t/a (PO-

Anteil von 42,7 M-%).

Im Vergleich mit den beiden zuvor genannten Abfallströmen konnten bei der Fraktion Kunststoffemballagen ähnliche PO-Anteile bei den beiden Sortieranalysen erhoben werden. Mit dem SSV konnte 57,4 M-% an Polyolefinen ermittelt werden und mit der FTIR-Analyse ein PO-Anteil von 58 M-%. Die ähnlichen Werte können ein Indiz dafür sein, dass die Anhaftungen von Störstoffen bei den aufschwimmenden Polyolefinen gering sind, bzw. der Abfallstrom nicht so stark verunreinigt ist.

Der PO-Anteil im Abfallstrom Rejekts liegt in einer Bandbreite von 28,3 - 53,6 M-%. Das kann damit begründet werden, dass die Zusammensetzungen der Ausgangsmaterialien, Spuckstoffe oder Zöpfe, sehr heterogen sind. Die Fraktion Ersatzbrennstoffe qualitätsgesichert (inkl. der heizwertreichen Fraktion) enthaltet einen PO-Anteil von über 58 M-%, das sind jährlich rund 190.000 Tonnen an Polyolefinen und somit die Fraktion mit dem größten jährlichen Mengenpotential.

Zur Abschätzung des Jahrespotentials müssen die einzelnen Abfallströme in Sekundärabfälle und in Primärabfälle untergegliedert werden. Ohne dieser Unterteilung würden Doppelerfassungen nicht auszuschließen sein (siehe Kapitel 3.2).

3.2 Einteilung in primäre und sekundäre Abfälle

Primärabfälle sind jene Abfallströme, die bei Haushalten oder Gewerbebetrieben gesammelt werden und zu einer Abfallbehandlungsanlage (Mechanisch-Biologische-, Mechanische- und Ersatzbrennstoffproduktions-Anlage) transportiert werden. Gemischte Siedlungsabfälle, LFM- Material, Kunststofffolien/-emballagen, Rejekts und Leichtverpackung aus der Verpackungs- sammlung sind demnach Primärabfälle. In der Behandlungsanlage angekommen, werden mehrere Primärabfallströme zusammengemischt und über Aufbereitungsaggregate zerkleinert, homogenisiert, von Störstoffen entfrachtet und sortiert. Infolge dieser Behandlung bzw. nach entsprechender Aufbereitung wird von Sekundärabfällen gesprochen. Demnach sind Ersatzbrennstoffe, die heizwertreiche Fraktion und Mischkunststoffe aus der Leichtverpackungssammlung Sekundärabfälle.

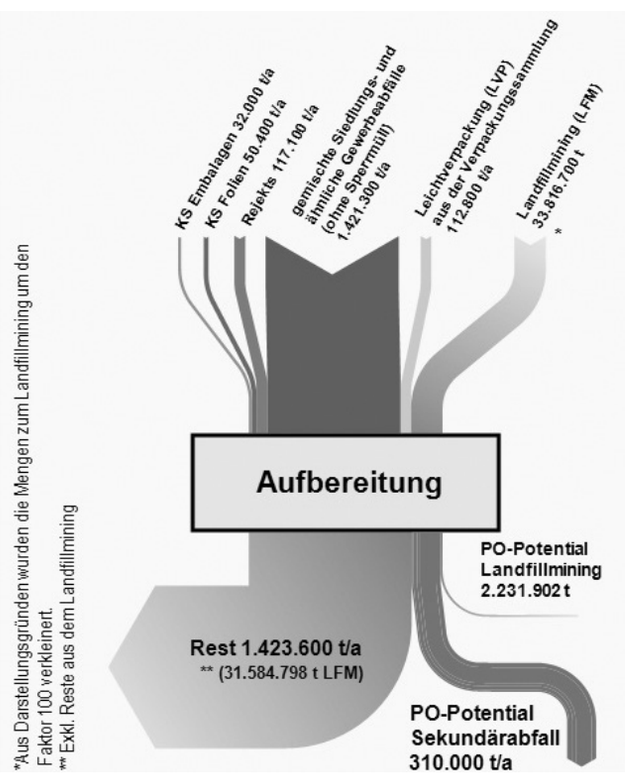


Abb. 2: Mengenflussdiagramm des PO-Potentials in der österreichischen Abfallwirtschaft.

Für die Darstellung des Jahrespotentials auf Basis von Primär- und Sekundärabfall wurde für die Fraktion gemischte Siedlungsabfälle ein 13,7 %igen PO-Anteil geschätzt (Mittelwert der Polyolefinen Fraktionen, die in den Restmüllanalysen der Länder erhoben worden ist). Außerdem wurde noch der Verschmutzungsgrad von 17,5 % von den Mengen abgezogen (BOKU 2011). In Summe kann somit von einem theoretischen PO-Potential von rund 310.000 Jahrestonnen (exklusive LFM) in der österreichischen Abfallwirtschaft ausgegangen werden (Abb. 2). In Prozent ausgedrückt, sind das ca. 18 M-% der Primärabfallmengen oder anders ausgedrückt, 0,5 M-% des gesamten österreichischen Abfallaufkommens (56,68 Mio. Tonnen (BMLFUW 2015) im Jahr 2014.

4 SCHLUSSFOLGERUNG UND AUSBLICK

Bei der durchgeführten Studie wurde das theoretische Mengenpotential der Polyolefine in der österreichischen Abfallwirtschaft erhoben. Dabei sollen Sekundärrohstoffpotentiale aufgezeigt werden, die für das Kunststoffrecycling in Betracht kommen. Aktuell werden über 220.000 Tonnen an Leichtverpackungen durch die getrennte Sammlung erfasst und davon tatsächlich 33,5 M-% dem werkstofflichen Recycling zugeführt. Der Rest wird trotz des hohen Polyolefingehalts von 42,7 M-% (Mischkunststoffe aus der Leichtverpackungssortierung) thermisch verwertet. Parallel dazu werden 97 M-% der jährlichen gemischten Siedlungsabfälle aus Haushalten ebenfalls thermisch verwertet. Nur etwa drei Prozent werden stofflich recycelt und davon hauptsächlich Metalle. In Jahrestonnen ausgedrückt, entgehen dem Kunststoff- recycling damit rund 160.000 Tonnen an ausschließlich Polyolefine. Das ist beinahe ein vier Mal so großes Potential verglichen mit dem Abfallstrom Mischkunststoffe aus der Leichtverpackungs- sortierung. Trotz dieses großen PO-Potentials wird aufgrund ökonomischer Nachteile (z.B. Zusatzkosten für die Reinigung der verschmutzten Fraktion oder die Investitionskosten für ein zusätzliches Sortieraggregat) auf die Abtrennung der Polyolefine aus den gemischten Siedlungsabfällen gegenwärtig verzichtet. Eine direkte thermische Verwertung bzw. die Aufbereitung des gemischten Siedlungsabfalls zu Ersatzbrennstoffen ist insgesamt gesehen günstiger. Außerdem werden mit den derzeitigen Sammel- und Verwertungsmengen die gesetzlich vorgeschriebene Recyclingquote von 22,5 M-% bereits erfüllt.

Neue Dynamik in die derzeit noch nicht sehr weit entwickelte österreichische Kunststoffrecyclinglösung hat der am 02.12.2015 veröffentlichte Vorschlag der Europäischen Kommission zum Kreislaufwirtschaftspaket gebracht. Das Paket sieht eine neue europaweit gültige Vorgabe für Recyclingziele vor. Für gemischte Siedlungsabfälle wird eine Recyclingquote von 60 M-% bis zum Jahr 2025 und eine Erhöhung auf 65 M-% bis zum Jahr 2030 angestrebt. Für Verpackungsabfälle wird sogar eine Recyclingquote von 75 M-% bis zum Jahr 2030 angedacht (EC 2015). Für die Berechnung der Quote können nur jene Massen zugeteilt werden, die alleinig dem stofflichen Recycling zugehören. R1 Verwertungsverfahren (Hauptverwendung als Brennstoff oder als anderes Mittel der Energieerzeugung) werden der Recyclingquote nicht an- gerechnet, außer jener Wert der durch die Nutzung der Rostaschen sowie die Rückgewinnung der Metalle entsteht. Zudem beabsichtigt die Richtlinie eine neue Berechnungsmethode für die Quote. Nicht wie gewohnt werden die Inputmassen der Recyclinganlage als Berechnungsbasis verwendet, stattdessen werden die tatsächlichen Outputmengen der Sortieranlagen (der Input, der für einen reuse Prozess oder in einen finalen stofflichen Recyclingprozess einfließt) heran- gezogen. Infolge dieser Output-bezogenen Berechnung müsste die aktuelle Recyclingquote für Kunststoffverpackungsabfälle um über 40 M-% bis zum Jahr 2030 verbessert werden. Für das Erfassungssystem der gemischten Siedlungsabfälle muss eine noch höhere Verbesserung erbracht werden. Fraglich ist, ob die getrennten und die nicht-sortenreinen Erfassungssysteme mit ihrer derzeitigen Organisationsstruktur diesen Herausforderungen gewachsen sind?

Eine Möglichkeit die Recyclingmengen der getrennt erfassten Kunststofffraktion zu steigern, stellt eine für das Land Niederösterreich im Jahr 2015 durchgeführte Studie („Gesamt-Kunststofftonne“) dar. Die Studie zeigt wie ein Großteil der noch im Restmüll befindlichen Kunststoffverpackungen und Kunststoffnichtverpackungen (z.B. Kunststoffgießkanne) ohne Sortierung direkt in die getrennte Sammlung übergeführt werden können (Kranzinger et al. 2016). Ähnliche Erfassungskonzepte sind bereits in Deutschland flächen-deckend und mit Er-folg zum Einsatz gekommen (Stichwort Wertstofftonne). Diese Mehr-sammelmengen führen bei den Leichtverpack-

ungssortieranlagen zu höheren Durchsatzraten (verfügbare Kapazitäten vorausgesetzt) was eine Verringerung der Betriebskosten pro Tonne mit sich führt. Bei gleich-bleibenden Betriebskosten senken sich somit auch die Sortierkosten pro Tonne. Die daraus re-sultierenden Einsparungen geben die Chance, den Recyclinggrad der Anlage zu erhöhen. Was wiederum die Erhöhung der Recyclingquote zur Folge hat. Feil et al. (2016) hingegen verfolgt die Idee, die im Restmüll befindlichen Kunststofffraktionen als Vorkonzentrat bei den Abfall- aufbereitungsanlagen abzutrennen und im zweiten Schritt, in die LVP-Sortieranlagen einzubringen. Dieser Ansatz hat in weitere Folge den gleichen Effekt wie die direkte Sammlung durch die Gesamtkunststofftonne, wobei der Verschmutzungsgrad des Vorkonzentrats bei den LVP-Sortieranlagen als problematisch angesehen wird.

Eine innovative Alternative zur Erhöhung der Recyclingquoten kann ein aktuelles Forschungsprojekt an der Montanuniversität liefern. Das Projekt befasst sich mit der Abtrennung hochreiner Polyolefinfraktionen aus den oben genannten Abfallströmen auf Basis der nass-mechanischen Aufbereitung. Erste Trennversuche im Technikumsmaßstab sind vielversprechend.

Konzepte dieser Art besitzen definitiv das Potential die LVP-Recyclingquoten zu erhöhen, wobei eine Kombination mehrerer Ansätze wohl das Optimum an Erfassung und Recycling bewirken wird. Die Studie zeigt, dass ein großes noch ungenutztes Kunststoffpotential in der österreichischen Abfallwirtschaft vorhanden ist. Wie und wieviel Mengen künftig für das Kunststoffrecycling zur Verfügung stehen und tatsächlich verwertet werden, wird maßgeblich den ökonomischen und rechtlichen Rahmenbedingungen obliegen.

LITERATUR

Aldrian, A., Wellacher, M. & Pomberger, R. (2015) Development and validation of a new direct sampling method for coarse mono- and mixed waste fractions bound in bales. *International journal of environmental analytical chemistry* (95)15: 1502-1522.

ARA (Altstoff Recycling Austria AG) (ed.) (2015) *Leistungsreport 2014.* Wien, Österreich: ARA.

ASI (Austrian Standards Institute) (ed.) (2011) *ÖNORM S2127 Grundlegende Charakterisierung von Abfallhaufen oder von festen Abfällen aus Behältnissen und Transportfahrzeugen.* Wien, Österreich: ASI.

ASI (ed.) (2005) *ÖNORM S2100 Abfallverzeichnis.* Wien, Österreich: ASI.

Bauer, M. (2014) *Mechanical Processing of Post-Consumer Plastics for Chemical Recycling.* Dissertation, Montanuniversität Leoben.

BMLFUW (Bundesministerium für Land- und Forst-, Umwelt und Wasserwirtschaft) (ed.) (2015) *Die Bestandsaufnahme der Abfallwirtschaft in Ö.,* Statusbericht 2015. Vienna, Austria: BMLFUW.

EC (Europäische Kommission) (ed.) (2015) *Proposal for the Directive 94/62/EG* of the European Parliament and of the Council 5 Dezember 2015 on packaging and packaging waste. Brüssel, Belgien: EC.

EDM (Elektronisches Daten Management System) (ed.) (2014) *Datenauszug aus dem EDM Portal,* Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft. Wien; Österreich.

Eygen Van, E., Feketitsch, J., Laner, D. & Fellner J. (2015) In-depth analysis of plastic flows and stock in Austria. In: *8th International Symposium on Feedstock Recycling of Polymeric Materials* (8th ISFR 2015) Symposium, Leoben; Montanuniversität Leoben, 6 S.

Feil, A., Pretz, T., Jansen, M. & Thoden van Velzen, E.U. (2016) Separate collection of plastic waste, better than technical sorting from municipal solid waste? *Waste Management & Research*. Epub ahead of print 15 July 2016, doi: 10.1177/0734242X16654978.

Kranzinger, L., Schopf, K., Pomberger, R. & Punesch, E. (2016) Case Study: Is the "catch-all plastics bin" useful to unlock the hidden resource potential in the residual waste collection system? Manuscript submitted at *Waste Management & Research.*

Reh, K., Franke, M., Baum, H.G. & Faulstich, M. (2014) Studie „Vergleichende Analyse der Entsorgung von Verpackungsabfällen aus haushaltsnahen Anfallstellen auf Basis der Verpackungsverordnungen in Deutschland und Österreich". In: Wien: ÖWAV (*Serie von Österreichischen Wasser- und Abfallwirtschaftsverbandes* (ÖWAV), Magazine 169.

Plastics Europe (ed.) (2015) *Plastics – The Facts 2015; An Analysis of European plastics production, demand and waste data.* Brüssel, Belgie: Plastics Europe. Verfügbar unter: http://www.plasticseurope.org/Document/plastics-the-facts-2015.aspx (aufgerufen Juli 6, 2016).

UBA (Umweltbundesamt) (2011) Bernhardt, A., Domenig, M., Reisinger, H., Walter, B. & Weißenbach, T.: *Deponierückbau – Wirtschaftlichkeit, Ressourcenpotential und Klimarelevanz*. Report, Bd. REP- 0378. UBA, Wien.

Bestimmung der fossilen Kohlendioxidemissionen aus österreichischen Müllverbrennungsanlagen

H. Rechberger, T. Schwarzböck, O. Cencic & J. Fellner
Technische Universität Wien, Forschungsbereich Abfallwirtschaft und Ressourcenmanagement, Wien, Österreich

KURZFASSUNG: Da brennbare Abfälle zumeist ein Gemisch aus biogenen (z.B. Papier, Holz, Küchenabfälle) und fossilen Materialien (Kunststoffe) darstellen, entstehen bei ihrer thermischen Verwertung sowohl klimaneutrale als auch klimarelevante CO_2-Emissionen. Im Zuge eines vom BMLFUW (Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft) geförderten Projektes wurden erstmals auf nationaler Basis die fossilen und biogenen CO_2-Emissionen aus thermisch verwerten Abfällen bestimmt. Die methodische Grundlage dabei bildet die von der TU Wien entwickelte Bilanzenmethode. Das Verfahren beruht auf einem mathematischen Abgleich von Materialdaten (z.B. mittlere stoffliche Zusammensetzung biogener und fossiler Materialen) und messbaren Betriebsgrößen der Verbrennungsanlagen (z.B. Reingasmenge, O_2- und CO_2-Konzentration des Reingases, Dampfmenge). Auf Grund einer Anlagenertüchtigung und teils fehlender CO_2-Messungen konnten zehn von dreizehn Müllverbrennungsanlagen und damit rund 88 % der verbrannten Abfälle berücksichtigt werden. Die Ergebnisse zeigen eine große Streuung der biogenen Heizwertanteile der in den Anlagen verbrannten Abfälle als auch eine starke zeitliche Variation der Abfallzusammensetzung. Folglich lässt sich für Müllverbrennungsanlagen kein allgemein gültiger Heizwertanteil oder CO_2-Emissionsfaktor ableiten und eine anlagenspezifische Auswertung über einen längeren Zeitraum erscheint zielführend.

1 EINLEITUNG

Nach Inkrafttreten der Deponieverordnung in Österreich, die seit 2004 bzw. in einzelnen Bundesländern seit 2009 das Deponieren von unbehandeltem Restmüll und Rückständen aus der kommunalen Abwasserreinigung untersagt, ist ein deutlicher Anstieg der thermisch verwerteten Abfälle zu verzeichnen (von 14,5 auf 36,4 %), (BAWP 2011). Im Jahr 2000 standen in Österreich fünf Abfallverbrennungsanlagen zur thermischen Behandlung von Siedlungs- und Gewerbemüll, Industrieabfälle und Klärschlamm mit einer Kapazität von rund 730.000 Tonnen pro Jahr zur Verfügung (Stubenvoll et al. 2002). Mittlerweile sind elf Anlagen mit einer Gesamtkapazität von rund 2.600.000 Tonnen pro Jahr in Betrieb (exklusive der zwei Anlagen zur Verwertung von gefährlichen Abfällen). Diese Entwicklung führte zu einer drastischen Reduktion der deponierten Mengen an biologisch abbaubaren Abfällen und damit verbunden auch zu einem Rückgang aktueller und insbesondere zukünftiger Methanemissionen von Deponien. Durch den Anstieg der verbrannten Abfallmengen gelangt jedoch mehr CO_2 in die Atmosphäre. Laut Klimaschutzbericht hat sich seit 2014 die emittierte Menge an treibhausrelevantem CO_2 aus der thermischen Verwertung nahezu verdoppelt. Obgleich CO_2 weitaus weniger klimawirksam ist als Methan, ist es in der Klimabilanz Österreichs selbstverständlich zu berücksichtigen. Allerdings wird bei der Abfallverbrennung sowohl treibhausrelevantes (aus Kunststoffen stammend) als auch treibhausneutrales CO_2 (aus biogenen Quellen wie Holz, Papier, Küchen- und Gartenabfälle) freigesetzt. Eine Abschätzung beider CO_2-Anteile (biogen und fossil) ist daher notwendig. Analog zur Klimarelevanz stammt die bei der thermischen Verwertung erzeugte Energie aus Abfällen von verschiedenen Primärenergieträgern (biogen und fossil). Die Zusammensetzung eingesetzter Abfälle ist daher auch aus energiepolitischer Sicht von Interesse. Einerseits wird die Einspeisung von Strom aus erneuerbaren Energien gefördert (2009/28/EG) und andererseits sind die Stromlieferanten verpflichtet den Primärenergieträgeranteil auszuweisen (E-Control 2011).

Die Quantifizierung der Anteile der „grünen“ und fossilen Energie bzw. des klimarelevanten und klimaneutralen Kohlenstoffdioxidausstoßes ist auf Grund der variablen Zusammensetzung thermisch verwerteter Abfälle und der zahlreichen Fraktionen im Müll, die Verbunde aus unterschiedlichen Werkstoffen darstellen, schwierig. Bisherige Methoden, den Anteil fossiler CO_2 Emissionen zu bestimmen basieren vorwiegend auf Sortieranalysen, welche jedoch mit großer Unsicherheit behaftet sind (Fellner et al. 2007), (Fichtner 2007), (Severin et al. 2010). Restfeinfraktionen (die bis zu 30 % betragen) können nicht mehr den Attributen „fossil“ oder „biogen“ zugeordnet werden. Zudem geben Verfahren, die auf einer punktuellen Analyse beruhen, selbst bei repräsentativ gezogenen Proben des Abfallinputs nur eine Momentaufnahme der Zusammensetzung zum Zeitpunkt der Analyse wieder (wie beispielsweise die selektive Lösemethode) (Cuperus et al. 2005), (van Dijk & Steketee 2002). Eine weitere gängige Methode zu Bestimmung der CO_2 Emissionen aus der Abfallverbrennung ist die Verwendung von sogenannten Emissionsfaktoren, die die fossile CO_2 Menge pro Tonne Abfall bzw. pro GJ Energieinhalt des Abfalls angeben. Diese Emissionsfaktoren beruhen zumeist auf Ergebnissen von Sortieranalysen und werden üblicherweise als typischer Emissionswert für verschiedene Brennstoffe (z.B. Steinkohle, Diesel, Braunkohle) angegeben. Jüngere Untersuchungen belegen allerdings, dass allgemeine Emissionsfaktoren für die Abfallverbrennung nur sehr bedingt Gültigkeit haben, da die Zusammensetzung des Abfalls sowohl zeitlich als auch regional sehr stark variieren kann (Fuglsang et al. 2014), (Obermoser et al. 2009). Ein an der Technischen Universität Wien entwickeltes Verfahren ist die sogenannte Bilanzmethode. Diese beruht auf einem mathematischen Modell, das vorhandene Betriebsparameter der Müllverbrennungsanlagen und Informationen über die chemische Zusammensetzung der biogenen und fossilen Abfallanteile verwendet. Dadurch lassen sich zeitliche Veränderungen der Zusammensetzung des Abfalls (Unterscheidung zwischen biogen und fossil) beobachten (Fellner et al. 2007).

Ziel des Projektes war es, die Zusammensetzung des Abfallinputs aller österreichischen Abfallverbrennungsanlagen zu analysieren und zu vergleichen. Da auf aufwändige Probenahmen und Sortierungen verzichtet werden sollte (sehr kosten- und zeitintensiv), wurde die Bilanzenmethode als relativ einfaches und kostengünstiges Tool zur Bestimmung des biogenen und fossilen Brennstoffanteils eingesetzt.

Folgende Kennwerte (pro Anlage und gesamt für die thermische Verwertung von Abfällen in Österreich) für ein Kalenderjahr (2014) gilt es zu generieren:

- Erneuerbarer Energieanteil (Energieanteil aus Biomasse) .
- Fossiler Kohlenstoffanteil und Ableitung von fossilen CO_2-Emissionsfaktoren: Spezifische klimarelevante CO_2 Emissionen bezogen auf Abfallinput (kg $CO_{2,\,foss}$ pro Tonne Abfallinput) bzw. bezogen auf den Heizwert des Abfalls (kg $CO_{2,\,foss}$ pro GJ Heizwert des Abfalls).
- Klimarelevante Gesamt-CO_2-Emissionen aus der thermischen Verwertung von Abfällen in Österreich.

2 METHODIK

2.1 Bilanzenmethode zur Bestimmung des fossilen/biogenen Anteils im Input der Abfallverbrennungsanlagen

Die methodische Grundlage für die Ermittlung der fossilen und biogenen Anteile im Input der Abfallverbrennungsanlagen bildet die am 30.03.2005 zum österreichischen Patent angemeldete und in der Zwischenzeit (26.12.2012) auf europäischer Ebene patentierte Bilanzenmethode („Verfahren zur Ermittlung der Anteile biogener und fossiler Energieträger sowie biogener und fossiler Kohlendioxidemissionen“). Das Verfahren beruht auf einem mathematischen Abgleich von Materialdaten (z.B. mittlere stoffliche Zusammensetzung biogener und fossiler Materialen) mit messbaren Betriebsgrößen der Verbrennungsanlage (z.B. Reingasmenge, O_2- und CO_2-Konzentration des Reingases und Dampfmenge). Dazu werden insgesamt sechs Bilanzgleichungen herangezogen (Abb. 1):

- Massenbilanz,
- Aschenbilanz,
- Kohlenstoffbilanz,

- Energiebilanz,
- Sauerstoffverbrauchsbilanz und
- Differenz aus Sauerstoffverbrauch und Kohlendioxidproduktion.

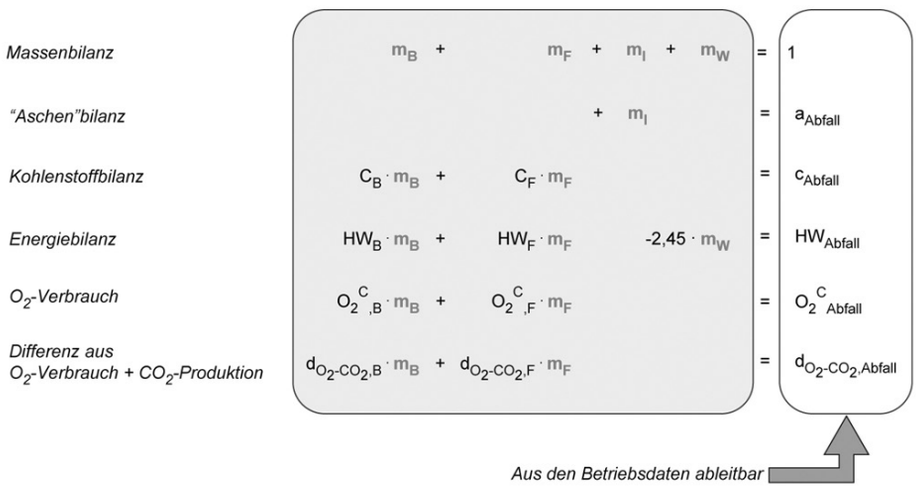


Abb. 1: Gleichungssystem der Bilanzenmethode (vereinfachte Darstellung); mit c_B, c_F… Kohlenstoffgehalt im biogenen bzw. fossilen Abfallanteil, HW_B, HW_F…Heizwert des biogenen bzw. fossilen Abfallanteils, $O_2{}^{C}{}_{,B}$, $O_2{}^{C}{}_{,F}$…Sauerstoffverbrauch des biogenen bzw. fossilen Abfallanteils, m_B, m_F…Massenanteile des biogenen bzw. fossilen Materials, m_I, m_W…Inertanteil bzw. Wasseranteil des Abfalls (Fellner et al. 2006a).

Jede der Gleichungen charakterisiert eine bestimmte Abfalleigenschaft (zum Beispiel Aschegehalt, Kohlenstoffgehalt, Heizwert). Für die Erstellung der Bilanzgleichungen werden die Materialien des Abfallinputs gedanklich in vier Stoffgruppen unterteilt: inerte (m_I), biogene (m_B) und fossile (m_F) Materialien sowie Wasser (m_W), sie bilden die Unbekannten des Gleichungssystems. Die Koeffizienten der linken Seite der Gleichungen (z.B. Heizwert biogen HWB, Kohlenstoffgehalt biogen c_B, $d_{O2\text{-}CO2,B}$, $o_2{}^{c}{}_{,B}$ …) der Unbekannten lassen sich aus der chemischen Zusammensetzung der biogenen und fossilen Materialien berechnen. Daten hierfür können aus der Literatur entnommen oder durch Laboranalysen bestimmt werden. Die in dieser Studie verwendeten Eingangsdaten stammen aus Ergebnissen bestehender Abfallsortieranalysen, natio-nalen Produktions- und Einsatzdaten von Polymeren sowie Ergebnissen von Monte Carlo Simulationen. Das Gleichungssystem der Bilanzenmethode besteht somit aus sechs Gleichungen und vier Unbekannten. Es handelt sich also um ein überbestimmtes System, das mit Hilfe nichtlinearer Ausgleichsrechnung zu lösen ist. Konkret wird dazu die Methode der schrittweisen linearen Ausgleichsrechnung angewandt. Ausgabewerte sind die berechneten Massenanteile m_B, m_F, m_W, m_I sowie die zugehörigen Unsicherheitsbereiche. Eine detaillierte Beschreibung der einzelnen Gleichungen der Bilanzenmethode ist dem österreichischen Patent A539/2005 („Verfahren zur Ermittlung der Anteile biogener und fossiler Energieträger sowie biogener und fossiler Kohlendioxidemissionen") bzw. der europäischen Patentanmeldung (Fellner et al. 2006b) zu entnehmen. Die Methode wird ebenfalls in Fellner et al. (2007) im Detail beschrieben. Die Gültigkeit der Bilanzenmethode wurde in verschiedenen Studien anhand von Vergleichsanalysen mit anderen Methoden und Sensitivitätsanalysen bestätigt (Larsen et al. 2013), (Mohn et al. 2008), (Obermoser et al. 2009), (Rechberger et al. 2014). Eine Routineanwendung erfolgt bereits in mehr als 15 europäischen Müllverbrennungsanlagen zur Stromkennzeichnung oder zur Ausweisung der Treibhausgasemissionen.

2.2 Abfallverbrennungsanlagen in Österreich

Im Jahr 2014 standen in Österreich 13 Abfallverbrennungsanlagen für die Behandlung von Siedlungsabfällen, Gewerbe- und Industrieabfälle, Klärschlamm und gefährlichen Abfällen mit einer Gesamtkapazität von rund 2,75 Mio. Tonnen zur Verfügung. Davon konnten zehn Anlagen für die Auswertungen herangezogen werden. Eine Anlage war im Berichtsjahr nicht in Betrieb, während bei weiteren zwei Anlagen, die vorwiegend gefährliche Abfälle behandeln, die Auswertung auf-

grund der Datenlage (keine CO_2-Messungen oder unzureichende Datenqualität) nicht möglich war. Damit konnten rund 88 % des thermisch verwerteten Abfalls in Österreichs Müllverbrennungsanlagen im Jahr 2014 für die Auswertung berücksichtigt werden (rund 2,3 Mio. Tonnen von ca. 2,6 Mio. Tonnen). Die untersuchten Anlagen umfassen sechs Anlagen mit Rostfeuerung sowie vier Anlagen mit Wirbelschichtfeuerung wobei überwiegend Restmüll, Gewerbe-und Industrieabfall sowie Klärschlamm und Ersatzbrennstoffe eingesetzt werden.

2.3 Notwendige Betriebsdaten für die Anwendung der Bilanzenmethode

Für die Anwendung der Bilanzenmethode sind neben Informationen zur chemischen Zusammensetzung der biogenen und fossilen Materialien, Reingasparameter, Input- und Outputströme und die Dampfparameter der Müllverbrennungsanlagen notwendig. Tab. 1 listet die nötigen Betriebsdaten auf, die idealerweise als Stundenmittelwerte in die Berechnungen gemäß Bilanzenmethode eingehen.

Tab. 1: Benötigte Stundenmittelwert-Betriebsdaten der Müllverbrennungsanlagen für die Anwendung der Bilanzenmethode.

Betriebsparameter	Einheit
Verbrannte Abfallmenge	[t/h]
Verbrannte Klärschlammmenge	[t/h]
Zusatzbrennstoffe (Öl und/oder Gas)	[t/h] bzw. [m³/h]
Rückstandsmengen (Schlacke, Asche)	[t/h]*
Reingasmenge trocken	[Nm³/h]
O_2- und CO_2-Konzentration im trockenen Reingas	[Vol-%]
Dampfproduktion	[t/h]
Dampftemperatur und Dampfdruck	[°C] und [bar]
Speisewassertemperatur	[°C]
Wirkungsgrad des Dampfkessels	[-]

*) Daten für die Rückstände sind auch in Form von Monatsmittelwerten ausreichend.

3 ERGEBNISSE UND DISKUSSION

Die Anwendung der Bilanzenmethode auf die Betriebsdaten der zehn Abfallverbrennungsanlagen in Österreich, für das Kalenderjahr 2014 zeigt signifikante Unterschiede zwischen den ermittelten Werten pro Anlage. Beispielsweise variiert der mittlere biogene Heizwertanteil im Jahr zwischen 35,7 ± 2,4 % und 61,2 ± 2,7 %. Dies legt nahe, dass regionale Abfallwirtschaftspraktiken und Sammelsysteme erheblichen Einfluss auf die Zusammensetzung des thermisch verwerteten Abfalls haben. Weiters wird angenommen, dass Anteile der jeweilig eingesetzten Abfallarten (Siedlungsabfälle, Gewerbeabfälle, Industrieabfälle, etc.) den biogenen bzw. fossilen Anteil im Abfall in relevantem Ausmaß mitbestimmen. Den Autoren liegen zu den verbrannten Abfallarten keine quantitativen Angaben vor, jedoch konnte für eine Anlage, die vorwiegend Gewerbe- und Industrieabfälle einsetzt, der im Mittel geringste biogene Anteil verzeichnet werden. Zudem legen große Schwankungen der Monatsmittelwerte einiger Anlagen (bis 16 $\%_{rel}$ pro Anlage) nahe, dass die eingesetzten Abfallarten auch zeitlich stark variieren. Da insbesondere die Monatsmittelwerte der Anlagen mit Wirbelschichtfeuerung stark streuen, wird davon ausgegangen, dass dies zum Teil auf saisonale Änderungen im Ersatzbrennstoffbedarf (z.B. verursacht durch Zementproduktion) zurückzuführen ist.

Es konnten fossile CO2-Emissionsfaktoren von 32 ± 2 kg $CO_{2,foss}$/GJ bis 51 ± 2 kg $CO_{2,foss}$/GJ bestimmt werden (im Jahresmittel). Der Mittelwert über alle Anlagen ergibt sich zu 42,6 ± 2 kg $CO_{2,foss}$/GJ, welcher nur leicht unter dem Richtwert des Umweltbundesamt (2015) von 43,8 kg $CO_{2,foss}$/GJ liegt, jedoch über dem der in Schweden (32 kg $CO_{2,foss}$/GJ), Dänemark (37 kg $CO_{2,foss}$/GJ) oder Finnland (40 kg $CO_{2,foss}$/GJ) vorgeschlagenen Werte (Anderson et al. 2011), (Danish Energy Agency 2013), (Olofsson 2004), (Umweltbundesamt 2015).

Auch in Bezug auf die Emissionsfaktoren sind klarerweise die starken Variationen zwischen den Anlagen sowie die zeitlichen Schwankungen zu beobachten. Es kann also bei Anwendung eines allgemeinen Emissionsfaktors (wie beispielsweise vom IPCC (2000) oder Umweltbundesamt 2015) angegeben) sehr leicht zu Über- oder Unterschätzungen pro Anlage kommen. Bei Verwendung des Richtwertes des Umweltbundesamt (2015) von 43,8 kg $CO_{2,foss}$/GJ kommt es, basierend auf den vorliegenden Auswertungen, zu Fehleinschätzungen der fossilen CO_2-Emissionen pro Anlage bis zu 40 % bezogen auf den Jahresmittelwert und bei Monatsmittelwerten sogar bis zu 75 %. Der abgeschätzte Emissionsfaktor des IPCC (2000) für Siedlungsabfälle von 557 kg $CO_{2,foss}$/t Abfall ergibt durchwegs eine Überschätzung des fossilen Kohlenstoffs im Abfallinput österreichischer Müllverbrennungsanlagen (bis über 100 % des Jahresmittelwertes).

Die Auswertungen zeigen, dass eine zuverlässige Aussage über den erneuerbaren Energieanteil im Abfall oder den Anteil der klimarelevanten CO_2-Emissionen aus der Abfallverbrennung nur anlagenspezifisch sinnvoll ist. Die großen zeitlichen Schwankungen pro Anlage belegen zudem, dass nur eine Überwachung über einen längeren Zeitraum, vor allem bei Anlagen mit stark variierenden Inputströmen, zielführend für die Ausweisung des erneuerbaren Energieanteils oder die Treibhausgasinventuren ist. Diese Beobachtungen bestätigen die Ergebnisse anderer Studien (Fellner et al. 2011), (Fuglsang et al. 2014), (Obermoser et al. 2009). Ungerechtfertigt getätigte Fördergeldzahlungen und Verzerrungen der Treibhausgasinventur könnten durch eine Auswertung im fortlaufenden Betrieb verhindert werden. Die Bilanzenmethode bietet eine Möglichkeit diese veränderliche Zusammensetzung des Abfalls laufend aufzuzeichnen.

Die Bilanzenmethode stellt sich als kostengünstiges, verlässliches Verfahren dar, das statistisch fundierte Ergebnisse liefert und für dessen Anwendung üblicherweise keine zusätzliche Messtechnik erforderlich ist (eventuell mit Ausnahme der CO_2-Messungen im Reingas). Ein zusätzlicher Nutzen für die Anlagenbetreiber entsteht, indem durch die Plausibilitätsuntersuchungen der Betriebsdaten mögliche systematische Fehlmessungen oder Fehldokumentationen aufgedeckt werden können. Valide Messwerte (insbesondere der CO_2- und O_2-Konzentration im Reingas) sind jedoch Voraussetzung für belastbare Ergebnisse, sodass regelmäßige Kontroll- und Kalibrierungsmessung speziell bei einer Routineanwendung unabdingbar sind.

Da es die Methode zudem erlaubt, auch andere Kennwerte des Abfalls im fortlaufenden Betrieb der Abfallverbrennungsanlagen zu erfassen (z.B. den Wassergehalt, Heizwert), wird momentan untersucht, inwiefern das Verfahren, neben der Ausweisung des biogenen und fossilen Anteils im Abfall, zusätzlich zur Prozessoptimierung herangezogen werden kann. Beispielsweise könnte die Durchmischung des Abfalls besser überwacht werden, wodurch eventuell ein geringerer Restsauerstoffgehalt zu einem höheren Wirkungsgrad des Kessels führen würde (Riber et al. 2013). Auch gibt es erste Überlegungen dazu, wie die Bilanzenmethode zur Maximierung der Dampfproduktion eingesetzt werden kann (Schwarzböck et al. 2016).

LITERATUR

2009/28/EG (2009) *Richtlinie 2009/28/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23.April 2009 zur Förderung der Nutzung von Energie aus erneuerbaren Quellen.* Amtsblatt der Europäischen Union, pp. 16-62.

Anderson, R., Dahlbo, H., Myllymaa, T., Korhonen, M.-R. & Manninen, K., (2011) Greenhouse Gas Emission Factors for Helsinki Regions. In: *Waste Management, Life Cycle Management Conference LCM 2011*, Berlin, Germany, p. 10.

BAWP (Bundesabfallwirtschaftsplan) (2011) *Bundes-Abfallwirtschaftsplan 2011.* Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Wien, Österreich, p. 246.

Cuperus, J.G., van Dijk, E.A. & de Boer, R.C. (2005) *Pre-normative research on SRF*. TAUW bv, Deventer, Netherlands, p. 128.

Danish Energy Agency (2013) Notat: *Standardfaktorer for brændværdier og CO2-emissioner - indberetning af CO2-udledning for 2012,* Danish Energy Agency, http://www.ens.dk/sites/ens.dk/files/klima-co2/co2-kvoter/produktionsenheder-co2-kvoteordningen/ aarlig -co2 -rapportering/Standardfaktorer%202012.pdf.

E-Control (2011) BGBl. II Nr. 310/2011: *Verordnung der E-Control über die Regelungen zur Stromkennzeichnung und zur Ausweisung der Herkunft nach Primärenergieträgern* (Stromkennzeichnungsverordnung), Bundeskanzleramt.
Fellner, J., Cencic, O. & Rechberger, H. (2007) A new method to determine the ratio of electricity production from fossil and biogenic sources in waste-to-energy plants. *Environ Sci Technol* 41, 2579-2586.
Fellner, J., Cencic, O. & Rechberger, H. (2006a) Bilanzmethode – Ein Verfahren zur Bestimmung der fossilen CO2-Emissionen, in: Lorber, K.E.e.a. (Hrsg.), In: *Proceedings DepoTech 2006: "Abfall- und Deponietechnik, Abfallwirtschaft, Altlasten, 8.DepoTech Konferenz",* Leoben, Österreich.
Fellner, J., Cencic, O. & Rechberger, H. (2006b) *Verfahren zur Ermittlung der Anteile biogener und fossiler Energieträger sowie biogener und fossiler Kohlendioxidemissionen beim Betrieb von Verbrennungsanlagen* (Bilanzenmethode). Anmeldung zum europäischen Patent (März 2006), Wien, Österreich.
Fichtner (2007) C14 Determination of biomass energy content of fuels - Description of method. *Renewable Energy Association* (REA), p. 22.
Fuglsang, K., Pedersen, N.H., Larsen, A.W. & Astrup, T.F. (2014) Long-term sampling of CO2 from waste-to-energy plants: 14C determination methodology, data variation and uncertainty. *Waste Manage. Res.* 32, 115-123.
IPCC (2000) *IPCC Good Practice Guidance and Uncertainty Management in National Greenhouse Gas Inventories* - Chapter 5 – Waste. http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/gp/english/, p. 32.
Larsen, A.W., Fuglsang, K., Pedersen, N.H., Fellner, J., Rechberger, H. & Astrup, T. (2013) Biogenic carbon in combustible waste: Waste composition, variability and measurement uncertainty. *Waste Manage Res* 31, 56-66.
Mohn, J., Szidat, S., Fellner, J., Rechberger, H., Quartier, R., Buchmann, B. & Emmenegger, L. (2008) Determination of biogenic and fossil CO2 emitted by waste incineration based on (CO2)-C-14 and mass balances. *Bioresource Technol* 99, 6471-6479.
Obermoser, M., Fellner, J. & Rechberger, H. (2009) Determination of reliable CO2 emission factors for waste-to-energy plants. *Waste Manage Res* 27, 907-913.
Olofsson, M. (2004) Waste-to-energy from an environmental point of view., *Presentation at the 2nd CEWEP Congress "Where is EU Waste Policy going?"*, Amsterdam, Niederlande.
Rechberger, H., Fellner, J. & Cencic, O. (2014) Stets auf dem Laufenden – Die treibhauswirksamen Kohlendioxidemissionen und der grüne Stromanteil aus der Abfallverbrennung lassen sich mit der Bilanzenmethode effizient bestimmen. *ReSource*, 2014 (2).
Riber, C., Cencic, O., Fellner, J., Hindsgaul, C. & Rechberger, H. (2013) Full Scale Application of the Balance Method: Experiences and Results. I*SWA World Congress 2013*, Wien, Österreich.
Schwarzböck, T., Rechberger, H. & Fellner, J. (2016) The added-value of the Balance Method for Waste-to-Energy operators and national authorities, In: Thomé-Kozmiensky, K.J. (Hrsg.), *IRRC Waste-to-Energy,* 5.-6. September 2016. Vivis, Wien, Österreich.
Severin, M., Velis, C.A., Longhurst, P.J. & Pollard, S.J.T. (2010) The biogenic content of process streams from mechanical-biological treatment plants producing solid recovered fuel. Do the manual sorting and selective dissolution determination methods correlate? *Waste Manage* 30, 1171-1182.
Stubenvoll, J., Böhmer, S. & Szednyjm, I. (2002) *Stand der Technik bei Abfallverbrennungsanlagen, Umweltbundesamt.* Studie im Auftrag des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Wien, Österreich, p. 170.
Umweltbundesamt (2015) *Austria's national inventory report 2015* - Submission under the United Nations Framework Convention on Climate Change.
van Dijk, E.A. & Steketee, J.J. (2002) *Feasibility study of three methods for determining the biomass fraction in secondary fuels.* TAUW bv, Deventer, Netherlands, p. 51.

Assessing the Resource Efficiency of Biorefineries Using Organic Residues - Methodology and Examples

G. Jungmeier & M. Hingsamer
JOANNEUM RESEARCH, LIFE – Centre for Climate, Energy and Society, Graz, Austria

R. van Ree
WUR - Wageningen University & Research Centre, Wageningen, Netherlands

ABSTRACT: The IEA Bioenergy Task 42 "Biorefining" has the following definition on biorefining: "Biorefining is the sustainable processing of biomass into a spectrum of bio-based products (food, feed, chemicals, and materials) and bioenergy (biofuels, power and/or heat)". Various types of organic residues are a sustainable resource that offers great opportunities for a comprehensive product portfolio to satisfy the different needs in a future BioEconomy.

Worldwide many different residue based biorefining concepts are investigated and realized. As the development status and the perspectives for implementation and development of these biorefineries are quite different a "Biorefinery Fact Sheet" is developed for the uniform and compact description of the main characteristics of these biorefineries. Starting with a technical description and the biorefinery classification scheme the mass and energy balance is calculated for the most reasonable production capacity to receive key parameters on energy and material efficiencies. Then the three dimensions – economic, environmental and social - of sustainability are assessed on a life cycle basis and compared to conventional systems. All these information and data are presented in the "Biorefinery Fact Sheet".

The "Biorefinery Fact Sheets" consist of three parts: Part A: Biorefinery plant; Part B: Value chain assessment in comparison to conventional reference system and Annex: Methodology of sustainability assessment and data. The "Biorefinery Fact Sheets" are initially applied for a first selection of 20 interesting biorefinery systems identified by IEA (International Agency) Bioenergy Task 42, of which five cases are based on organic residues. Here the practical application is demonstrated on a four-platform (biogas, green juice, green fibers, electricity & heat) biorefinery using grass silage and food residues for bioplastic, insulation material, fertilizer and electricity Based on these fact sheets an easy and uniform comparison of the different residue based biorefinery concepts is possible. The "Biorefinery Fact Sheet" assists various stakeholders in finding their position on residue based biorefining in a future BioEconomy. Further fact sheets are under preparation as part of a continuous process of stakeholder involvement.

1 INTRODUCTION

A key driver for the necessary sustainable development is the implementation of the BioEconomy, which is based on renewable resources to satisfy its energy and material demand of our society. The broad spectrum of biomass resources offers great opportunities for a comprehensive product portfolio to satisfy the different needs of a BioEconomy. The concept of biorefining guarantees the resource and energy efficient use of biomass resources. The definition of biorefining in the IEA Bioenergy Task 42 "Biorefining" is (IEA Task 42 2014): "Biorefining is the sustainable processing of biomass into a spectrum of bio-based products (food, feed, chemicals, and materials) and bioenergy (biofuels, power and/or heat)". Currently many different biorefinery concepts are developed and already implemented which play a key role in establishing a BioEconomy.

2 AIM

The aim of the work is to present a framework for the life cycle based assessment of biorefineries with a special focus on assessing the energy and resource efficiency of using organic residues. The assessing methodology is applied to a biorefinery example. The assessment covers technical, economic, environmental, social, infrastructural, integration complexity, implementing issues relevant for the realization of various biorefinery concepts in a BioEconomy. The assessment results are presented in the compact format of a "Biorefinery Fact Sheet" to assist industry, decision makers and investors in their strategies to invest and integrate resource efficient biomass uses in a future BioEconomy.

3 APPROACH

The assessment framework developed is based on a life cycle basis to cover all relevant issues from the production, operation and end of life phase of the whole value chain of various biorefineries and follows a hierarchy procedure:

- biorefinery classification and assessment of the technologies and processes using the nine levels of the "Technology Readiness Level (TRL)",
- integrating the TRLs of the involved process to the "Biorefinery Complexity Index (BCI),
- calculation of most relevant economic data using Life Cycle Costing (LCC) approach,
- application of Life Cycle Assessment (LCA) to assess the environmental aspects,
- screening of relevant social issues in a Social Life Cycle Assessment (sLCA),
- integration of these aspects in Life Cycle Sustainability Assessment (LCSA),
- identification of most attractive industry sectors ("Hot Spots") for the integration of biorefineries in the existing industrial infrastructure ,
- highlighting necessary conditions for commercialization and
- concluding on the possible future role in a BioEconomy in a regional up to a global context.

The application of this approach is shown on four-platform (biogas, green juice, green fibers, electricity & heat) biorefinery using grass silage and food residues for bio plastic, insulation material, fertilizer, electricity, which is demonstrated in Germany. The assessment results are a set of selected scientific sustainability indicators, which are accepted by various stakeholders. An innovative presentation in a compact format is developed - "Biorefinery Fact Sheet" - to present the assessment results (Jungmeier et al. 2015).

4 RESULTS

4.1 Identified sustainability indicators

A set of broadly accepted sustainability indicators for comparison with conventional systems is identified:

- environment: greenhouse gas emissions (tons CO_2-eq/a), primary energy demand (GJ/a), area demand (ha/a),
- economy: production costs (€/a), revenues from products (€/a), value added (€/a), employment (persons/a), trade balance (€/a), counter effects (€/a) and
- society: workers, consumers, local community.

The results give the framework for a compact life cycle based assessment of various biorefineries by combining existing assessment methodologies, e.g. Life Cycle Assessment (LCA), Life Cycle Costing (LCC) and Social Life Cycle Assessment (sLCA) and presenting them in the compact format of the "Biorefinery Fact Sheet".

4.2 Biorefinery Fact Sheet

Based on a technical description and the classification scheme the mass and energy balance is calculated for the most reasonable production capacity for each of the selected biorefineries. Then the three dimensions – economic, environmental and social - of sustainability are assessed for each biorefinery and documented in the "Biorefinery Fact Sheet". This fact sheet was developed in cooperation with the members of IEA Bioenergy Task 42 "Biorefining" (Jungmeier et al. 2015). The "Biorefinery Fact Sheets" consist of three parts (Fig. 1): Part A "Biorefinery plant", Part B: "Value chain assessment" and Annex: "Methodology of sustainability assessment" and data. In Part A the key characteristics of the biorefinery plant are described by the classification scheme (Cherubini et al. 2009), description of the biorefinery, mass and energy balance, share of costs and revenues. In Part B the sustainability assessment based on the whole value chain of the biorefinery plant is described by the system boundaries, reference system, cumulated primary energy demand, greenhouse gas emissions, costs and revenues. In the next version of the Biorefinery Fact Sheet (Version 2.0) the following macro-economic aspects and society issues are summarized (Jungmeier et al. 2016): value added (€/a), employment (persons/a), trade balance (€/a) and identified hot spots of society issues. Based on these sheets an easy comparison of the different biorefinery systems is possible.

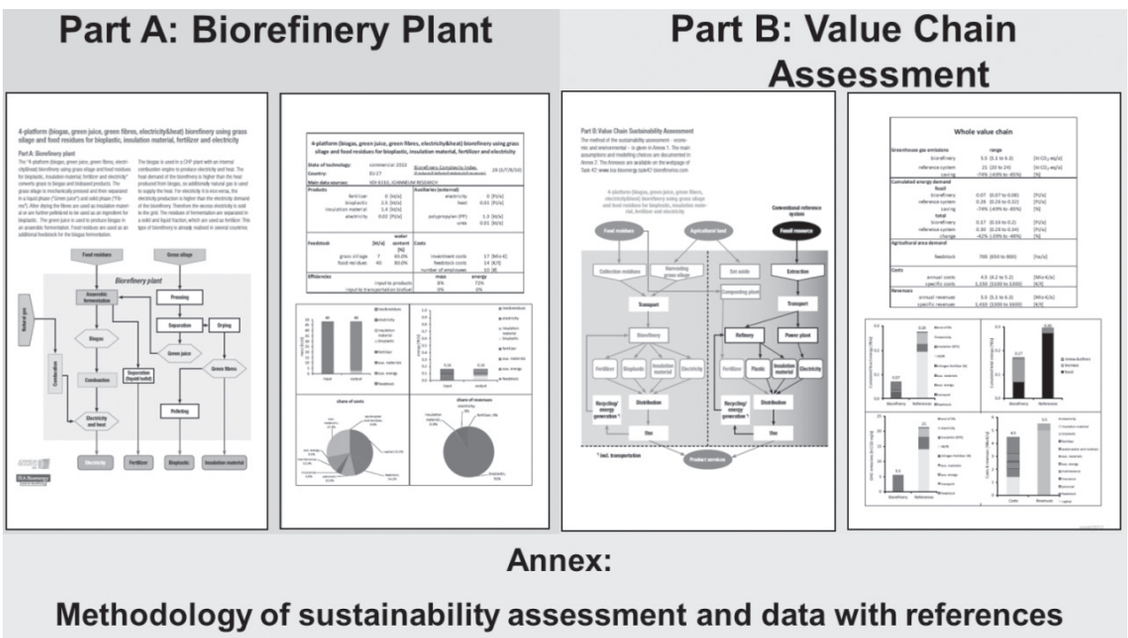


Fig. 1: The three parts of the "Biorefinery Fact Sheet" (Version 1.0).

4.3 Example

The "four-platform (biogas, green juice, green fibers, electricity & heat) biorefinery using grass silage and food residues for bioplastic, insulation material, fertilizer and electricity" converts grass to biogas and biobased products (Fig. 2). The grass silage is mechanically pressed and then separated in a liquid phase ("Green juice") and solid phase ("Fibers"). After drying the fibers are used as insulation material or are further pelletized to be used as an ingredient for bioplastic. The green juice is used to produce biogas in an anaerobic fermentation. Food residues are used as an additional feedstock for the biogas fermentation. The biogas is used in a CHP plant with an internal combustion engine to produce electricity and heat. The heat demand of the biorefinery is higher than the heat produced from biogas, so additionally natural gas is used to supply the heat. For electricity it is vice versa, the electricity production is higher than the electricity demand of the biorefinery. Therefore the excess electricity is sold to the grid. The residues of fermentation are separated in a solid and liquid fraction, which are used as fertilizer. This type of biorefinery is already realized in Germany.

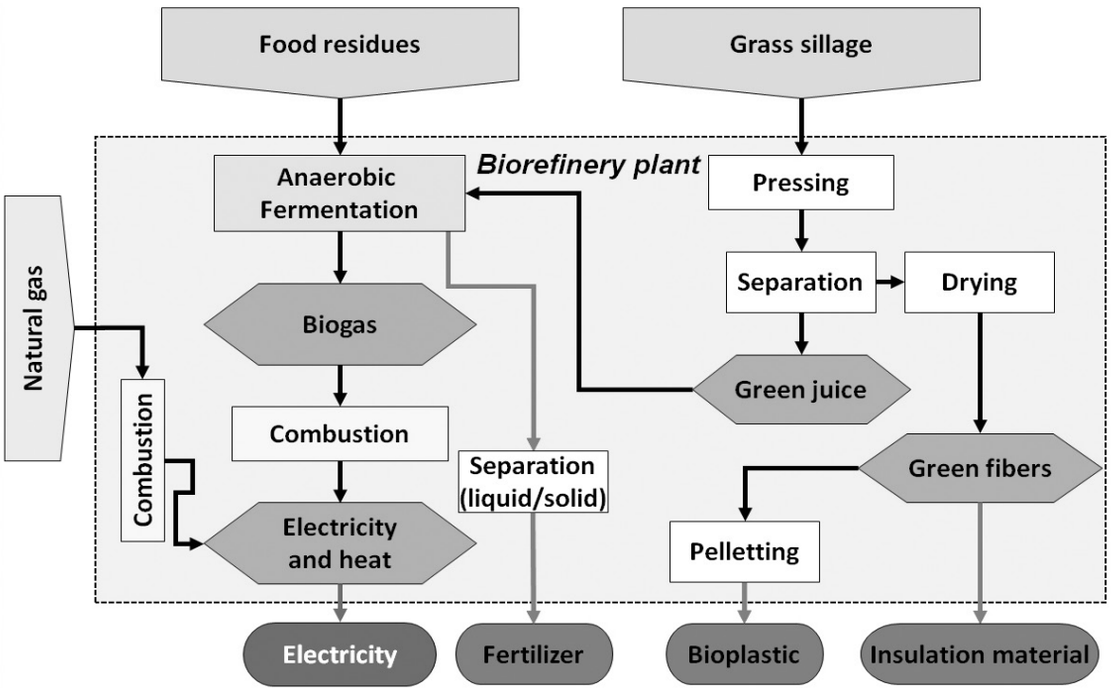


Fig. 2: Classification of "4-platform (biogas, green juice, green fibers, electricity & heat) biorefinery using grass silage and food residues for bioplastic, insulation material, fertilizer and electricity".

In Fig. 3 the main characteristics of this biorefinery is listed and in Fig. 4 the mass and energy balances are shown. The Biorefinery Complexity Index is 28 (3/7/8/10), which is a sum of the TRL of the various processes involved in the biorefinery (Jungmeier et al. 2014). For comparison the BCI of a "1-platform (oil) biorefinery using oilseed crops for biodiesel, glycerin and feed" is eight (1/1/3/3).

A 4-platform (biogas, green juice, green fibers, electricity&heat) biorefinery using grass silage and food residues for bio plastic, insulation material, fertilizer, electricity

State of technology:	commercial 2013	Biorefinery Complexity Index (Products/Platform/Feedstock/Processes)	28 (3/7/8/10)
Country:	EU 27		
Main data sources:	VDI 6310, JOANNEUM RESEARCH		

Products		**Auxiliaries (external)**	
fertilizer	0 [kt/a]	electricity	0 [PJ/a]
bio plastic	2,5 [kt/a]	heat	0,01 [PJ/a]
insulation material	1,4 [kt/a]		
electricity	0,02 [PJ/a]	polypropylen (PP)	1,3 [kt/a]
		urea	0,01 [kt/a]

Feedstock	**[kt/a]**	**water content [%]**	**Costs**	
grass sillage	7	65,0%	investment costs	17 [Mio €]
food residues	40	80,0%	feedstock costs	14 [€/t]
			number of employees	10 [#]

Efficiencies	**Mass**	**Energy**
input to products	8%	72%
input to transportation biofuel	0%	0%

Fig. 3: Main characteristics of the biorefinery plant.

As an adequate indicator for the resource efficiency the mass and energy efficiency - defined relation from input to output – is 8 % and 72 % calculated, whereas the low mass efficiency is due to the high water content of the feedstock.

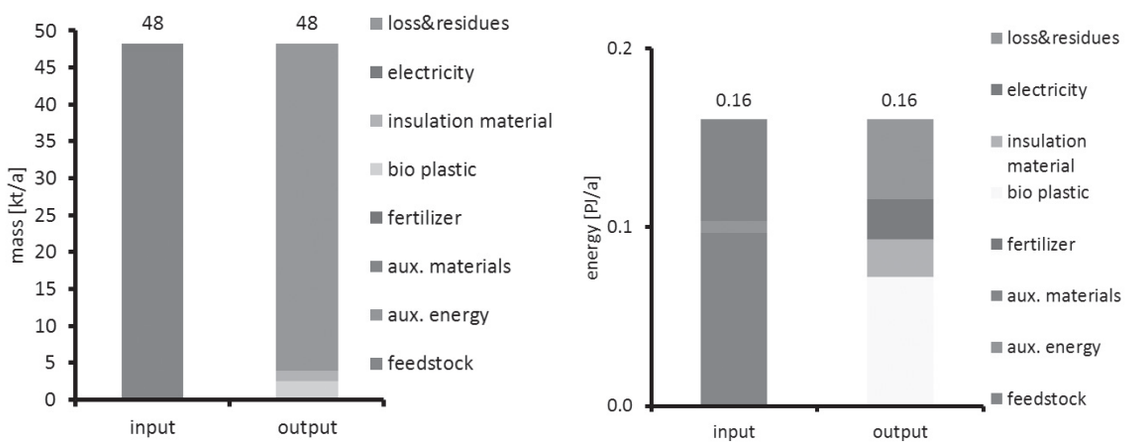


Fig. 4: Mass and energy balance of the biorefinery plant".

In Fig. 5 the comparison of the organic residue based biorefinery to the reference system is shown, which includes conventional products mainly made from fossil raw materials, except fertilizer from the composting of food residues.

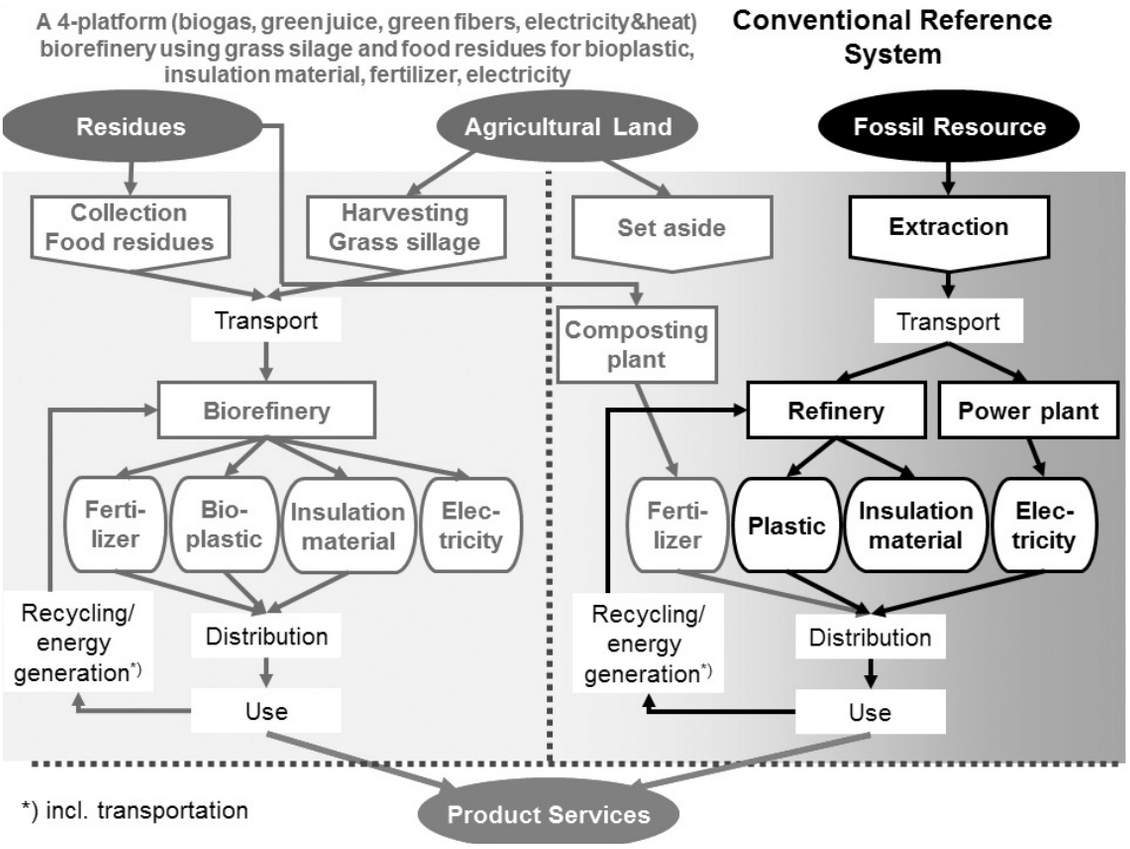


Fig. 5: System boundaries and reference system of the sustainability assessment".

In Fig. 6 the summarized sustainability assessment is shown. The GHG and the fossil primary energy saving of the biorefinery is about 74 % compared to the conventional system, whereas the saving of the total primary energy is about 42 %. The agricultural area demand for the grass silage is about 700 ha. The total annual cost are with 4.5 mil. € lower than the annual revenues for the products with 5.5. Mio €, so a commercial operation of the biorefinery is feasible under current economic framework conditions.

Whole value chain			
Greenhouse gas emissions		**range**	
biorefinery	5,5	(5.1 to 6.3)	[kt CO_2-eq/a]
reference system	21	(20 to 24)	[kt CO_2-eq/a]
saving	-74%	(-69% to -85%)	[%]
Cumulated energy demand			
fossil			
biorefinery	0,07	(0.07 to 0.08)	[PJ/a]
reference system	0,28	(0.26 to 0.32)	[PJ/a]
saving	-74%	(-69% to -85%)	[%]
total			
biorefinery	0,17	(0.16 to 0.2)	[PJ/a]
reference system	0,30	(0.28 to 0.34)	[PJ/a]
change	-42%	(-39% to -48%)	[%]
Agricultural area demand			
feedstock	700	(650 to 800)	[ha/a]
Costs			
annual costs	4,5	(4.2 to 5.2)	[Mio €/a]
specific costs	1.150	(1,100 to 1,300)	[€/t]
Revenues			
annual revenues	5,5	(5.1 to 6,3)	[Mio €/a]
specific revenues	1.410	(1,300 to 1,600)	[€/t]

Fig. 6: Overall results of sustainability assessment.

The cumulated primary energy demand and greenhouse gas emissions as indicators for the en-ergy and resource efficiency are shown in Fig. 7. Results show Greenhouse gas (GHG) savings by a level of 74 % and energy savings by 42 %.

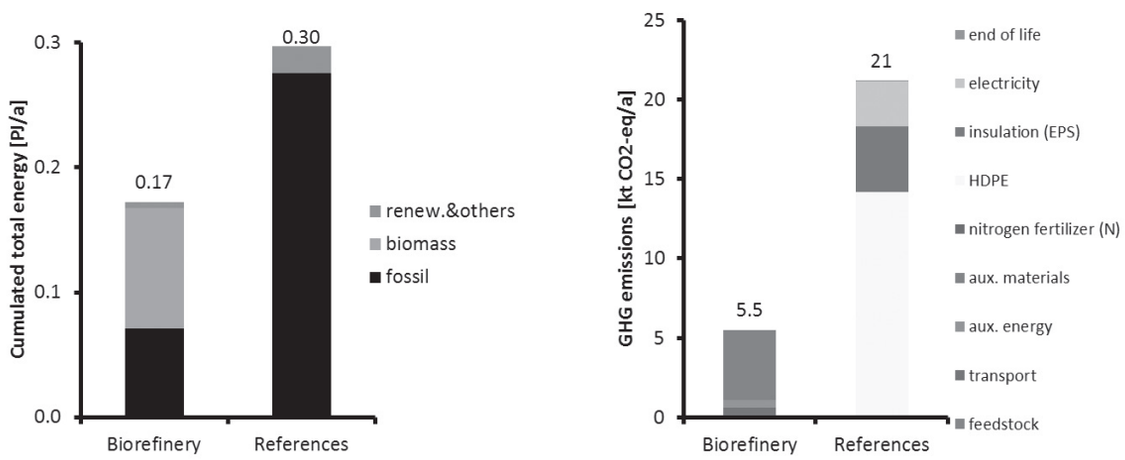


Fig. 7: Primary energy demand and greenhouse gas emissions of sustainability assessment.

5 CONCLUSIONS

The main conclusions of the assessment activities of biorefineries are:

- Uniform classification of biorefineries via platforms, products, feedstocks, processes.
- Technology: assessment of Technology Readiness Level (TRL) for involved processes.
- Biorefinery Complexity Index (BCI) as indicator for the development status of a biorefinery.
- Life Cycle based Sustainability assessment with LCSA –environment, economy and society.
- "Biorefinery Fact Sheet" gives facts & figures on biorefinery plant in whole value chain assessment in a common and comparable format.
- To judge on the energy and resource efficiency a life cycle based consideration of the value chain is necessary to calculate the indicators cumulated primary energy and GHG emission.
- A set of broadly accepted sustainability indicators for comparison with conventional systems is identified:
  - Environment: GHG emissions (tons CO2-eq/a), primary energy demand (GJ/a), area demand (ha/a),
  - Economy: production costs (€/a), revenues from products (€/a), value added (€/a), employment (persons/a), trade balance (€/a) and
  - Society: workers, consumers, local community.
- A case study to exercise the practical application is shown for the biorefinery to produce bioplastic, insulation material, fertilizer and electricity from organic residues resulting in indicators for resource efficiency of
  - GHG saving 74 % and
  - Energy saving 42 %.

The results assist various stakeholders in finding their position on biorefining in a future bio-based economy while minimizing unexpected technical, economic and financial risks.

REFERENCES

Cherubini, F., Jungmeier, G., Wellisch, M., Willke, T., Skiadas, I., van Ree, R. & de Jong, E. (2009) *Toward a common classification approach for biorefinery systems,* Biofpr – Biofuels, Bioproducts&Biorefining, IEA Task 42 (2015) Brochure of IEA Bioenergy Task 42 „Biorefining", www.iea-bioenergy.task42-biorefineries.com.

Jungmeier, G., Rene van Ree, R., Jørgensen, H., de Jong, E., Stichnothe, H. & Wellisch, M. (2015) *The Biorefinery Fact Sheet,* Working document published on Task 42 webpage 2015.

Jungmeier, G., van Ree, R., Jørgensen, H., de Jong, E., Stichnothe, H. & Wellisch M. (2014) *The Biorefinery Complexity Index,* Working document published on Task 42 webpage 2014.

Jungmeier, G., Hingsamer, M., Steiner, D., Kaltenegger, I, Kleinegris, D., van Ree, R. & de Jong, E. (2016) The Approach of Life Cycle Assessment of Biorefineries, *Proceedings of 24th European Biomass Conference,* 2016.

UrbanFoodSpots – Kühlstationen mit integriertem Informationssystem zur Lebensmittelweitergabe im urbanen Raum

G. Bernhofer, M. Kalleitner-Huber, G. Mraz & C. Pladerer
Österreichisches Ökologie-Institut, Kompetenzfeld Ressourcenmanagement, Wien, Österreich

M. Pohl & E. Weißenböck
Technische Universität Wien, Institut für Gestaltungs- und Wirkungsforschung, Wien, Österreich

R. Wauschek & S. Gemballa
Ernst Winninger GmbH, Regau, Österreich

KURZFASSUNG: Mit dem Projekt UrbanFoodSpots – gefördert vom bmvit im Rahmen der Programmlinie FEMtech Forschungsprojekte (Laufzeit 2015 bis 2017) – soll ein Angebot für die lokale und private Lebensmittelweitergabe entwickelt werden, das auf den Bedürfnissen unterschiedlicher Gruppen an Privatpersonen aufbaut. UrbanFoodSpots sind öffentlich zugängliche Orte zur Weitergabe von vorwiegend originalverpackten Lebensmitteln. Im Projekt werden die Grundlagen für eine gender- und diversitätssensible Gestaltung des Kühlgerätes sowie des Aufstellungsortes, unter Berücksichtigung rechtlicher und hygienischer Aspekte erarbeitet. Die Abwicklung der Weitergabe wird dabei durch die Kombination von eigens konzipierten Kühlstationen, internetbasierter Software und Einrichtung fixer Orte im städtischen Raum erleichtert: Der Wert der geteilten Lebensmittel rückt verstärkt ins Bewusstsein, und die sozialökonomische, ethische und ökologische Bedeutung der Lebensmittelweitergabe wird sichtbar gemacht. Als Projektergebnis werden Konzepte für verschiedene Betriebsvarianten „UrbanFoodSpots“ hinsichtlich Gestaltung, Abwicklung, Bedienung, Betreuung und Finanzierung vorliegen. Ziel ist ein möglichst uneingeschränkter Zugang für verschiedene NutzerInnen und die Zusammenarbeit mit anderen Tauschbörsen, Nahversorgungsgeschäften und lokalen Unternehmen, um gemeinsam einen Beitrag zur Lebensmittelabfallvermeidung zu leisten.

1 EINLEITUNG

Jährlich finden sich im Wiener Restmüll rund 70.000 Tonnen originalverpackte oder nur teilweise verbrauchte Lebensmittel – im Wert von bis zu 400 € pro Haushalt. Ein relativ großer Anteil davon sind leicht vermeidbare Lebensmittelabfälle wie etwa ganzes Obst oder angeschnittenes Brot (Schneider 2008). Die Produktion, der Transport, die Lagerung und die Entsorgung von Lebensmitteln sind sehr energie-, kosten- und rohstoffintensiv. Zugleich müssen immer mehr Menschen bei Grundbedürfnissen sparen. Initiativen wie die Wiener Tafel, die Plattform myfoodsharing oder öffentliche Kühlschränke bieten Möglichkeiten, überschüssige Lebensmittel weiter zu verteilen. Jedoch werden damit nur ein Teil der potentiellen GeberInnen und NehmerInnen erreicht. Das Projekt UrbanFoodSpots will ein Angebot zur öffentlichen, niederschwelligen und systematisierten Weitergabe von Lebensmitteln für die heterogenen Zielgruppen der NutzerInnen schaffen, um so die Lebensmittelweitergabe auf eine breitere Basis zu stellen.

Zu erwartende Projektergebnisse:

- Konzept für ein gender- und diversitätssensibles Kühlsystem zur Verteilung von Lebensmitteln im urbanen Raum: Rahmenbedingungen, technische Auslegung der Kühleinheiten inkl. Anbindung an Informationssystem, Entwürfe eines User-Interface-Designs für das Informationssystem und verschiedene Zugangsmöglichkeiten zu UrbanFoodSpots, Entwicklung verschiedener Betriebsvarianten.
- Commitment potentieller KooperationspartnerInnen zur Unterstützung eines Umsetzungsprojektes mit Prototypen nach Projektablauf.
- Kosten-Nutzen-Abschätzung für unterschiedliche Betriebsvarianten.

2 RAHMENBEDINGUNGEN UND KONZEPTION

Die zur Umsetzung von Kühlstationen im urbanen Raum benötigten Grundlagen und Rahmenbedingungen wurden bereits recherchiert und erarbeitet: UrbanFoodSpots sind rechtlich gesehen Lebensmittelunternehmen und somit alle entsprechenden lebensmittelrechtlichen Vorschriften uneingeschränkt einzuhalten. Rückverfolgbarkeit, Lebensmittelsicherheit und Kennzeichnung der Lebensmittel muss gewährleistet sein. Ein weiterer wichtiger Punkt sind die verschiedenen Einflussfaktoren für einen erfolgreichen Betrieb (Finanzierung, Abwicklung, Wartung, Sicherheit, Entsorgung, etc.) von UrbanFoodSpots. Die Erfahrungen von BetreiberInnen von Fair-Teilern und Sozialmärkten fließen ebenfalls in die Grundlagen mit ein: Mit zwölf BetreiberInnen wurden Interviews geführt. Die Einbindung relevanter Stakeholder erfolgte von Beginn wie auch der Aufbau eines Netzwerkes an potentiellen KooperationspartnerInnen.

Potentielle NutzerInnen für UrbanFoodSpots sind GeberInnen und NehmerInnen. GeberInnen können Lebensmittel nach erfolgter Registrierung abgeben. Die Motivationen dafür können sehr vielfältig sein: Sei es der Beginn einer Diät, Überschüsse von Festen oder Feiertagen, ein anstehender Urlaub, Ernteüberschüsse aus Garten oder aus Landwirtschaft, soziale Kontakte oder soziales Engagement, um Menschen zu helfen, die weniger Geld zur Verfügung haben. In Wien sind derzeit etwa 29 Prozent der Bevölkerung armutsgefährdet, österreichweit liegt der Prozentsatz bei 18,8 Prozent (Statistik Austria 2014).

2.1 Konzeption der möglichen Abwicklung

Um eine möglichst breite Bevölkerungsschicht anzusprechen, ist geplant, die Benutzeroberfläche mehrsprachig und verbildlicht dazustellen. Neben der Abgabe durch Privatpersonen sind auch Kooperationen mit Supermärkten und anderen lokalen Unternehmen denkbar. Auch für die NehmerInnen wird die Motivation sehr vielschichtig sein: Nicht nur Geldersparnis, sondern auch das persönliche Anliegen, die Lebensmittelverschwendung einzudämmen und Ressourcen zu schonen, stehen hierbei im Vordergrund.

Der Ablauf bei der Abgabe beziehungsweise Entnahme von Lebensmitteln könnte folgendermaßen aussehen: Nach erfolgter Registrierung können Lebensmittel abgegeben werden. Diese werden anschließend gekennzeichnet, um die Herkunft des Produktes rückverfolgen zu können, und in einen Zwischenfach zwischengelagert. Danach kontrolliert eine geschulte Person die abgegebenen Produkte, und ordnet diese in die jeweiligen Entnahmefächer der Kühlstation ein.

Nun stehen die Lebensmittel für die Entnahme zur Verfügung. Nach erfolgter Registrierung können die NutzerInnen auf einer eigens entwickelten Benutzeroberfläche aus elf Produktkategorien (Stand Juli 2016) – Gemüse, Obst, Brot- und Backwaren, Milchprodukte und Eier, Trockenprodukte, Fertigprodukte, Halbfertigprodukte, Fleisch- und Dauerwurstwaren, vegane Produkte, Süßigkeiten und Snacks, Sonstiges – die gewünschte Kategorie auswählen. Danach besteht die Möglichkeit, mithilfe einer weiteren Unterkategorie das Produkt zu spezifizieren, beispielsweise „Mehlspeisen“ bei der Überkategorie „Brot und Backwaren“. Daraufhin erscheint eine Auflistung aller verfügbaren Lebensmittel dieser Kategorie, bei der unter anderem die Allergene angegeben werden. Nach der Auswahl des gewünschten Lebensmittels erfolgt dessen kostenlose Ausgabe. Es gibt keine Begrenzung hinsichtlich der Menge, die von einer Person abgegeben bzw. entnommen werden darf, hier wird an Fairness und Vernunft appelliert.

In UrbanFoodSpots gelangen ausschließlich originalverpackte Lebensmittel mit Ausnahme von Obst und Gemüse. Produkte mit Verbrauchsdatum (frisches Fleisch, frischer Fisch, etc.) werden nicht angenommen. Im Rahmen des Wiener Mistfestes 2016 können die BesucherInnen vor Ort das Informationssystem UrbanFoodSpot anhand einer Erstversion ausprobieren und Lebensmittel entnehmen. Durch den Test und mittels einer Befragung geschieht die Überprüfung der Benutzerfreundlichkeit des Informationssystems.

2.2 Ermittlung der Anforderungen potentieller NutzerInnen

Von November 2015 bis Jänner 2016 wurden insgesamt 34 Personen (18 Frauen und 16 Männer) im Alter zwischen 18 und 64 Jahren befragt, um die von den potentiellen NutzerInnen gewünschten Anforderungen an UrbanFoodSpots zu ermitteln und daraus einen Anforderungskatalog zu erstellen. Unter den Befragten waren sowohl Personen, die bereits der Foodsharing-community angehören, als auch Personen, die ihre Lebensmittel auf „konventionelle Weise" beschaffen. Menschen mit Migrationshintergrund, muslimischen und jüdischen Ernährungsgewohnheiten wurden ebenfalls in die Befragung inkludiert. als InterviewpartnerInnen gesucht, um diese in die Befragung zu inkludieren. Die generelle Befragung lief anonymisiert in Form von leitfadengestützten Gruppeninterviews ab, die aufgenommen und extern transkribiert wurden. Ergänzend wurden Beobachtungen protokolliert und anschließend eine Auswertung nach dem Schema einer qualitativen Inhaltsanalyse der aufgezeichneten Interviews durchgeführt.

Im Folgenden ist eine Auswahl der Ergebnisse angeführt:

- Potentielle Standorte: Die Befragung ergab, dass sich die meisten Befragten zwecks Vorbeugung von Vandalismus gut frequentierte Orte wie Bahnhöfe, U-Bahnstationen (an Standorten, die ohne Fahrschein betretbar sind), Einkaufszentren bzw. -straßen oder Märkte als Standorte wünschen. Um ungestört und halbwegs unbeobachtet Lebensmittel abgeben bzw. entnehmen zu können, sprachen sich einige Interviewte für eine Situierung der UrbanFoodSpots aus, die sich nicht im stärksten Treiben des jeweiligen Standortes befinden.
- Design des Gerätes: Je nach Standort soll der UrbanFoodSpot mit Hilfe eines modularen Aufbaus angepasst werden. Hinsichtlich des Designs sind vor allem gute Einsichtigkeit, ein einheitliches Erscheinungsbild (Logo, Schriftzug, etc.) und einfache Bedienung zentrale Elemente. Weiters sollte der Energieverbrauch so gering wie möglich und die Kühlstation stets sauber und ansprechend sein. Für Waren, die nicht gekühlt werden müssen, z.B. Brot oder Trockenwaren wurde ein separater Bereich von den Befragten gewünscht.
- Ablauf der Registrierung: Beim Registrierungssystem ist darauf zu achten, dass möglichst keine Bevölkerungsgruppen ausgeschlossen werden und die Anmeldung mit geringem Aufwand zu bewerkstelligen ist. Befragte nannten als mögliche Registrierungssysteme etwa eine Passworteingabe oder ein Kartensystem, bei dem man nach einmaliger Anmeldung eine Karte erhält.
- Betreuung, Wartung und Sicherheit: Die Befragung ergab, dass für die potentiellen NutzerInnen der Schutz vor Verschmutzung, mitunter sogar Vergiftung und Vandalismus eine zentrale Bedeutung haben. Als mögliche Maßnahme wurde die Videoüberwachung genannt. Am sichersten würden sie sich jedoch fühlen, wenn es ein Betreuungspersonal gäbe, das zu definierten Zeiten bei der Kühlstation vor Ort ist.
- Kooperationen: Von den Befragten wurden Kooperationen mit Supermärkten, Gärtnereien, Bäckereien, Fleischereien, LebensmittelherstellerInnen, GroßhändlerInnen und der Gastronomie vorgeschlagen. Auch mit der Nachernte auf Selbsterntefeldern und Landwirtschaft wären Kooperationen denkbar.

2.3 Internationales Beispiel „öffentlicher Kühlschrank"

In Spanien (Baskenland) wurden beispielsweise bislang acht öffentlich zugängliche Kühlschränke, sogenannte „Solidarity Fridges", aufgestellt. Dabei handelt es sich um ein Non-Profit-Projekt, bei dem alle Mitwirkenden ehrenamtlich tätig sind. Das Prinzip der „Solidarity Fridges" ist relativ einfach: aufgestellt werden die Kühlschränke von Vereinen, die dann auch für diese verantwortlich sind. Gereinigt wird zwei Mal pro Woche und die Lebensmittel werden fast jeden Tag kontrolliert. Die Kühlschränke stehen im öffentlichen Raum, beispielsweise auf Gehsteigen und jede(r) kann Lebensmittel abgeben und entnehmen. Es gibt ein paar Regeln und Freiwillige achten darauf, dass diese eingehalten werden. Die GeberInnen und NehmerInnen müssen sich nicht registrieren, es gibt kein offizielles Betreuungspersonal und eine Kennzeichnung (Allergene etc.) ist nicht erforderlich. Die Erfahrungen mit den öffentlichen Kühlschränken sind sehr gut und keine Fälle von Vandalismus bekannt (Crespo 2016).

3 SCHLUSSFOLGERUNG UND ZUSAMMENFASSUNG

Die Vermeidung von Lebensmittelabfällen ist ein wichtiges Ziel der Abfallwirtschaftspolitik, aber auch sozialer, ökologisch-ethischer und konsumkritischer Bewegungen und Initiativen. In den letzten beiden Jahrzehnten etablierten sich in Wien soziale Initiativen zur Weitergabe von Lebensmitteln, z.B. Gründung der Wiener Tafel 1999 und Sozialmarkt Wien 2004. Das mittlerweile breite AkteurInnennetzwerk übernimmt jährlich rund 2.252 Tonnen genießbare Lebensmittel von LebensmittelproduzentInnen, -händlerInnen, Groß- und Einzelhandel usw., davon werden rund 2.126 Tonnen (94,4 %) Lebensmittel an soziale Einrichtungen verteilt (Bernhofer 2013). Die Weitergabe, oft mit weiteren sozialarbeiterischen Leistungen verknüpft, geschieht entweder gratis oder stark verbilligt und ist auf armutsgefährdete Personen beschränkt. Privatpersonen könnten prinzipiell Lebensmittelspenden in diesen Einrichtungen abgeben, was aber aufgrund der zeitlich unregelmäßigen Abstände und zu kleinen Mengen kaum praktiziert wird. Als Empfehlung wird in der Studie Lebensmittelweitergabe in Wien (Bernhofer 2013) angeführt, bestehende Kooperationen und Netzwerke im System zur Lebensmittelweitergabe zu vertiefen, gegebenenfalls zu optimieren und neue aufzubauen. Die großen Mengen weggeworfener Lebensmittel sind nicht nur ethisch bedenklich, sondern haben auch beträchtliche Auswirkungen auf den Ressourcenverbrauch und die Kosten der Entsorgung. Für die Abfallwirtschaft bedeuten die hohen Mengen an Lebensmittelabfällen einen höheren Aufwand bei der Sammlung, Verwertung, Behandlung und Entsorgung. Oftmals wäre das durch rechtzeitigen Verzehr und ordnungsgemäße Lagerung der Lebensmittel oder verbessertes Haushaltsmanagement vermeidbar gewesen. Die nicht benötigten Lebensmittel verursachen – angefangen von der Landwirtschaft über die Lebensmittelverarbeitung, dem Handel bis hin zur Entsorgung durch die KonsumentInnen – beträchtlichen Ressourcenverbrauch, Umweltauswirkungen und Kosten.

Mit UrbanFoodSpots wird der Wert von Lebensmittel wieder verstärkt in den Vordergrund gerückt. Zurzeit werden in dem Forschungsprojekt die Grundlagen für die darauf folgende prototypische Umsetzungen entwickelt und die Vorbereitung zur Umsetzung konzeptioniert. Bereits von Beginn an wurden die relevanten StakeholderInnen wie Kommunen, öffentliche Einrichtungen, Nahversorgungsunternehmen oder Organisationen im Sozialbereich mit zielgruppenspezifisch aufbereiteten Informationen adressiert und in einem eigenen Workshop eingebunden. Sowohl Feedback zu den Projektergebnissen ist möglich als auch die Weichen für Folgeprojekte gestellt. Weiters können dabei die zentralen Rahmenbedingungen wie Aufstellung, Betreuung und Finanzierung abgeklärt und potentielle KooperationspartnerInnen ermittelt werden.

LITERATUR

Bernhofer, G. & Pladerer C. (2013) *Lebensmittelweitergabe in Wien: IST-Stand und Bedarfserhebung der Lebensmittelweitergabe in sozialen und gemeinnützigen Einrichtungen in Wien.* Wiener Umweltschutzabteilung - MA22, Abfall- und Ressourcenmanagement.

Crespo, A. (2016) Schriftliche Mitteilung vom 7.7.2016 zum Thema „Solidarity Fridges“ im Baskenland.

Schneider, F. (2008) Lebensmittel im Abfall – mehr als eine technische Herausforderung. In: *Ländlicher Raum,* Juli 2008, Online-Fachzeitung Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, S. 1-15.

Statistik Austria (2014) *Zahl der Armuts- oder Ausgrenzungsgefährdeten in Österreich seit 2008 gesunken.* Verfügbar in: http://www.statistik.at/web_de/presse/079201.html (Abfrage am 21.07.2016).

Rückgewinnung von Hochleistungswerkstoffen aus Triebwerken unter Berücksichtigung der Unbrauchbarmachung

S. Jeanvré
CRONIMET Ferroleg. GmbH, Karlsruhe, Deutschland

J. Woidasky
Hochschule Pforzheim, Fakultät für Technik / Nachhaltige Produktentwicklung, Pforzheim, Deutschland

KURZFASSUNG: Flugzeuge sind eine Quelle hochwertiger Komponenten und Werkstoffe, sobald sie zur Entsorgung kommen. Von besonderem Interesse sind Hochleistungswerkstoffe u.a. aus den Triebwerken. Triebwerke sind im Durchschnitt aus 40 % Nickel-Legierungen, 30 % Titan-Legierungen, 20 % Stählen und 10 % sonstigen Werkstoffen zusammengesetzt. Um deren Potential zu erschließen, ist eine Prozessentwicklung für die dokumentierte Unbrauchbarmachung und Rückgewinnung von Sekundärrohstoffen wie z.B. Titan, Superlegierungen, Edelstahl und sonstigen Materialien aus Trieb- und Fahrwerken erforderlich. Der Beitrag stellt das Vorgehen zum rechtssicheren und gleichzeitig wirtschaftlichen Triebwerksrecycling in der betrieblichen Praxis dar.

1 EINLEITUNG

Flugzeuge sind eine Quelle hochwertiger Komponenten und Werkstoffe sobald sie zur Entsorgung kommen. Vergleichbar mit Kraftfahrzeugen verfügen sie über hochpreisige Antriebs- und Fahrwerkskomponenten, Strukturbauteile aus Aluminium sowie Titanlegierungen und noch weitere, prinzipiell wiederverwendbare Komponenten. Darüber hinaus haben sie eine relativ hohe Masse und fallen an wenigen Stellen planbar zur Entsorgung an. In den nächsten Jahren wird ein signifikanter Anteil an außerdienstgestellten Flugzeugen erwartet. Abbildung 1 zeigt beispielhaft eine Veröffentlichung (Airbus Global Market Forecast der Fa. Airbus), die bis 2032 mit 10.334 außer Dienst gestellten Flugzeugen rechnet.

Diese Flugzeuge bieten hochwertiges Entsorgungsmaterial. Die Antriebselemente von kommerziellen Flugzeugen sind heutzutage die Strahltriebwerke. In diesen Triebwerken, die für den Vorschub der Flugzeuge verantwortlich sind, werden sehr hochpreisige Hochleistungswerkstoffe wie z.B. Superlegierungen, Titanlegierungen, Kohlefaserwerkstoffe und Aramidgewebe (z.B. Kevlar) verbaut, um den großen mechanischen und thermischen Belastungen standzuhalten.

Derzeit sind weltweit ca. 24.000 kommerzielle Flugzeuge (> 100 Sitze) im Dienst. Bei einem mittleren Gewicht von 3,1 Mg pro Triebwerk ergibt sich ein ungefähres Recyclingpotenzial von weltweit 148.800 Mg (Jeanvré 2016). Dieses Potenzial bietet eine ausreichend große Wertschöpfung, um das fokussierte Recycling von den wertvollen Sekundärrohstoffen zu rechtfertigen.

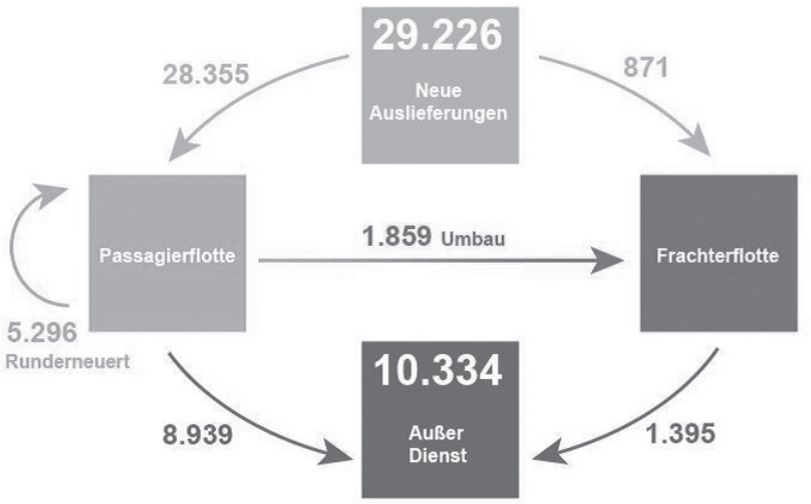


Abb. 1: Potenzial außer Dienst gestellter Flugzeuge von 2013 bis 2032 (Jeanvré 2015).

Wichtige Akteure beim Umgang mit Altflugzeugen sind neben den Eigentümern (oft Leasing gesellschaften sog. Lessoren) und den Luftfahrtwerften auch zertifizierte Demonteure, Teilehändler und – nach der endgültigen Außerdienststellung – Unternehmen der Sekundär-Rohstoffwirtschaft. Hierzu gehört CRONIMET, ein seit drei Jahrzehnten weltweit agierender Spezialist für Handel und Recycling von Edelstahlschrott, Ferrolegierungen und Primärmetallen Das Unternehmen istim Bereich Edelstahlrohstoffe und Recycling weltweit führend (Cronimet 2016). Dabei reicht das Materialspektrum von Reinmetallen und Ferrolegierungen bei den Primärrohstoffen über aufbereitete Edelstahl- und Metallschrotte bis hin zu Spezial- und Superlegierungen, bei Bedarf bis zur direkt chargierfähigen Bereitstellung der Rohstoffe. Eine zentrale Rolle sowohl betriebswirtschaftlicher als auch metallurgischer Sicht spielt dabei ein hervorragend ausgestattetes Metallanalyse-Labor mit XRF, Elementar- oder MS-Analytik. Im Bereich Flugzeugrecycling hat die CRONIMET einen Prozess für die weltweite Annahme von serialisierten Luftfahrtabfällen entwickelt und in die Unternehmensgruppe implementiert.

1.1 Prozess für die Rückgewinnung von Hochleistungswerkstoffen aus Triebwerken

Die Triebwerke aus kommerziell betriebenen Flugzeugen müssen nach definierten Umdrehungen, Flugstunden oder Landungen in einer zertifizierten Luftfahrtwerft (EASA Part 145 Approval) gewartet werden. Dabei werden Bauteile und Komponenten ausgetauscht oder repariert. Die Werften sind dadurch eine kontinuierliche Anfallstelle für die hochwertigen Sekundärrohstoffe aus nicht mehr verwendbaren Komponenten. Die ausgebauten Komponenten können aber nicht ohne eine vorgeschaltete Unbrauchbarmachung in die stoffliche Verwertung weitergegeben werden.

Bei dem Schrottanfall wird unterschieden zwischen Massenschrotten, die auf Basis der Masse unbrauchbar gemacht werden müssen und den serialisierten lebensdauerbegrenzten Bauteilen (Life Limited Parts, LLPs). Bei diesen Bauteilen muss jede Seriennummer vor der Unbrauchbarmachung und stofflichen Verwertung verifiziert werden. Hintergrund der Vernichtung potentieller Ausgangskomponenten ist die Prävention von Bauteilen zweifelhafter Herkunft (Suspected Unapproved Parts, SUP), die mit krimineller Energie als Fälschungsbauteil (Bogus Part) gehandelt werden könnten. Diese Bauteile können auf dem Schwarzmarkt hohe Preise erzielen und sind sehr gefährlich, da durch ihren Einsatz die Qualität und Sicherheit der Flugzeuge nicht mehr gewährleistet werden kann. Als ein tragisches Beispiel kann hier die havarierte Convair 580 aus dem Jahre 1989 aufgeführt werden: Vier Haltebolzen des Seitenleitwerks hatten als „Bogus Parts“ nicht die erforderliche Festigkeit. Durch den hierdurch verursachten Unfall verloren 50 Menschen ihr Leben (Aviation-Safety 2016).

Daher ist für die Kreislaufführung u. a. von Triebwerkskomponenten ein vom üblichen Metallhandel abweichender Ansatz erforderlich. Beispielsweise bietet CRONIMET weltweit eine Service-Technologie-Kombination für die Rückgewinnung und Kreislaufführung hochwertigster Legierungen aus den sicherheitsrelevanten Anwendungsbereichen der Luftfahrt an. Dieser Service umfasst die Sekundärrohstoffsicherung durch ein weltweites Anfallstellengeschäft (Europa, Nordamerika und Asien) der luftfahrttechnischen Werften und ganzheitliches Triebwerksrecycling, einen sicheren, dokumentierten und serviceorientierten Prozess für die Unbrauchbarmachung von sensiblen Komponenten zu Sekundärrohstoffen aus dem Bereich der Luftfahrtindustrie sowie die Wiedergewinnung der Rohstoffe durch Recycling. Der Prozess setzt sich maßgeblich aus vier Prozessschritten zusammen, die auch in Abbildung 2 beschrieben sind:

- Definierte und sichere Erfassung an der Anfallstelle (Collection Point),
- Unbrauchbarmachung der Teile einschließlich chemischer Analyse (Destruction and Analysing),
- Aufbereitung und Recycling (Beneficiation and Recycling) und
- Überführung in neue Anwendungen z. B. durch den Einsatz im Vakuum Schmelzwerk (New Application / VIM Steelwork).

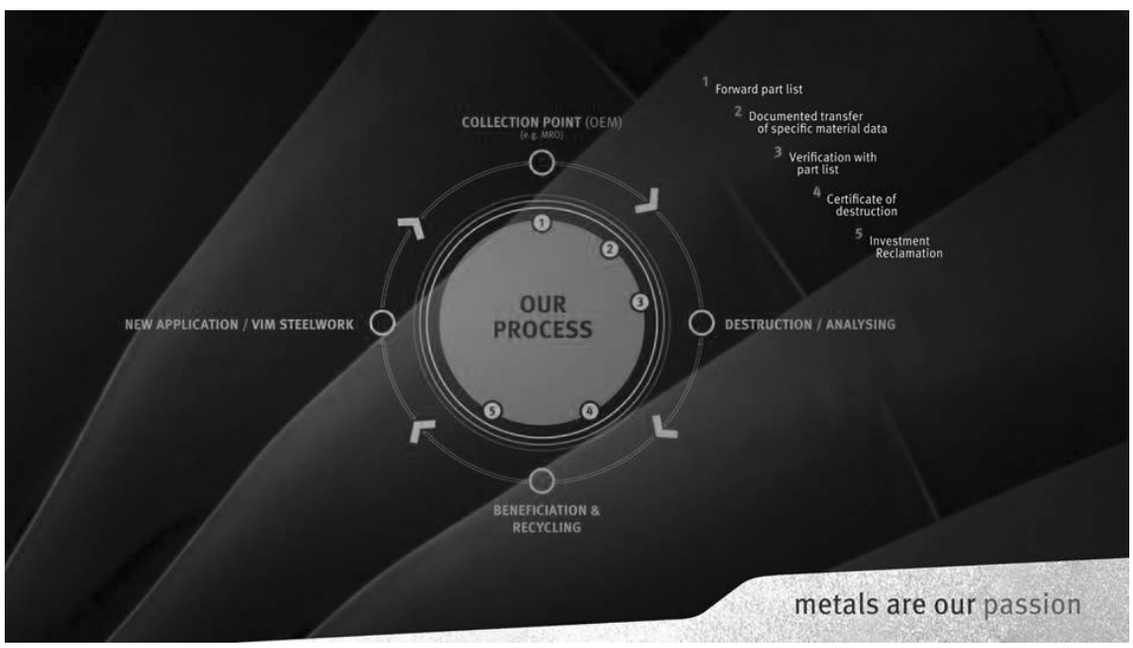


Abb. 2: Prozess der Unbrauchbarmachung von serialisierten Luftfahrtkomponenten am Beispiel des CRONIMET-Prozesses.

Bei der Umsetzung der Maßnahmen ist nicht zuletzt die konsequente Einhaltung des Prozessablaufs für die Qualität und Sicherheit des Recyclings notwendig. Während die Aufgabe der luftfahrttechnischen Werften das Sammeln von Teilen und die entsprechende Dokumentation ist, erfolgt bei CRONIMET die Überprüfung, Sortierung sowie die Unbrauchbarmachung der angelieferten Teile und letztlich auch das Recycling der Reststoffe. Um dabei den Sicherheitsanforderungen der Luftfahrtindustrie genüge zu leisten, müssen alle Verfahrensschritte hinreichend dokumentiert werden. In Abbildung 3 sind Komponenten einer Luftfahrtwerft (MRO) zu sehen, die in abschließbaren Behältern versiegelt zur Unbrauchbarmachung und anschließenden Verwertung angeliefert wurden.

Abb. 3: Anlieferung der Triebwerkskomponenten in abschließbaren Behältern.

Die Behälter werden mit einer Teileliste von den Kunden angeliefert, bei der die Seriennummern der angelieferten Komponenten in den Behältern aufgelistet sind. Diese werden bei der Annahme des Materials verifiziert, bevor die Materialien unbrauchbar gemacht werden. In Abbildung 5 ist die Aufnahme einer Seriennummer durch einen CRONIMET Mitarbeiter abgebildet.

Abb. 4: Aufnahme einer Seriennummer.

Im nächsten Prozessschritt werden die Materialien unbrauchbar gemacht, um eine Weiterverwendung in der Luftfahrt zu verhindern und das Material für die stoffliche Verwertung nutzen zu können.

Abb. 5: Beispielhafte Unbrauchbarmachung von serialisierten Luftfahrtkomponenten.

Für die Unbrauchbarmachung werden mechanische und thermische Verfahren verwendet. In Abbildung 5 ist die Arbeit des Schneidbrenners in einer speziell gebauten Absaugkammer mit Filtersystem dargestellt. Nach diesem Prozessschritt wird dem Kunden die Unbrauchbarmachung der Materialien mit einem Zertifikat bestätigt.

1.2 Verwendete Materialien in Triebwerken

Durchschnittlich sind Gesamt-Triebwerke aus 40 % Nickel-Legierungen, 30 % Titan-Legierungen, 20 % Stählen und 10 % sonstigen Werkstoffen zusammengesetzt (Arago 2011). Eine Übersicht der Zusammensetzung eines Triebwerks zeigt Abbildung 7. Im vorderen Niedrigdruck- und Niedrigtemperatur-Bereich der Turbine werden hauptsächlich Titanlegierungen verwendet. Je höher Temperatur und Druck steigen, desto mehr Superlegierungen werden im Triebwerk verwendet.

Zur detaillierten Analyse der Sekundärrohstoffe aus der Luftfahrt sind mobile XRF- sowie auch stationäre chemische Analyseverfahren erforderlich. Bei CRONIMET werden voll ausgestattete Labore für die Erkennung der Inhaltsstoffe und Legierungen genutzt. Damit werden umfassende Materialanalysen ermöglicht. So werden ein Stickstoff-/Sauerstoff-analysator und ein Kohlenstoff-/Schwefelanalysator eingesetzt. Haupt- und Nebenelemente des Periodensystems der Elemente können mittels Röntgenfluoreszenzspektrometer und optischem Emissionsspektrometer detektiert werden. Schließlich dient die Glimmentladungs-Analyse mit Massenspektrometer zur Feststellung von Spurenelementen. Nach dem Prozessschritt der dokumentierten Unbrauchbarmachung können die Materialien bewertet und der stofflichen Verwertung zugeführt werden.

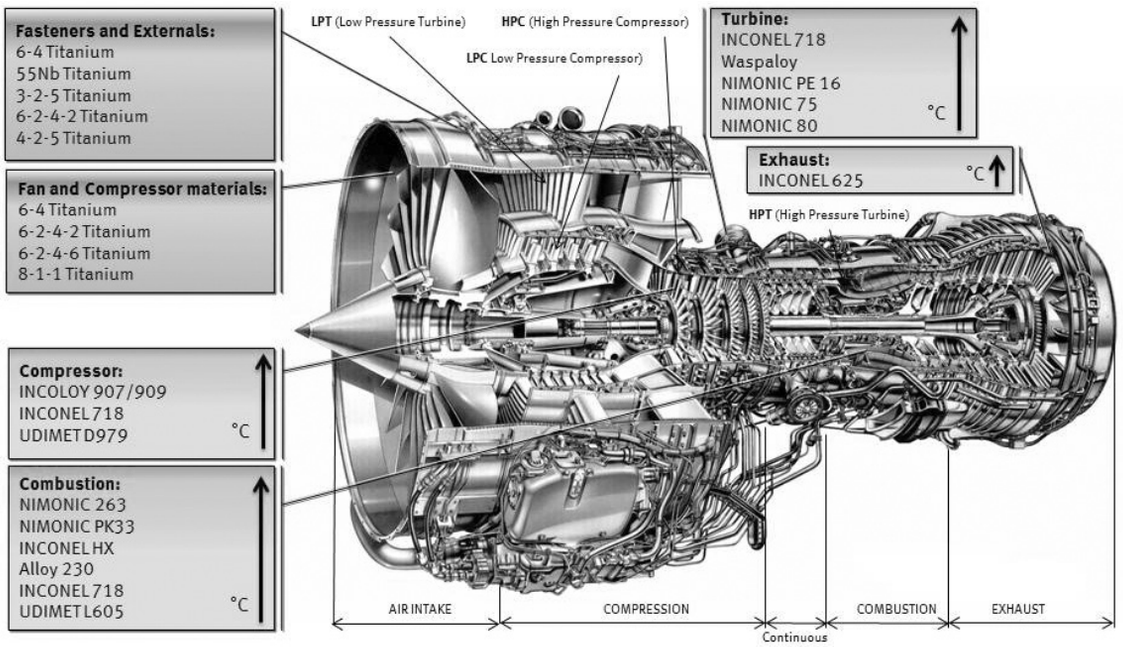


Abb. 6: Verwendete Werkstoffe in einem Zweiwellen-Triebwerk (Jeanvré 2016).

2 ZUSAMMENFASSUNG

Hochwertige metallische Werkstoffe werden in Flugzeugen vor allem für Fahrwerke und Triebwerke eingesetzt. Etwa 70 % der Triebwerksmasse von Verkehrsflugzeugen bestehen aus Nickel- und Titanlegierungen, für deren Kreislaufführung im Gegensatz zur konventionellen Sekundärrohstoff-Wirtschaft besondere Anforderungen einzuhalten sind. Nicht nur aus Altflugzeugen, sondern vor allem im Rahmen von Reparatur- und Wartungsarbeiten fallen Triebwerkskomponenten an, die mit Seriennummern ausgestattet sind. Zur Vermeidung von Gefahren durch nicht mehr luftfahrttaugliche Komponenten „Suspected Unapproved Parts“ ist die kontrollierte Unbrauchbarmachung solcher ausgesonderten Teile erforderlich. Vom Komponenten-Ausbau bis hin zur Unbrauchbarmachung ist eine lückenlose Nachverfolgbarkeit und Dokumentation aus Gründen der Luftfahrtsicherheit erforderlich. Diese Anforderungen werden von CRONIMET erfüllt. Zusammenfassend ist zu sagen, dass sich das Triebwerks- und Fahrwerksrecycling über den Prozess der dokumentierten Unbrauchbarmachung in einer Wertschöpfungskette prozess- und auch rechtssicher abbilden lässt.

LITERATUR

Arago, O. (2011) *Eine Methode zur Abschätzung der produktionskostenbezogenen langfristigen Planungsziele ziviler Turboflugtriebwerke.* Berlin, Germany: Institut für luftfahrtantriebe der Universität Stuttgart.

Aviation-Safety (2016) http://aviation-safety.net/database/record.php?id=19890908-0&lang=de am 01.08.2016.

CRONIMET (2016) Vorstellung auf Webseite http://www.cronimet.de/ am 29.07.2016.

Jeanvré, S. (2016) Studie CRONIMET Ferroleg. GmbH, Karlsruhe.

Jeanvré, S. (2015) *Entwicklung eines Verwertungssystems für Altflugzeuge mit Schwerpunkt auf der Schadstoffentfrachtung und dem dezentralen Rückbau,* Braunschweig, Germany: Papierflieger Verlag, S. 4.

Warum findet derzeit kein Recycling von NdFeB-Abfällen in Europa statt?

S. Schwarz, T. Elwert & M. Hoffmann
Technische Universität Clausthal, Institut für Aufbereitung, Deponietechnik und Geomechanik, Clausthal-Zellerfeld, Deutschland

KURZFASSUNG: Seitdem die Seltenen Erden vor einigen Jahren in den öffentlichen Fokus gerückt sind, wurden außerhalb Chinas zahlreiche Forschungsprojekte zum Recycling von NdFeB-Magnetabfällen initiiert. Obwohl etliche Projekte bereits erfolgreich abgeschlossen wurden, erwarten die meisten Akteure keine industrielle Umsetzung innerhalb der nächsten Jahre in Europa. Hier anfallende Abfälle werden aktuell gar nicht recycelt oder zum Recycling nach China und seit kurzem auch nach Japan exportiert. Voraussetzungen für die industrielle Umsetzung des Recyclings von NdFeB-Magneten sind eine ausreichende Verfügbarkeit von NdFeB-Abfällen, die Verfügbarkeit der notwendigen Recyclingtechnologien sowie die Wirtschaftlichkeit der Verfahrenskette. Eine Analyse der künftig anfallenden NdFeB-Abfallmengen hat ergeben, dass ausreichende Mengen für ein industrielles Recycling voraussichtlich nicht vor 2030 vorhanden sein werden. Ein Scale-Up der bisher entwickelten Recyclingverfahren in den Industriemaßstab wird hingegen innerhalb weniger Jahre zu realisieren sein, woraus sich eine erhebliche Lücke ergibt. Darüber hinaus ist die Wirtschaftlichkeit des Recyclings aus vielen Anwendungen zumindest fraglich. Für Europa stellt sich somit an diesem Punkt die Frage, ob eine Subventionierung der Weiterentwicklung und des Aufbaus einer Recyclingverfahrenskette stattfinden soll oder nicht.

1 EINLEITUNG

Viele der heutigen Hochleistungstechnologien basieren auf Seltenerdelementen (SEE), einer Gruppe von 17 physikalisch und chemisch ähnlichen Metallen, die einzigartige magnetische und optische Eigenschaften aufweisen. Anwendungsbeispiele sind Leuchtstoffe oder NdFeB-Magnete, die u.a. in der Elektromobilität und getriebelosen Windkraftanlagen eingesetzt werden. Aufgrund ihrer besonderen Eigenschaften führt der Einsatz von SEE in diesen Anwendungen zu einer Steigerung der Leistungsfähigkeit und Effizienz. Den SEE kommt in diesem Zusammenhang somit eine wichtige Bedeutung für die Erreichung von Klima- und Energiezielen (EU 2020) sowie der Umsetzung einer Green Economy in Europa zu (ERECON 2015), (Rademaker et al. 2013), (Tanaka et al. 2013).

Seit den späten 1980er Jahren nimmt China eine dominierende Rolle auf dem Weltmarkt für SEE ein (Anteil Minenproduktion bis zu 98 %) (USGS 2010) und bildet dabei als einziges Land die komplette Wertschöpfungskette vom Erz über getrennte Seltenerdoxide bis zu den Metallen im Industriemaßstab ab. Auch in der Herstellung von SEE-haltigen Produkten wie Permanentmagneten und Leuchtstoffen ist China führend (Binnemans et al. 2013), (Ebner 2014).

Im Jahr 2010 führte die chinesische Regierung Exportzölle und Ausfuhrbeschränkungen für SEE ein, die zum einen dazu führten, dass die Preise stark anstiegen und für einzelne Elemente kurzzeitig um das vier- bis neunfache höher lagen als in den Jahren zuvor. Zum anderen wurden Industrien und Regierungen außerhalb Chinas durch die resultierende Versorgungsknappheit dafür sensibilisiert, dass Wege gefunden werden müssen, eine vom chinesischen Monopol unabhängige Rohstoffversorgung zu schaffen. Zwar beruhigte sich die Situation auf dem SEE-Markt nach der Krise infolge der Aufhebung der chinesischen Exportrestriktionen und -zölle im Jahr 2015 und die Preise sanken merklich, allerdings existieren nach wie vor mittel- und langfristige Versorgungsrisiken, die sich v.a. aus der weiterhin bestehenden Monopolstellung Chinas ergeben

(Anteil Minenproduktion in 2015: 85 %) (USGS 2016). Aus diesem Grund müssen Wege für die Ausweitung der Versorgungsbasis von SEE-verarbeitenden Industrien außerhalb Chinas gefunden und aufgebaut werden (ERECON 2015), (Gambogi 2016).

Obwohl Europa zahlreiche Anstrengungen unternommen hat, seine Versorgungsunabhängigkeit von China voran zu treiben, ist es nach wie vor vollständig von SEE-Importen abhängig. Grundsätzlich existieren verschiedene Möglichkeiten für die Entwicklung einer diversifizierten Versorgungsstruktur und/oder zur Reduzierung des Rohstoffbedarfs. Zu diesen gehören Substitution, Aufbau einer eigenen Primärproduktion oder strategischen Rohstoffbeziehungen mit Ländern außerhalb Chinas sowie Recycling. Die Substituierbarkeit der SEE ist in vielen Anwendungen nicht gegeben oder nur begrenzt möglich, da diese oft mit einer Reduzierung der Leistungsfähigkeit einhergeht und mit höheren Kosten verbunden sein kann. Eine weitere Möglich-keit ist die Erschließung und der Betrieb von Lagerstätten, die SEE-haltige Minerale führen. Allerdings hat Europa abgesehen von der Lovozero-Mine in Russland (Marktanteil in 2015: 2 %) derzeit keinen Zugang zu europäischen SEE-Ressourcen und Minen außerhalb Chinas sind bei den derzeitigen Rohstoffpreisen kaum wettbewerbsfähig, wodurch eine alternative Versorgung der europäischen Industrie mit eigenständig abgebauten SEE in absehbarer Zeit nicht zu erwarten ist (Ebner 2014), (ERECON 2015), (Gambogi 2016), (Rollat et al. 2016), (USGS 2016).

In den vergangenen Jahren wurden daher zahlreiche Forschungsprojekte initiiert, um mögliche Recyclingverfahren für verschiedene SEE-haltige Abfallströme zu entwickeln, darunter NdFeB-Magnete. Diese Magnete sind die derzeit stärksten kommerziell eingesetzten Permanentmagnete und stellen den Hauptanwendungsbereich für die SEE Neodym und Dysprosium dar. Zusätzlich enthalten die NdFeB-Magnete in geringeren Anteilen die Elemente Terbium und Praseodym. Die in den NdFeB-Magneten enthaltenen SEE werden in die Schweren SEE (SSEE) Terbium und Dysprosium sowie die Leichten SEE (LSEE) Neodym und Praseodym unterteilt, die auf der Liste der kritischen Rohstoffe der Europäischen Kommission aufgeführt werden. Die Versorgungskritikalität der SSEE wurde bei ähnlicher wirtschaftlicher Bedeutung weitaus höher eingestuft als die der LSEE (Europäische Kommission 2014), (Rollat et al. 2016), (Rademaker et al. 2013).

Obwohl etliche Forschungsprojekte bereits erfolgreich abgeschlossen wurden, blieb eine industrielle Umsetzung der entwickelten Recyclingverfahren für NdFeB-Abfälle bis dato in Europa aus. Hier anfallende Magnetabfälle werden entweder für ein Recycling nach China oder Japan exportiert (mündliche Kommunikation) oder dem Stahlrecycling zugeführt, wobei die SEE in die Schlacken gelangen. Aufgrund der hohen Verdünnung ist eine Rückgewinnung aus diesen nicht wirtschaftlich darstellbar. Da NdFeB-Abfälle eine der wichtigsten Sekundärrohstoffquellen für die kritischen SEE Neodym und Dysprosium darstellen, analysiert der vorliegende Artikel die Gründe hierfür anhand dieses Abfallstroms und diskutiert die Voraussetzungen für eine industrielle Umsetzung eines SEE-Recyclings in Europa (Tunsu et al. 2015), (Rademaker et al. 2013), (Dutta et al. 2016), (Rollat et al. 2016), (ERECON 2015).

2 RECYCLING VON SELTENEN ERDEN AUS NEODYM-EISEN-BOR-MAGNETEN

Wichtige Voraussetzungen für eine industrielle Umsetzung des Recyclings von NdFeB-Magneten sind eine ausreichende Verfügbarkeit von Abfällen, eine funktionierende Sammellogistik, die Verfügbarkeit der notwendigen Recyclingtechnologien sowie die Wirtschaftlichkeit der Verfahrenskette. Auf die genannten Voraussetzungen wird in den folgenden Abschnitten näher eingegangen.

2.1 Abfallmengen und Recyclingpotential

Grundsätzlich existieren zwei Arten von NdFeB-Abfällen: Produktionsabfälle (Schneidabfälle, Schleifschlämme, Produktionsausschüsse) sowie Konsumentenabfälle, die entstehen, sobald magnetbasierte Anwendungen das Ende ihrer Lebensdauer erreichen (ERECON 2015).

Der überwiegende Anteil an NdFeB-Abfällen, der einem Recycling zugeführt wird, stammt derzeit aus der Magnetherstellung, da sich die Sammlung im Bereich der Produktionsabfälle einfach gestaltet. Die Abfälle fallen sortenrein vor Ort an und können ohne großen Aufwand gesammelt und recycelt werden. Bis zu 30 % der Ausgangslegierung werden bei der Herstellung von NdFeB-Magneten zu Produktionsabfall, da die meisten NdFeB-Magnete in Form von einfachen Blöcken hergestellt werden, die geschnitten und geschliffen werden müssen, um ihre endgültige Form zu erlangen. Relevante Abfallmengen bilden somit v.a. trockene Schneidabfälle aus dem Formschneiden und Schleifschlämme aus der Endbearbeitung. Zusätzlich fallen Magnete mit Qualitätsmängeln oder Schäden als Produktionsausschuss an (Schulze & Buchert 2016), (ERECON 2015).

Produktionsabfälle stellen aufgrund ihres hohen SEE-Gehaltes und ihrer hohen Reinheit eine wertvolle Sekundärrohstoffquelle dar. Derzeit fallen in Europa ca. 60 −70 t/a an Produktionsabfällen an, die für ein Recycling nach China oder Japan exportiert werden (eigene Recherchen). Der Grund hierfür ist, dass europäische Firmen lediglich ca. 1 % der weltweit hergestellten NdFeB-Magnete produzieren. China hingegen ist mit einem Anteil von über 80 % der größte NdFeB-Magnethersteller (Produktionsmenge im Jahr 2014: 112.000 Tonnen) und verfügt demnach über große Mengen an Produktionsabfällen (mehrere 1000 t/a). Da nicht zu erwarten ist, dass sich in der Zukunft weitere NdFeB-Magnetproduzenten in Europa etablieren werden, ist davon auszugehen, dass die Abfallmengen im Bereich der Produktionsabfälle künftig relativ konstant bleiben oder sogar sinken werden, falls eine weitere Verlagerung der Magnetproduktion nach Asien stattfindet (ERECON 2015), (Schüler et al. 2011), (Tanaka et al. 2013), (Golev et al. 2014).

Im Gegensatz zu den Produktionsabfällen ist die Recyclingrate aus Konsumentenabfällen deutlich geringer (< 1 %) (UNEP 2011). Derzeit werden in Europa nur geringe Mengen (ca. 80 t/a) an NdFeB-Magneten überwiegend aus den Bereichen Windkraftanlagen, Elektromotoren, Magnetresonanztomographen und Elektronikschrott, v.a. Festplatten, gehandelt und für ein Recycling nach China oder Japan verkauft (eigene Recherchen). Gründe dafür sind u.a., dass die benötigten Sammelsysteme für NdFeB-haltige Abfälle nicht existieren, die Magnete aus vielen Anwendungen nur schwer extrahierbar sind (z.B. aus kleinen Servomotoren in Altfahrzeugen oder Handys), die Konzentrationen in Konsumentenabfällen häufig gering ist (z.B. Handys, Lautsprecher) und einige Anwendungen erst zukünftig für das Recycling relevant werden (z.B. Hybrid- und Elektrofahrzeuge). Des Weiteren ist die derzeitige Verfügbarkeit von Altprodukten mit großen Anteilen an SEE begrenzt, da diese i.d.R. eine lange Lebensdauer besitzen (z.B. Windräder und Antriebsmotoren aus Hybrid- und Elektrofahrzeugen) und erst zukünftig in größerem Umfang für ein Recycling zur Verfügung stehen. Zusätzlich werden Konsumentenabfälle in vielen Fällen ins Ausland exportiert und sind somit in Europa nicht für ein Recycling verfügbar (z.B. Gebrauchtwagen) (Bast et al. 2014), (Tanaka et al. 2013), (Golev et al. 2014), (Buchert et al. 2012), (ERECON 2015).

Werden die zuvor genannten Mengen an Produktions- und Konsumentenabfällen in Europa summiert, ergibt sich derzeit eine Gesamtabfallmenge von etwa 150 t/a. Für die kommenden Jahrzehnte kann allerdings mit einer Zunahme der Mengen an NdFeB-Magnetabfällen in Europa gerechnet werden. Abbildung 1 stellt die theoretischen Rücklaufmengen an Produktions- und Konsumentenabfällen unter der Annahme dar, dass kein Export von Abfällen stattfindet und die Recyclingquote bei 100 % liegt. Für die Berechnung des theoretischen Recyclingpotentials wurden die derzeitigen Hauptanwendungsgebiete für NdFeB-Magnete betrachtet: Magnetresonanztomographen (MRT), Industriemotoren, E-Produkte (Computer, Notebooks, CD/DVD-Player, Spielekonsolen, Soundsysteme, Kameras, Drucker, Mobiltelefone, Smartphones, Tablets, MP3-Player), Windkraft und E-Mobilität (Elektro- und Hybridfahrzeuge, Elektrofahrräder). Zusätzlich wurden Produktionsabfälle mit in die Kalkulationen einbezogen (eigene Recherchen).

Wann mit einem Rücklauf hinreichend großer Mengen NdFeB-Magnetabfälle (> 1.000 Tonnen) für ein industrielles Recycling zu rechnen ist, ist schwer prognostizierbar. Mit einem deutlichen Anstieg der Abfallmengen ist nach Abbildung 1 voraussichtlich erst nach 2025 zu rechnen. Ab 2025 fallen voraussichtlich v.a. größere Mengen aus der Elektromobilität an, ab etwa 2030 sind zusätzlich zunehmend Generatoren aus Windkraftanlagen zu erwarten.

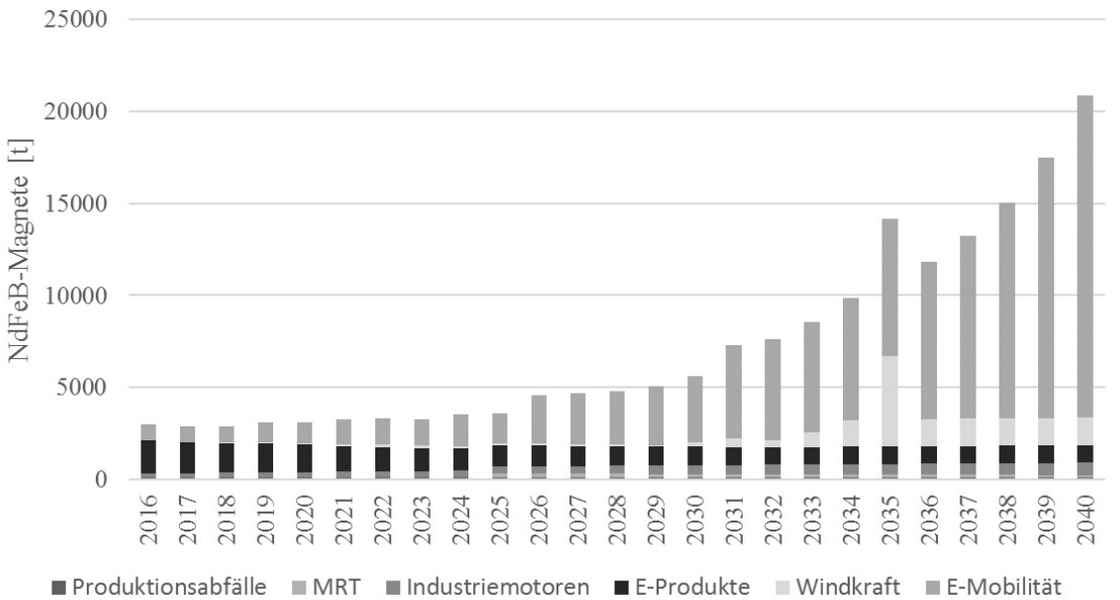


Abb. 1: Theoretisches jährliches Recyclingpotential in Europa von NdFeB-Magneten in den Jahren 2016-2040 aus den Bereichen Produktions- und Konsumentenabfälle (eigene Recherchen). Für die Berechnung wurden die derzeitigen Hauptanwendungsgebiete für NdFeB-Magnete betrachtet unter der Annahme, dass kein Export von Altprodukten stattfindet und die Recyclingquote 100 % beträgt.

2.2 Verfügbarkeit von Recyclingtechnologien und Wirtschaftlichkeit

Auch im Hinblick auf die notwendige Recyclingtechnologie fehlen Europa momentan noch wichtige Voraussetzungen. Die erforderliche Recyclingkette besteht aus Sammlung von NdFeB-haltigen Abfällen, Ausbau der Magnete oder Aufbereitung der NdFeB-haltigen Komponenten, i.d.R. einem hydrometallurgischen Recyclingverfahren zur Produktion reiner Seltenerdoxide sowie der Reduktion dieser zu den entsprechenden Seltenerdmetallen (Tunsu et al. 2015).

Im Bereich der Produktionsabfälle ist die Aufbereitung auf eine Zerkleinerung des Produktionsausschusses beschränkt. Im Bereich der Konsumentenabfälle ist die Aufbereitung allerdings aufgrund der in Abschnitt 2.1 genannten Schwierigkeiten für viele NdFeB-Abfälle bisher ein ungelöstes Problem. Darüber hinaus sind die anschließend benötigte hydrometallurgische Verfahrenstechnik zur Produktion reiner Seltenerdoxide sowie metallurgische Anlagen zur Reduktion der Seltenerdoxide zu den Metallen in Europa zurzeit maximal im Pilotmaßstab vorhanden (Ebner 2014), (Tunsu et al. 2015).

Forschungsprojekte haben gezeigt, dass eine Aufbereitung verschiedener NdFeB-haltiger Stoffströme grundsätzlich möglich ist, die Wirtschaftlichkeit aufgrund der genannten Probleme bei einem Teil der NdFeB-Anwendungen (z.B. Handys, Lautsprecher) derzeit aber nicht gegeben ist, obwohl die erzielbaren Erlöse mit 7 − 15 US-$ (mündliche Kommunikation) in den letzten Jahren deutlich über dem Kupferpreis lagen. Diese Tatsache wird sich für Anwendungen, in denen die NdFeB-Magnete eine hohe Einbautiefe besitzen, nur in geringen Konzentrationen vorhanden sind und eine Extraktion nur schwer durchführbar ist, auch in Zukunft nicht ändern. Bei Anwendungen, die größere Mengen NdFeB-Magnete enthalten wie größere Elektromotoren und Windkraftanlagen, ist die Wahrscheinlichkeit, dass ein Recycling wirtschaftlich durchführbar ist, erheblich größer.

Momentan sind wenig belastbare Daten in Bezug auf die Wirtschaftlichkeit des NdFeB-Magnetrecyclings verfügbar. Eines der wenigen Beispiele für ein Projekt, in dem Daten erhoben und veröffentlicht wurden, ist das Verbundforschungsprojekt „Recycling von Komponenten und strategischen Metallen aus elektrischen Fahrantrieben - MORE“. Die Durchführung einer wirtschaftlichen Bilanzierung der im Rahmen des Projektes entwickelten Verfahren für ein Recycling von

NdFeB-Magneten aus Antriebsmotoren von Elektro- und Hybridfahrzeugen brachte das Ergebnis, dass das Recycling abzüglich der Kosten für den Ausbau und die Zerlegung der Motoren, die Extraktion der Magnete von den Rotoren und die Rückgewinnung der Rohstoffe aus den ausgebauten Magneten mittels hydrometallurgischer Verfahren durchaus wirtschaftlich darstellbar sein kann. Sonstige Prozess- und Investitionskosten sowie europäische Lohnkosten wurden bei der Wirtschaftlichkeitsbetrachtung ebenfalls berücksichtigt (Elwert et al. 2016), (Bast et al. 2014).

Zusammengefasst ist die notwendige Recyclingtechnologie basierend auf kommerziell verfügbaren Technologien in Europa derzeit maximal im Pilotmaßstab vorhanden. Unter der Annahme, dass ein Scale-Up der verschiedenen Verfahrensschritte in den Industriemaßstab innerhalb von 4-7 Jahren durchführbar ist, stünden die benötigten Anlagen relativ kurzfristig zur Verfügung. Bei einem Vergleich der Scale-up Dauer mit der Zeitspanne bis zu einem möglichen Aufkommen ausreichender Abfallmengen (Kapitel 2.1) lässt sich feststellen, dass die Recyclingtechnologien nicht den limitierenden Faktor für ein Recycling von NdFeB-Abfällen darstellen, sondern vielmehr das Nichtvorhandensein relevanter Abfallmengen und teilweise die Wirtschaftlichkeit.

3 DISKUSSION

Aus den obigen Ausführungen ergibt sich, dass das Recycling von NdFeB-Abfällen bis hin zu Seltenerdmetallen, die wieder in der Magnetproduktion eingesetzt werden können, derzeit in Europa sowohl an den zu geringen Mengen als auch an der noch nicht im Industriemaßstab verfügbaren Technologie scheitert. Darüber hinaus ist die Wirtschaftlichkeit des Recyclings aus vielen Anwendungen zumindest fraglich. Während ein weiteres Scale-up der bisher entwickelten Recyclingprozesse, die auf überwiegend kommerziell verfügbaren Technologien beruhen, innerhalb weniger Jahre realistisch ist, ist mit jährlich verfügbaren Mengen von > 1.000 Tonnen an NdFeB-Abfällen wahrscheinlich nicht vor 2030 zu rechnen, woraus sich einer erhebliche Lücke von ca. 10 Jahren ergibt. Für Europa stellt sich damit die Frage, wie es mit dieser Situation umgeht, d.h., subventioniert man die weitere Entwicklung und den Aufbau der notwendigen Recyclingkette über einen langen Zeitraum oder überlässt man die Entwicklung dem Markt mit der Gefahr, dass das in den letzten Jahren aufgebaute Wissen zumindest teilweise wieder verloren geht.

Die wichtigsten Gründe für einen weiteren Aufbau einer vollständigen Recyclingkette in Europa liegen in der Zunahme der Versorgungssicherheit mit SEE sowie des dafür notwendigen Erhalts und Ausbaus der Kompetenzen, insbesondere im Bereich der SEE-Metallurgie. Ohne weitere Förderung und Subventionen würde bereits aufgebautes Know-How zumindest teilweise wieder verloren gehen. Des Weiteren bietet die Gewinnung von SEE aus NdFeB-Magneten in vielen Fällen ökologische Vorteile gegenüber der Primärproduktion, wobei hierfür die Errichtung einer Recyclingkette einschließlich der metallurgischen Verfahrensschritte in Europa nicht zwingend notwendig ist, da in China und Japan entsprechende Anlagen existieren.

Gründe, die gegen eine Subvention der Entwicklung sprechen, sind vor allem, dass eine Subvention voraussichtlich noch für viele Jahre notwendig sein wird und entsprechend hohe Kosten verursacht. Darüber hinaus ist schwer abzusehen, in welchem Umfang Europa in den nächsten Jahrzehnten Neodym und Dysprosium benötigt. Kommt es zu einer weiteren Verlagerung der Magnetproduktion nach Asien, könnte der Bedarf drastisch sinken, da NdFeB-Magnete die Hauptanwendung für die genannten SEE darstellen. Ein weiteres Risiko besteht in der wahrscheinlich auch zukünftig stark dominierenden Rolle Chinas und der nicht vorhersehbaren Preispolitik. Somit hängt die weitere Entwicklung maßgeblich von politischen Entscheidungen ab.

LITERATUR

Bast, U., Blank, R., Buchert, M., Finsterwalder, F., Hörnig, G., Klier, T. & Walter, T. (2014) Abschlussbericht zum Verbundvorhaben: *Recycling von Komponenten und strategischen Metallen aus elektrischen Antrieben.*

Binnemans, K., Jones, P.T., Blanpain, B., Van Gerven, T., Yang, Y., Walton, A. & Buchert, M. (2013) Recycling of Rare Earths: A critical Review. *Journal of Cleaner Production*, 51, S. 1-22.

Buchert, M., Manhart, A., Bleher, D. & Pingel, D. (2012) *Recycling Critical Raw Materials from Waste Electronic Equipment.* Darmstadt: Öko-Institut e.V.

Dutta, T., Kim, K.-H., Uchimiya, M., Kwon, E.E., Jeon, B.-H., Deep, A. & Yun, S.-T. (Mai 2016) Global Demand for Rare Earth Resources and Strategies for Green Mining. *Environmental Research,* 150, S. 182-190.

Ebner, J. (2014) *Europe's Rare Earth Dependence on China: Future Perspectives.* European Institute for Asian Studies. Brüssel: EIAS.

Elwert, T., Goldmann, D., Römer, F. & Schwarz, S. (2016) Recycling of NdFeB magnets from electric drive motors of (hybrid) electric vehicles. *Journal of Sustainable Metallurgy.*

ERECON (2015) *Strengthening the European Rare Earths Supply-Chain:* Challenges and Policy Options.

Europäische Kommission (2014) Report on Critical Raw Materials for the EU: *Report of the Ad Hoc Working Group on Defining Critical Raw Materials.*

Gambogi, J. (Januar 2016) *U.S. Geological Survey. Mineral Commodity Summaries: Rare Earths:* http://minerals.usgs.gov/minerals/pubs/commodity/rare_earths/mcs-2016-raree.pdf .

Golev, A., Scott, M., Erskine, P.D., Ali, S.H. & Ballantyne, G.R. (2014) Rare earths supply chains: Current status, constraints and opportunities. *Resources Policy,* 41, S. 52-59.

Rademaker, J.H., Kleijn, R. & Yang, Y. (2013) Recycling as a Strategy against Rare Earth Element Criticality: A Systemic Evaluation of the Potential Yield of NdFeB Magnet Recycling. *Environmental Science & Technology,* S. 129-136.

Rollat, A., Guyonnet, D., Planchon, M. & Tuduri, J. (Januar 2016). Prospective analysis of the flows of certain rare earths in Europe at the 2020 horizon. *Waste Management,* 49, S. 427-436.

Schüler, D., Buchert, M., Liu, R., Dittrich, S. & Merz, C. (2011) *Study on Rare Earths and Their Recycling.* Darmstadt: Öko-Institut e.V.

Schulze, R. & Buchert, M. (Mai 2016) Estimates of global REE recycling potentials from NdFeB magnet material. *Resources, Conservation and Recycling,* S. 12-27.

Tanaka, M., Oki, T., Koyama, K., Narita, H. & Oishi, T. (2013) Recycling of Rare Earths from Scrap. In: *Handbook on the Physics and Chemistry of Rare Earths.* (Bd. 43, S. 159-206). Onogawa: Elsevier B.V.

Tunsu, C., Petranikova, M., Gergoric, M., Ekberg, C. & Retegan, T. (2015) Reclaiming Rare Earth Elements from End-of-Life Products: A Review of the Perspectives for Urban Mining Using Hydrometallurgical Unit Operations. *Hydrometallurgy*, 156, S. 239-258.

UNEP (2011) *Recycling Rates of Metals:* A Status Report. United Nations Environment Programme.

USGS (2016) *Mineral Commodity Summaries 2016: Rare Earths.* U.S. Geological Survey. Washington: U.S. Government Printing Office.

USGS (2010) *Mineral Commodity Summaries 2010: Rare Earths.* U.S. Geological Survey. Washington: U.S. Government Printing Office.

Stummel - Und dann? Abbauverhalten verschiedener Zigarettenfilter in der Umwelt

J. Schneider & S. Gäth
Universität Gießen, Professur für Abfall- und Ressourcenmanagement, Gießen, Deutschland

KURZFASSUNG: Jährlich werden weltweit 4,5 Billionen Zigarettenstummel achtlos weggeworfen. Neben dem ästhetischen Problem, das dieser Abfall mit sich bringt, ist die ökologische Problematik, die von Zigarettenresten ausgeht, als gefährdend einzustufen. Die in erste Linie aus Cellulose-Acetat, einem Thermoplast, bestehenden, klassischen Zigarettenfilter gelten als nicht biologisch abbaubar und toxisch. Um einen Vergleich mit im Handel erhältlichen, als biologisch-abbaubar gekennzeichneten Filtern (Öko-Filter) zu bekommen, wurden in einer Studie der Universität Gießen verschiedene Zigarettenfiltertypen unter unterschiedlichen Umweltbedingungen auf ihr Abbauverhalten untersucht. Als Versuchsorte dienten über einen Zeitraum von fünf Wochen Wiesen, Straßen, Gewässer und die direkte Einbringung in den Boden. Methodisch wurden während des Versuches die Gewichtsveränderung, der Zersetzungsgrad sowie mikroskopisch zu ermittelnde optische Veränderungen bestimmt. Die Ergebnisse zeigen, dass Öko-Filter ein verbessertes Zersetzungsverhalten als herkömmliche Filter aufweisen. Jedoch kann auch die Zersetzung von Öko-Filtern je nach Bedingung sehr lange dauern. Das Ziel, den sichtbaren Zigarettenabfall zu reduzieren und die Umwelt zu schonen, kann durch Öko-Filter nicht erreicht werden.

1 EINLEITUNG

Weltweit werden pro Jahr ungefähr 5,6 Billionen Zigaretten geraucht, von denen rund 4,5 Billionen in Form von Zigarettenstummeln unsachgemäß entsorgt werden (Slaughter et al. 2011). Damit gelten diese als die häufigste Form von Abfällen im Bereich des Litterings (Smith & McDaniel 2010) und sind allgegenwärtig. Sie finden sich zwar auch in Aschenbechern, jedoch ebenso an Bushaltestellen, Bahnhöfen, im Wald, in Gewässern oder auf anderen öffentlichen Plätzen. Grundsätzlich ist eine Ansammlung von Zigarettenstummeln an Orten festzustellen, an denen sie gekauft und konsumiert werden (Marah & Novotny 2011). Neben dem ästhetischen Problem, das dieser Abfall mit sich bringt, ist die ökologische Problematik, die von Zigarettenresten ausgeht, als gefährdend einzustufen. Die in erste Linie aus Cellulose-Acetat, einem Thermoplast, bestehenden, klassischen Zigarettenfilter gelten als nicht biologisch abbaubar und umweltgefährdend. Ebenso gerauchte Cellulose-Acetat-Filter ohne Tabakreste als auch ungerauchte Cellulose-Acetat-Filter ohne Tabak gelten als toxisch. Doch nicht nur aquatisches Leben und dessen Ökosysteme leiden unter den Rauchrückständen. Auch Haus- und Wildtiere sind durch ihr Fressverhalten, sowie Kleinkinder durch den Impuls, Dinge in den Mund zu stecken, gefährdet (Novotny et al. 2011). Filterlose Zigaretten sind bei dieser Betrachtung vernachlässigbar, da 99 % aller industriell hergestellten Zigaretten Filterzigaretten sind (Barnes 2011).

Als Alternative zu den herkömmlichen Zigarettenfiltern aus Cellulose-Acetat gibt es sog. Ökofilter aus reiner Cellulose. Die Idee bei Öko-Filtern (OCB 2015) ist es dabei, die Verschmutzung der Umwelt durch Littering zu minimieren, indem diese sich innerhalb kürzester Zeit selbstständig zersetzen sollen. Die Öko-Filter werden als innovativ und umweltfreundlich beworben und zielen wahrscheinlich auf eine junge Zielgruppe mit erhöhtem Umweltbewusstsein ab.

2 ZIGARETTENFILTER

Der Ursprung von Zigarettenfiltern basiert auf der in den 1950er Jahren erkannten wissenschaftlichen Tatsache, dass Rauchen die Gefahr von Lungenkrebs erheblich steigert (DHHS 1981). Um Zigaretten auch weiter für den Verbraucher attraktiv erscheinen zu lassen, wurden Cellulose-Acetat-Filter entwickelt, die von der Tabakwarenindustrie als sichere und gesunde Entwicklung für Raucher beworben wurden. Als Folge davon wechselten innerhalb der letzten 50 – 60 Jahre 99 % aller Raucher von filterlosen auf Filterzigaretten (Novotny et al. 2009).

Cellulose-Acetat zählt zu den Kunstseiden (Türk 2014). Bei der Herstellung werden Cellulose-Fasern teilweise oder vollständig, je nach gewünschtem späteren Produkt, verestert. Die neu entstandenen Fasern können zu Zigarettenfiltern aber auch zu Textilien verarbeitet werden. Da es sich bei Cellulose-Acetat um einen Thermoplast (unter Hitzeeinwirkung formbarer Kunststoff) handelt, bildet Plastik die Basis von Zigarettenfiltern. Diese bestehen aus bis zu 12.000 thermoplastischen Fasern. Thermoplaste gelten zwar als fotochemisch angreif-, aber nicht als biologisch abbaubar. Auch wenn die Fasern unter optimalen Bedingungen durch ultraviolette Strahlung in kleinere Bruchstücke zerteilt werden, wird das Material selbst nicht abgebaut. Die Folge ist die Verteilung der Bruchstücke in Gewässern und anderen Umweltkompartimenten (CVW 2006).

Als biologisch-abbaubare beworbene Filter, sogenannte „Öko-Filter“, hingegen bestehen aus reiner Cellulose (Angabe der Hersteller auf den Verpackungen (OCB 2015)), werden aber derzeit in Deutschland lediglich lose, also zum Selbstdrehen verkauft. Es werden Hanf, Flachs, Baumwolle oder Holz verwendet. Cellulose ist eine Naturfaser und sollte sich daher einfacher und schneller als die Kunstfaser Cellulose-Acetat zersetzen und biologisch-abbaubar sein. So können z.B. Braunfäule- oder Weißfäulepilze, Wiederkäuer oder Termiten, Protozoen und Mikroorganismen Cellulose und Lignin abbauen (Türk 2014). Dabei geben die Hersteller jedoch keine Belege für den verbesserten Zersetzungsprozess an. Lediglich bei (Novotny et al. 2009) findet sich die Vermutung über einen möglichen Abbauzeitraum von zwei Monaten für Öko-Filter der Firma Stanelco und der Hinweis, dass dieser Abbau mit der Abgabe toxischer Substanzen an die Umwelt verbunden ist.

Unabhängig von ihrem Ausgangsmaterial enthalten gerauchte Zigarettenfilter, neben eventuellen Tabakresten, mehr als 4000 chemische Verbindungen (Slaughter et al. 2011), wobei Teer, Nikotin, Arsen und Blei für die Umwelt am problematischsten sind.

3 MATERIAL UND METHODEN

3.1 Filterauswahl und Versuchsorte

Um das unterschiedliche Abbauverhalten von Zigarettenfiltern zu untersuchen, wurden drei verschiedene lose Filtertypen sowie eine Sorte maschineller, vorgefertigter Filterzigaretten ausgewählt. Diese sollten einen Überblick über das vorhandene Sortiment zeigen. Um unterschiedliche Effekte auf die Zersetzung durch den Tabak auszuschließen, wurde stets derselbe Tabak (Marlboro Red) sowie bei den selbstgedrehten Zigaretten auch dieselben Blättchen (Gizeh, fine, 100 % Flachs/Hanf) verwendet. Gewählt wurden folgende Filter:

- Gizeh slim Filter, mit Klebefläche („Gizeh herkömmlich“),
- OCB slim umweltfreundliche, ungebleichte Filter („OCB-Öko“),
- Gizeh pure XL slim Filter extra lang, biologisch abbaubar („Gizeh-Öko“) und
- als Filterzigaretten: Marlboro Red.

Als Versuchsorte dienten über einen Zeitraum von fünf Wochen: eine Wiesen, eine Straße/Pflaster, ein Gewässer (Lahn) unter Wasser und die direkte Einbringung in den Boden. Für die Versuchszeit wurden fünf Wochen gewählt, da zu Beginn des Experiments die Öko-Filter auf den Hersteller-Internetseiten so beworben wurden, dass sich die Filter innerhalb eines Monats mindestens zu 80 % zersetzen sollten (Amazon.de 2011), (Schneider, 2013). Es wurden pro Probe und an allen vier Versuchsorten je 10 Stummel pro Filtervariante ausgebracht, insgesamt 160 Stummel. Um sicherzustellen, dass immer die gleichen Filter vor, während und nach dem

Experiment betrachtet werden, wurden die jeweils 10 Stummelproben in je ein Säckchen aus Gitternetz fest eingeschlossen. Alle ausgebrachten Zigarettenstummel wurden zuvor von freiwilligen Gießener Passanten geraucht. Dabei wurde strikt auf die Trennung der einzelnen Gruppen geachtet, um eine Vermischung zu verhindern. Es sollte ein realistisches Bild entstehen, weil die Zigaretten durch Speichel, Druck und das „Ziehen“ an der Zigarette beeinflusst werden könnten.

3.2 Untersuchungsmethoden und Vergleichsskala

Methodisch wurden die möglichen Veränderungen bzw. das Abbauverhalten der Proben über folgende Parameter bestimmt:

- Gewichtsveränderung: Auswiegen der getrockneten Proben vor und nach dem Versuch
- Mikroskopische Veränderungen: Untersuchung der Faserstruktur der Filter unter einem Binokular vor und nach dem Versuch
- Vergleichsskala: einmal pro Woche wurde photographisch der Zustand festgehalten, beschrieben und sowohl optisch als auch haptisch bewertet

Vor Beginn des Experiments wurde die Vergleichs-Skala über die Zersetzungsgrade von Zigarettenstummeln erstellt (vgl. Abbildung 1). Hierfür wurde auf einem Gelände der Gießener Universität eine repräsentative Menge an gerauchten und weggeworfenen Zigarettenstummeln gesammelt. Anschließend wurden die Proben optisch und haptisch nach dem Zersetzungsgrad sortiert und mit fortlaufenden Nummern versehen. Stufe 1 entspricht einem frisch gerauchten und sonst unbeschädigten Zigarettenstummel. Ab Stufe 7 beginnt auch der Filter selbst zu zerfallen. Stufe 13 fehlt in der Abbildung, bei dieser Stufe tritt eine vollständige Zersetzung ohne sichtbare Rückstände auf. Die ausgebrachten Stummel wurden einmal pro Woche untersucht und mit Hilfe der Skala klassifiziert.

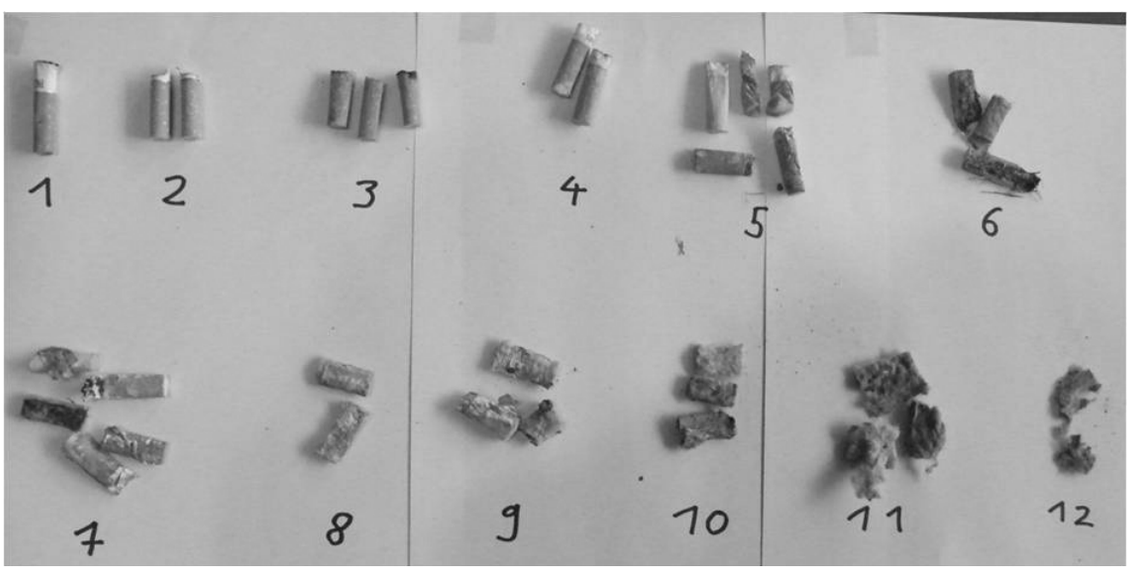


Abb. 1: Selbst generierte Vergleichs-Skala über die Zersetzungsgrade von Zigarettenstummeln anhand gesammelter Stummel.

4 ERGEBNISSE

4.1 Gewichtsverlust

Bei der Messung des Gewichtsverlusts nach dem Versuch im Vergleich zum Startgewicht zeigen sich sehr unterschiedliche Ergebnisse (vgl. Abbildung 2). Die höchste Gewichtsreduktion mit durchschnittlich 51 Gew.-% kann bei den Zigarettenfiltern im Gewässer festgestellt werden. Die geringste Abnahme ist mit jeweils durchschnittlich 28 Gew.-% bei den Versuchsorten Wiese und Boden zu verzeichnen.

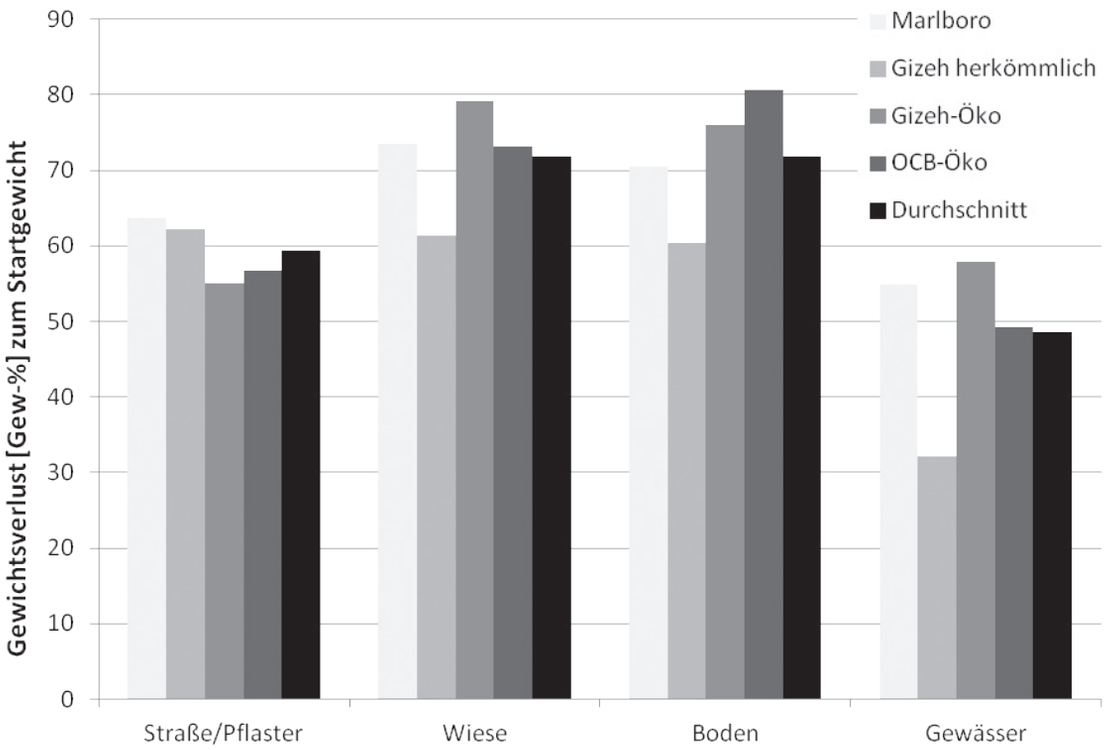


Abb. 2: Prozentualer Gewichtsverlust [Gew.-%] der Zigarettenfilter an den unterschiedlichen Versuchsorten nach Ende des Versuchszeitraumes im Vergleich zum Startgewicht.

Es zeigt sich jedoch, dass mit Ausnahme des Versuchsstandortes Straße/Pflaster, nicht – wie zu vermuten gewesen wäre – die beiden Öko-Filter die größte Gewichtsreduktion aufweisen, sondern der herkömmliche Gizeh-Filter.

4.2 Skalenbeurteilung

Zur Einteilung der Zigarettenstummel in die unter 3.2 aufgezeigte Skala werden die jeweiligen Durchschnitts-Skalenwerte der 10er Gruppen pro Filtersorte angegeben. Die optische und haptische Begutachtung unterliegt zwar einer nicht zu verleugnenden, subjektiven Wahrnehmung, bietet aber die Möglichkeit, die ausgebrachten Zigarettenstummel in einem gewissen Maß nach dem erfolgten Abbau-/Zersetzungsverhalten zu klassifizieren.

Tabelle 1 zeigt die Ergebnisse der Skalenbeurteilung für die Versuchsorte Straße/Pflaster und Gewässer. Im Gegensatz zu den Gewichtsmessungen weisen die Öko-Filter an beiden Standorten höhere Abbau-/Zersetzungserscheinungen auf als die herkömmlichen Filter. Im Gewässer erreicht die Sorte OCB-Öko einen Skalenwert von 11 nach dem Versuchszeitraum von fünf Wochen, dicht gefolgt von der Gizeh-Öko mit einem Skalenwert von 9 – 10. Auf dem Standort Straße/Pflaster erreichen beide Öko-Filter dagegen nur maximal die Stufe 8, was aber im Vergleich zu den herkömmlichen Filtern (Marlboro: 5 (Straße/Pflaster), 7 (Gewässer; Gizeh herkömmlich: 6 (Straße/Pflaster), 7 (Gewässer)) eine stärkere Zersetzung bedeutet.

Für die ausgebrachten Filter auf den Standorten Wiese und Boden (hier nicht dargestellt) ist ein anderes Bild zu erkennen. Im Bereich Wiese erreicht die Filtersorte Gizeh-Öko mit einem Skalenwert von 5 die höchsten Abbaugrade, alle anderen drei Sorten zeigen nur Werte bis 3 auf. Für die in der Boden eingegrabenen Proben können für Gizeh herkömmlich bzw. OCB-Öko Werte von 6 bzw. 6 − 7 ausgemacht werden, für Marlboro und Gizeh-Öko dagegen nur ein Zersetzungsgrad von jeweils 4.

Tab. 1: Ergebnisse der Skalenbeurteilung für die Filter auf den Standorten Straße/Pflaster und Gewässer. Skalenwert 1 = frisch gerauchter, unbeschädigter Zigarettenstummel; Skalenwert 13 = vollständig zersetzter Zigarettenstummel ohne optische Rückstände.

	Straße/Pflaster			
	Marlboro	Gizeh herkömml.	Gizeh-Öko	OCB-Öko
1. Woche	2	2	2	2
2. Woche	2	2	4	3
3. Woche	3	4	4	3
4. Woche	4	5	5	4
5. Woche	5	6	8	7 – 8
	Gewässer			
	Marlboro	Gizeh herkömml.	Gizeh-Öko	OCB-Öko
1. Woche	3	2	3	4
2. Woche	4	3	4	5
3. Woche	5	4	6	6
4. Woche	6	6	9	10
5. Woche	7	7	9 – 10	11

4.3 Mikroskopische Untersuchungen

Unter dem Binokular werden weitere Unterschiede zwischen den herkömmlichen und den Öko-Filtern sowie zwischen neuen Filtern und denen, die fünf Wochen auslagen, sichtbar. Grundsätzlich ist zu erkennen, dass die Faserstruktur von herkömmlichen Filtern stark verzweigt ist, bei Öko-Filtern liegen die Fasern dagegen gerade entlang der langen Filterseite und sind durch quer verlaufende Fasern verbunden.

Abbildung 3 zeigt beispielhaft neue, ungerauchte Filterfasern (links) der Marke Gizeh-Öko im Vergleich zu Fasern derselben Filtersorte nach fünf Wochen Versuchszeitraum auf dem Standort Wiese.

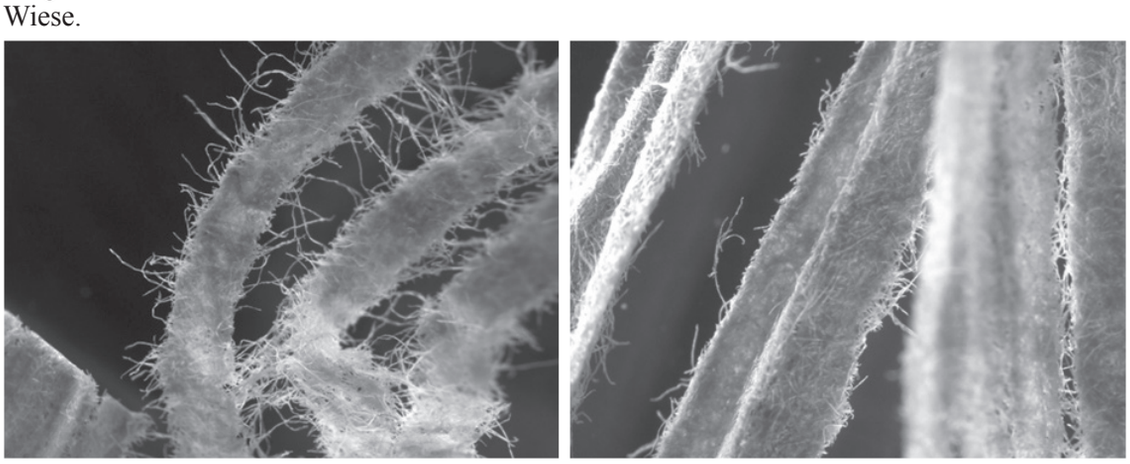


Abb. 3: Mikroskopische Aufnahmen der Faserfiltern der Marke Gizeh-Öko, links: Fasern unbenutzer Filter, rechts: Fasern nach 5 Wochen Versuchszeitraum (Wiese).

Deutlich zu erkennen sind die Seitenverstrebungen an den Rändern der Filterfasern des unbenutzten, ungerauchten Filters. Nach fünf Wochen Versuchszeitraum auf dem Standort Wiese, können diese Verstrebungen nur noch in geringerem Maß nachgewiesen werden. Dasselbe Bild zeigt sich auch für die Standorte Boden und Gewässer. Lediglich bei den auf Straße/Pflaster ausgelegten Filtern sind noch viele Seitenverstrebungen erkennbar.

Gemein ist allen im Versuch verwendeten Fasern, dass sie eine bräunliche Verfärbung aufweisen. Deutlicher ist dies bei den herkömmlichen Filtern, die im Ausgangszustand eine weiße Färbung aufweisen, zu erkennen. Aber auch bei den Öko-Filtern ist eine Verfärbung auszumachen, auch wenn diese schon im neuen Zustand eine leicht braune Farbe haben. Mit großer Wahrscheinlichkeit sind diese Verfärbungen auf das Rauchen selbst und damit auf die im Filter hängengebliebenen Stoffe wie Teer und Nikotin zurückzuführen. Aufgrund dieser toxischen Substanzen ist auch nicht von starker Bakterienbesiedlung auszugehen.

5 FAZIT

Zusammenfassend lässt sich sagen, dass die als biologisch abbaubar beworbenen Zigarettenfilter im Durchschnitt ein besseres Abbau-/Zersetzungsverhalten als herkömmliche Cellulose-Acetat-Filter aufweisen. Jedoch dauert auch dieser Prozess sehr lange und ist ebenso mit der Abgabe toxischer Substanzen an die Umwelt verbunden, wie bei herkömmlichen Filtern (No-votny et al. 2009). Das angestrebte Ziel, durch Öko-Filter den sichtbaren Abfall an Zigarettenstummeln zu minimieren und dadurch nicht nur den ästhetischen, sondern auch den umweltrelevanten Aspekt dessen zu minimieren, kann nicht erreicht werden.

Neben möglichen Verboten und Strafen sowie der Forschung und Entwicklung neuer, umweltfreundlicher und tatsächlich biologisch abbaubarer Filter, gilt für Zigarettenabfälle dasselbe, was für (fast) alle Littering-Abfälle gilt: Nur wenn die Problematik im Bewusstsein der Verursacher Fuß fast, ist mit einer signifikanten Minimierung der Abfälle zu rechnen.

LITERATUR

Barnes, R.L. (2011) Regulating the disposal of cigarette butts as toxic hazardous waste. *Tobacco control,* 20(1), 145-148.

CVW (2006) Clean Virginia Waterways. *Are Cigarette butts biodegradable?* Available online: http://www.longwood.edu/CLEANVA/cigbuttbiodegradable.htm (accessed December 15, 2006).

DHHS (1981) US Department of Health and Human Services. *The Health Consequences of Smoking: the Changing Cigarette—A Report of the Surgeon General,* 1981. DHHS publication no. (PHS)81-50156. Department of Health and Human Services, Public Health Service: Rock-ville, MA, USA.

Marah, M. & Novotny, T.E. (2011) Geographic patterns of cigarette butt waste in the urban environment. *Tobacco control,* 20, 42-44.

Novotny, T.E., Hardin, S.N., Hovda, L.R., Novotny, D.J., McLean, M.K. & Khan, S. (2011) Tobacco and cigarette butt consumption in humans and animals. *Tobacco control,* 20, 17-20.

OCB (2015) *Umweltfreundliche, biologisch abbaubare Filter.* URL: http://www.natural-experience.com/de/umweltfreundliche-biologisch-abbaubare-filter/, Stand : 22.08.2015.

Slaughter, E., Gersberg, R.M., Watanabe, K., Rudolph, J., Stransky, C. & Novotny, T.E. (2011) Toxicity of cigarette butts, and their chemical components, to marine and freshwater fish. *Tobacco Control*, 20, 25-29.

Smith, E.A. & McDaniel, P.A. (2010) Covering their butts: responses to the cigarette litter problem. *Tobacco control* 20, 100-106.

Türk, O. (2014) 4.1 Cellulose. In: O. Türk (Hrsg.), *Stoffliche Nutzung nachwachsender Rohstoffe* (S. 174–233). Wiesbaden: Springer Fachmedien.

Praxisbeispiele eines hochflexiblen Mischsystems

P. Nold & H. Eirich
Maschinenfabrik Gustav Eirich GmbH & Co KG, Hardheim, Deutschland

KURZFASSUNG: Rückgewinnungs- und Aufarbeitungsprozesse beginnen oft mit einem Mischvorgang. Das einzigartige Arbeitsprinzip des Eirichmischers - 1924 entwickelt aus dem Planetenmischer - ermöglicht es, Materialien beliebiger Konsistenzen wie z.B. Stäube und Schlämme, miteinander zu verarbeiten. Das Aggregat, das weltweit in vielen Industrien der mineralischen Aufbereitung im Einsatz ist, kann nicht nur mischen, sondern auch granulieren, coaten, kneten und dispergieren. Oft werden Ergebnisse und Aufbereitungsgüten erreicht, die mit anderen Maschinen nicht oder nur mit hohem Mehraufwand darstellbar wären. System- bedingt hält sich der Verschleiß in Grenzen, da nicht mehr klassisch die Mischwerkzeuge das Mischgut transportieren, sondern ein drehender Mischbehälter das Gut bewegt. Durch diesen gewonnenen Freiheitsgrad kann das eigentliche Mischwerkzeug in Form und Geschwindigkeit in weiten Bereichen frei angepasst werden. Damit wird jede Maschine speziell auf den jeweiligen Einsatzzweck ausgelegt. Im Bereich des Recyclings, der Abfallverwertung, der Deponietechnik und der Altlasten steht der Eirichmischer auch in speziellen Varianten zur Verfügung, wie z.B. als Vakuummischer, z.T. ausgelegt für Explosionsschutz (Exschutz)-Bedingungen. Mit Kundenbeispielen werden Aufbereitungen von Aschen, Stäuben, Schlämmen und Filterkuchen (oft auch gemeinsam) sowie weitere Anwendungen (wie kontaminierte Böden, Ersatzbrennstoffe oder Hydrophobieren) gezeigt.

1 EINLEITUNG

Viele Recyclingprozesse basieren auf chemischen Vorgängen, in welchen Stoffe miteinander reagieren und auf diesem Wege die jeweiligen Wertstoffe zurückgewonnen werden. Die chemischen Reaktionen verlangen, dass die Reaktionspartner gleichmäßig verteilt vorliegen. Zudem gilt, dass die Reaktionen schneller und vollständiger ablaufen, wenn die einzelnen Reaktionspartner so fein verteilt und nahe zueinander wie möglich vorliegen. Dies sind die Gründe dafür, weshalb die meisten Recyclingprozesse mit einem Mischprozess beginnen.

Um Stoffe zu mischen, muss Arbeit aufgewendet werden. Durch Zufuhr von kinetischer Energie muss den Komponenten eine möglichst hohe Relativgeschwindigkeit aufgezwungen werden. Die einzelnen Teilchen müssen ihre Lage zueinander ständig ändern. Beginnend um 1850 wurden dafür mechanische Mischer erfunden, zunächst die Einwellen-Axialmischer, dann die Doppelwellenmischer. 1903 kam Eirich mit dem Ringtrogmischer auf den Markt, 1906 mit dem Planetenmischer, der als erster „guter“ Mischer von Deutschland aus in alle Welt exportiert wurde und den Namen des deutschen Maschinenbaus grundlegend mit prägte. 1924 hat Eirich dann ein völlig neues Mischprinzip erfunden, das heute weltweit als Eirichmischer bekannt ist. Damals wurde als nachteilig erkannt, dass die Mischwerkzeuge auch den Transport des Mischgutes übernehmen müssen. Deshalb wurde ein Mischer erfunden, wo „Transport des Mischguts“ und „Mischen“ voneinander getrennt sind. Diese Mischer wurden bis heute weiterentwickelt, das weltweit einmalige Mischprinzip ist geblieben: Der Behälter bewegt das Mischgut, ein einfaches stationäres Umlenkwerkzeug sowie ein oder mehrere Mischwerkzeuge, die in Form und Geschwindigkeit der jeweiligen Aufgabe adaptierbar sind, übernehmen das Mischen.

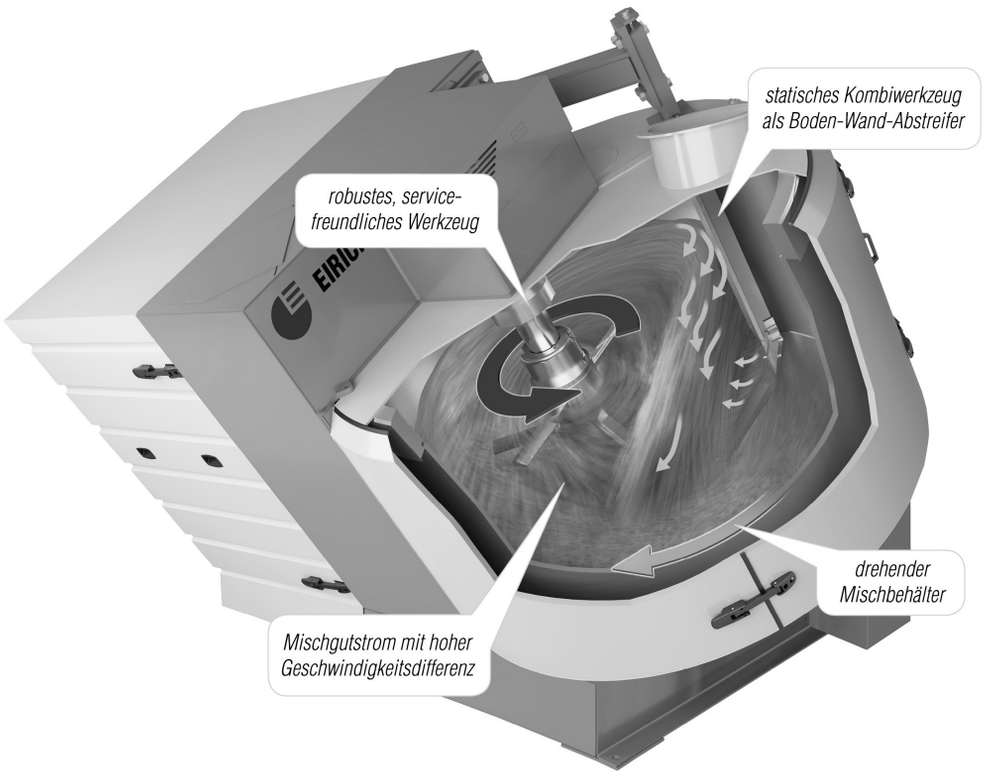


Abb. 1: Der Eirichmischer - Baugrößen von einem Liter bis 12.000 Liter stehen zur Verfügung.

Dieses Mischprinzip bringt gegenüber anderen Mischsystemen eine ganze Reihe von Vorteilen.

- Umfangsgeschwindigkeit des Mischwerkzeuges bis über zehn Mal höher möglich,
- Leistungseintrag in die Mischung gezielt an Mischaufgabe /-ablauf anpassbar,
- Entmischungsfrei, da bei einer Umdrehung des Mischbehälters 100 % Materialumwälzung,
- Erheblich bessere Mischleistung, auch gegenüber hochtourig rotierenden Messerköpfen,
- Verschiedene Konsistenzen verarbeitbar, auch gleichzeitig und
- Mischen, granulieren, coaten, zähplastische Massen kneten und dispergieren in einem Ag-gregat.

Für den Kunden bedeutet dies:

- Materialien jeder Art und Konsistenz werden schnell und in hoher Qualität aufbereitet,
- Bindemittel- und Additivmengen können oft reduziert werden (Mischer verteilt besser),
- Weniger Werkzeuge und benetzte Oberflächen,
- Wesentlich weniger Gesamtverschleiß als bei anderen Mischern,
- Deutlich höhere Verfügbarkeit und
- Einfacheres Anfahren nach Stillstand.

Deshalb ist dieser Mischer optimal geeignet:

- wenn Aschen oder Stäube in Granulate überführt werden sollen,
- wenn Schlämme oder Filterkuchen mit Stäuben verschnitten werden sollen, mit anschließender Granulation oder Brikettierung,
- wenn hohe Mischgüten gefordert sind,
- für schwierigste Aufgabenstellungen und
- wenn der Bedarf an Bindemitteln reduziert werden soll.

Dabei werden die Mischer, die je nach Anforderung im Chargen- oder kontinuierlichem Betrieb laufen, in Größe, Werkzeugart und Werkzeuggeschwindigkeit für die jeweilige Aufgabenstellung maßgeschneidert. Auch gibt es „Vakuummischer“, die mit Unterdruck und/oder unter Exschutz-Bedingungen betrieben werden (bis ca. 50 Hektopascal absolut).

Mit praxisnahen, unabhängigen Mischgüteuntersuchungen kann aufgezeigt werden, dass mit dem Eirichmischer Mischgüten anzufahren sind, die von anderen Mischsysteme nicht erreichbar sind (Rikken 2004). Im Bereich des Recyclings sind die Anforderungen an die Mischgüte oft so zu beschreiben, dass das Produkt stets diejenigen Eigenschaften hat und diejenigen Anforderungen erfüllt, welche der Folgeprozess stellt, unabhängig von Schwankungen der Zusammensetzung der eingesetzten Stoffe, und unabhängig davon, ob z.B. 20 % oder 50 % Stäube oder Schlämme zugesetzt werden müssen. In diesen Anwendungen fahren die Mischer oft eine Vielzahl von Rezepturen ab, abhängig von der Art und Menge der jeweiligen Kreislauf- oder Reststoffe. Dabei können z.B. beim Recycling von Stahlwerksstäuben und -schlämmen eine konstante metallurgische Zusammensetzung und Konsistenz erreicht oder bei Sonderdeponierung die Eluatwerte verbessert werden.

2 PRAXISBEISPIELE

Die Beispiele zeigen die Aufbereitung von Aschen und Stäuben, Schlämmen, Filterkuchen, Abfällen etc. aus Produktions- und Abgasreinigungsanlagen vieler Industrien, z.B. aus galvanischen Prozessen, Hüttenwerken (Blatz 2004) sowie weitere Anwendungen wie kontaminierte Böden, Ersatzbrennstoffe und Deponietechnik.

2.1 Die Aufbereitung von Aschen und Stäuben

Wichtig ist hier eine gute Verteilung des zugesetzten Wassers. Vorteile der Eirich-Technik sind: Die Verfahren sind deutlich einfacher als mit anderen Mischsystemen, bei Zusatz eines Bindemittels zeigt sich oft ein reduzierter Bedarf (der Mischer verteilt besser), und es ergeben sich lange Laufzeiten ohne Reinigung oder Verschleißreparaturen.

2.1.1 Befeuchten und Konditionieren von Flugaschen

Flugasche aus Kraftwerken wurde vor einigen Jahrzehnten als ein Abfallstoff staubfrei in Eirichmischern angefeuchtet, um deponierbar zu sein. Heute wird Flugasche, die einen reaktiven Anteil Branntkalk (CaO) zwischen zehn und 30 % aufweist, z.B. in Korea als ein Wertstoff für eine Vielzahl von Anwendungen angesehen. Dazu hat AHA Greentech Co. Ltd, Korea zusammen mit der Kyonggi University, Seoul, und EIRICH ein Verfahren entwickelt, das alle Verfahrensschritte wirtschaftlich ablaufen lässt. Zum einen wird die Asche granuliert, um dann mit maximaler Korngröße von drei Millimeter als Sandersatz für die Baustoff- und Betonherstellung eingesetzt zu werden. Zum anderen wird die Asche so konditioniert, dass sie nach einer Mahlung als Zementzusatz tauglich ist. Lieferanteil von EIRICH waren mehrere Granuliermischer mit zugehöriger Wiegetechnik, Steuerung und Engineering. Die Anlage befindet sich derzeit in der Inbetriebnahmephase.

2.1.2 Pelletieren von Konverterstaub

Zinkhaltige Stäube werden granuliert oder pelletiert, um das weitere Handling zu ermöglichen. Mit dem Eirichmischer können oft Granulate bis zu acht Millimeter erreicht werden. Wenn größere Granulate gefordert sind, arbeitet man in Kombination Mischer - Pelletierteller. So z.B. bei voestalpine Stahl in Linz, Österreich: Der Mischer erzeugt aus dem Staub durch Zugabe von Wasser (Schmutzwasser aus dem Brüdenwäscher) ein Mikrogranulat, das auf einen Pelletierteller aufgegeben wird. Es resultieren Pellets mit drei bis 12 Millimeter Durchmesser.

2.1.3 Aufbereiten von Stäuben für den Wälz-Prozess

Zinkhaltige Stäube aus Stahlwerken werden mit Koks, Branntkalk und Wasser vermischt. Anlagen dafür arbeiten oft im Konti-Betrieb, z.B. bei Befesa Zinc in Freiberg, Deutschland. Durch die bessere Verteilung des Reduktionsmittels ergeben sich deutliche Durchsatzsteigerungen.

Zur Einsparung von Reduktionsmitteln gibt es aus anderen Branchen quantitative Berichte aus der Praxis. Im Jahr 1995 haben Mitarbeiter von Sumitomo, Japan, auf der International Ironmaking Conference über den Einsatz eines Eirichmischers an der Sinteranlage 3 in Kokura vor-

getragen. Als Vorteile wurde u.a. dargestellt, dass der Koksbedarf um 1,2 kg/t Sinter zurückgeht. Für einen Hochofen mit vier Mio. Tonnen Sinter im Jahr errechnet sich daraus eine Einsparung von mehr als 100.000 Tonnen Koks (Hadano et. al. 1995). Im Jahr 1998 wurde über ein Verfahren berichtet, dass die Feinanteile in der Sinterherstellung über einen Eirichmischer agglomerieren; in der Sinteranlage in Wakayama ergaben sich dadurch acht bis zehn % Produktivitätssteigerung (Oboso et al. 1998). Im Jahr 2000 hat beim 4th International Coke and Ironmaking Congress in Paris Nippon Steel über ähnliche Erfolge an der Sinteranlage 2 in Oita berichtet, mit Einsparung von 3,8 Kilogramm Koks pro Tonne Sinter (Haga et al. 2000).

2.1.4 Konditionieren der Wertstoffe zur Aufgabe auf das Sinterband

Als Beispiel können hier die HKM Hüttenwerke Krupp-Mannesmann in Duisburg, Deutschland, benannt werden. Im Mischer aufgegeben werden Raumentstaubungsstaub, feuchter Gichtstaub sowie Gießhallenstaub, in Mengen je nach Anfall. Durch Zusatz von Primärrohstoffe wird jeweils die Chemie der Sintermischung angefahren. Bevor HKM sich für Eirich entschied, wurden ausführliche Vergleichsversuche Eirich- und Pflugscharmischer betrieben. Untersucht wurden die Parameter Wasserverteilung, Granuliergüte, Steuerung der Partikelgröße, Auflösen von Agglomeraten und Klumpen, Verschleiß und Anbackungen im Mischer etc. In praktisch allen Punkten zeigt sich Eirich eindeutig als vorteilhafter.

2.1.5 Konditionieren der Wertstoffe zur Aufgabe im Primorec-Prozess

Als Beispiel kann die Primorec Anlage Paul Wurth, ArcelorMittal Woiwer, Differdange, Luxemburg, vorgestellt werden. Stäube vom Elektroofen und Konverter werden mit Schlämmen aus dem Hochofenbetrieb und ölhaltigen Schlämmen aus Stranggieß- und Walzbetrieb gemischt und im Primorec-Prozess aufgegeben.

2.2 Die Aufbereitung von Schlämmen und Filterkuchen

Schlämme und Filterkuchen aus Produktionsanlagen (z.B. aus galvanischen Prozessen) oder aus Abgasreinigungsanlagen müssen in handhabbare, transportfreundliche Produkte überführt werden, oder zu einem wiederverwendbarem Produkt konditioniert werden. Die Verfahren sind hier das Verschneiden von Schlämmen mit Stäuben zu u.a. Granulaten. In speziellen Fällen wird auch eine Vakuumtrocknung angewandt.

2.2.1 Konditionieren der Wertstoffe zur Aufgabe in einem Schachtofen

Als Beispiel kann die sog. OxyCup-Anlage bei TKS Thyssen-Krupp in Duisburg, Deutschland, vorgestellt werden. Stahlwerksstäube, Gichtgasschlamm, Walzzunderschlamm, Koksgrus trocken, Koksgrus feucht, Zement und Wasser werden zu einer Masse aufbereitet, aus der Pflastersteine hergestellt werden, die nach dem Aushärten in einen Schachtofen aufgegeben werden (Abb. 2).

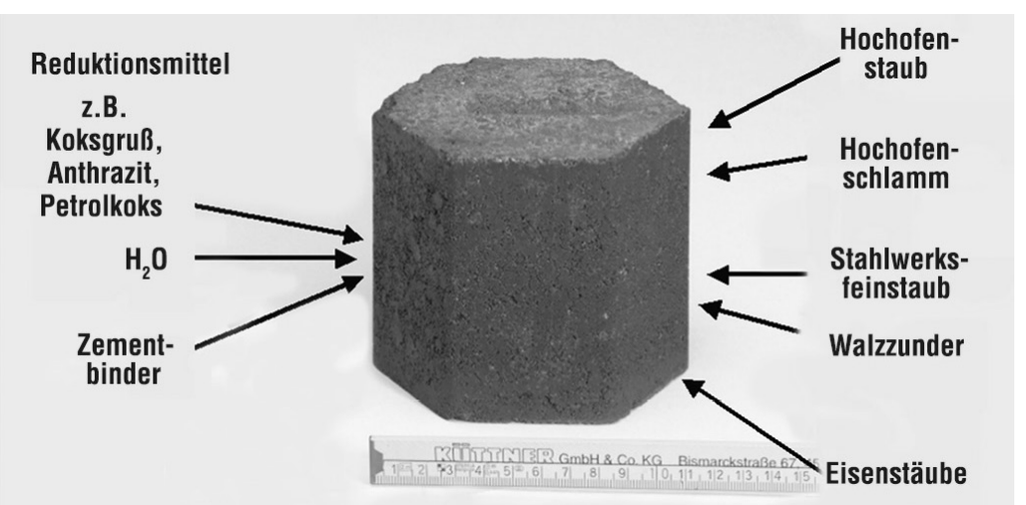


Abb. 2: Betonstein aus Stahlwerks – Wertstoffen.

2.2.2 Aufbereiten von wertstoffhaltigen Schlämmen aus Deponien mit Stäuben

Was in früheren Jahren als Abfall deponiert wurde, ist heute oft als Wertstoff einzustufen. Ein Beispiel ist hier das RHI-Werk Hochfilzen, Österreich, wo rund 1,8 Mio. Tonnen Reststoffe aus der Magnesit-Aufbereitung aus der Zeit, als im Werk Hochfilzen noch eine Flotationsanlage betrieben wurde, deponiert sind. Zur Rückgewinnung dieser sogenannten Feinberge wurde 2014 eine Konti-Mischanlage von Eirich installiert, welche die Schlämme unter Zusatz von Trockenstoffen so konditioniert, dass eine Brikettierung zur Weiterverarbeitung möglich ist.

2.2.3 Weitere Beispiele für Verschneiden von Schlämmen mit Stäuben

Bei SOUTHSEA AGRO-MARINE, Philippinen, wird Tierkot unter Zusatz von Trockenstoffen zu Düngergranulat aufgearbeitet.

2.2.4 Vakuum-Konvektionstrocknung

Heißgas wird im Kreislauf gefahren, über einen Kondensator wird der Dampf in Flüssigkeit überführt. Im Einsatz ist diese Technik z.B. bei der Lackschlamm-Trocknung und beim Spraydosen-Recycling.

Ausgangsmaterialien sind flüssige oder pastöse Lackschlämme, die meist Kunststoff- und Metallteile enthaltend, Heizkostenverteilerröhrchen oder ungeshredderte Spraydosen. Aufgabenstellung ist das Trocknen, Granulieren und Kühlen der fremdkörperverunreinigten und lösungsmittelhaltigen Abfallschlämme, die Erzeugung staubfreier Granulate mit maximalem Trockenstoff-Gehalt in inerter Atmosphäre und/oder die Lösungsmittelrückgewinnung. Als Referenz kann eine 1993 installierte Anlage bei REMONDIS Industrie-Service, Bramsche, Deutschland, genannt werden. In den IVU Richtlinien des Umweltbundesamtes der Bundesrepublik Deutschland wird die Eirich Evactherm® Technologie als „beste verfügbare Technik für Abfallbehandlungsanlagen“, u.a. zum Recycling von Spraydosen, dargestellt.

2.2.5 Vakuum-Heißdampftrocknung

Das Mischgut wird durch Heißdampf erwärmt, Flüssigkeiten verdampfen und werden kondensiert. Im Einsatz ist diese Technik z.B. zur Trocknung und Granulierung von Galvanikschlämmen.

3 WEITERE ANWENDUNGEN

Als Beispiele können die Aufarbeitung von kontaminierten Böden, die Herstellung von Ersatzbrennstoffen und das Hydrophobieren von Sand angeführt werden. Bei kontaminierten Böden und beim Hydrophobieren hat es sich als vorteilhaft gezeigt, dass der Eirichmischer zugegebene Chemikalien besser verteilt, weshalb im Vergleich zu anderen Mischern weniger Chemie benötigt wird. Bei Böden und bei Ersatzbrennstoffen kommt zum Tragen, dass im Mischgut vorhandene größere Klumpen oder Kunststofffahnen systembedingt nicht zum Ausfall des Mischers führen, und gleichmäßigere Brennwerte sowie Schlacken erzielt werden.

4 ZUSAMMENFASSUNG

Weltweit sind heute Eirichmischer in nahezu allen Industriebereichen der mineralischen Aufbereitungsindustrie im Einsatz. Kleine und große Unternehmen in Branchen wie Baustoffe, Keramik, Chemie, Agrochemie, Glas, Gießerei, Metallurgie und Recycling arbeiten mit diesem besonderen Mischsystem und nutzen das in Jahrzehnten gewachsene Know-How. Tausende zufriedene Kunden, wirtschaftlich erfolgreiche und oft weltweit führende Unternehmen, sind der beste Beleg für Qualität und Leistung dieses Mischsystems.

Eirichmischer kommen immer dann zum Einsatz, wenn „einfache“ Mischer ihre Grenzen erreichen/hohe Produktqualitäten erreicht werden sollen/man damit kostengünstiger produzieren kann/man mehrere Prozessschritte in ein Aggregat verlegen kann. Einige Beispiele aus Österreich zeigen die nachstehenden Referenzen:

Produktionsmischer

BAUMIT, Bad Ischl, Trockenmörtel. BG Graspointner, Oberwang, Ult-rahochfester Beton für Entwässerungsrinnen. Bramac, Pöchlarn, Betone für Dachsteine. Ernst Derferser, Vomp, Beton. GEOCELL Schaumglas, Gaspoltshofen, Glasgemenge. Georg Fischer Automobilguss, Herzogenburg, Formsand. MABA Fertigteilindustrie, Wiener Neustadt, Betone. Henkel CEE, Ebensee, farbige Fliesenfugenmörtel. Imerys Fused Minerals, Villach, Silanisieren von Schleifmitteln wie Korund. Karner Düngerproduktion Neulengbach. Luiki Betonwerke, Leoben, Betone für Pflastersteine. Montanwerke Brixlegg, Granulation von wertstoffhaltigen Stäuben. PRIMETALS TECHNOLOGIES (vormals Siemens VAI) Linz, Sinteraufbereitung in Hochofenbetrieben weltweit, Recycling von Reststoffen aus Stahlwerken weltweit. Rappold Winterthur Technologie, Villach, Massen für Schleifwerkzeuge. RATH, Krummnussbaum, Feuerfeste Steinpressmassen. RHI, Hochfilzen, Recycling von Feinbergen. RHI, Radenthein, Trieben und Veitsch, Feuerfeste Steinpressmassen. RÖFIX, Röthis, Trockenmörtel. Semmelrock, Klagenfurt und Vorchdorf, Betone für Pflastersteine. SGL Carbon, Bad Goisern/Steeg, Massen für Graphitelektroden. STEKA, Innsbruck, Extrusionsmassen für Technische Keramik. Stölzle Oberglas, Köflach, Glasgemenge. TYROLIT - Schleifmittelwerke Swarovski, Schwaz, Massen für Schleifwerkzeuge. Vetropak Kremsmünster, Glasgemenge. voestalpine Böhler Welding Austria, Kapfenberg, Massen für Schweißelektroden. Weissenböck Baustoffwerk, Neunkirchen, Betone. Wietersdorfer & Peggauer Baustoffe, Leoben, Trockenmörtel.

Mischer in Forschung & Entwicklung

ARP - Aufbereitung, Recycling, Prüftechnik, Leoben. FH Kärnten, Spittal an der Drau, Entwicklung von Hochleistungsbetonen. Montanuniversität Leoben, Institut für Aufbereitung und Veredelung. Montanuniversität Leoben, Institut für Gießereikunde. Montanuniversität Leoben, Institut für Gesteinshüttenkunde. RHI, Forschungszentrum Leoben. TU Graz, Institut für Betonbau, Aufbereiten von Hochleistungs- betonen. TU Wien, Institut für Hochbau und Technologie, Entwicklung von Hochleistungsbetonen. VÖZFI, Wien, Entwicklung von Hochleistungsbetonen.

LITERATUR

Blatz, J. (2004) *Recycling technologies for filter dust and other residues,* Millennium Steel 2004, 61-68.

Hadano, Y., Murai, T., Kawaguchi, Y., Komatsu, S., Sasakawa, A., Kawaguchi, T. & Matsumara, M. (1995) Improvement of granulation of raw material by using the high-agitating mixer at Kokura No. 3 sintering plant, In: *Ironmaking Conference Proceedings,* 535-540.

Haga, T., Oshio, A., Shibata, D., Kasama, S., Kozono, T. & Hida, Y. (2000) Selective granulation technology of iron ores for controlling melting reactions in the sintering process, *4th ECIC Paris Proceedings 1*, 118 – 125.

Oboso A., Shouho, T., Tajiri, K., One, K. & Matsumura, M. (1998) Operation results of separated granulation equipment at Wakayama No. 4 sintering plant, In: *ICSTI Ironmaking Conference Proceedings,* 1327-1336.

Rikken, F. (2004) Focus on mixer performance and glass batch quality, In: *Glass International* Sept. /Oct. 2004, 76-77.

Pneumatische Förderung von alternativen Brennstoffen – Komplexität erfordert intelligente Systeme

H. Faber
Schenck Process GmbH, Darmstadt, Deutschland

KURZFASSUNG: Die Schenck Process GmbH gilt als Experte im Bereich der pneumatischen Förderung von alternativen Brennstoffen. Das Darmstädter Traditionsunternehmen hat aus seiner Förderschleuse für die pneumatische Förderung grobstückiger, stark schleißender und schwer fließender Materialien zahlreiche pneumatische Fördersysteme mit Injektor-Durchblas-Messer-Schleuse (IDMS) entwickelt.

1 EINLEITUNG

1.1 Materialherstellung

Alternative Brennstoffe oder Refuse Derived Fuels (RDF) gehen als Endprodukte aus Materialaufbereitungsanlagen hervor. Gewerbe- und Siedlungsabfälle durchlaufen dort einen mehrstufigen Zerkleinerungs- und Aufbereitungsprozess. Das endgültige Kornspektrum der RDF wird dabei durch den Schredder (Abb. 1) der letzten Aufbereitungsstufe bestimmt. Unter dessen Schneidrotor ist ein Lochblech eingebaut, das als Gradiersieb fungiert.

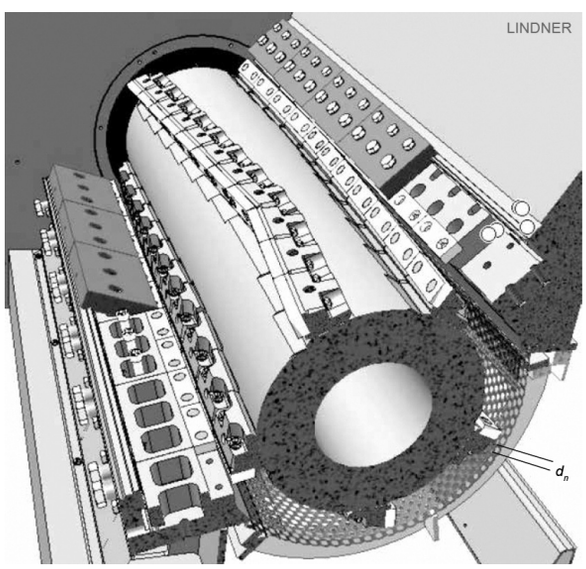


Abb. 1: Schredder mit integriertem Gradiersieb, Bauart Lindner-Recyclingtechnik (www.l-rt.com).

Je nach Art des Schredders, Zerkleinerungsgrad und Eigenschaft des Ausgangsmaterials entsteht bei jedem Zerkleinerungsprozess ein Anteil Überkorn. Hat das im Schredder integrierte Gradiersieb etwa ein Lochmaß von 30 mm (Abb. 1), bewegt sich die mittlere Körnung im Bereich von 1 bis 30 mm. Das zulässige Überkorn von etwa 1 bis 3 Ma.-% kann aber dabei bis zu 50 mm betragen. Also gilt, je gröber RDF zerkleinert wird, desto mehr Überkorn entsteht. Die Dimension des Überkorns kann dabei das Lochmaß des Gradiersiebes um ein Vielfaches übersteigen.

Abb. 2: Beispiele unterschiedlicher Brennstoffe: Holzhackschnitzel, Produktionsabfälle, Schredderleichtfraktion, Reifenschnitzel, Recyclingabfälle, Abfallstäube.

1.2 Materialeigenschaften

Die faserig-blättrige Partikelform des RDF wirkt sich auf die Fließeigenschaften negativ aus, dies umso mehr, wenn große Kräfte und damit innere Spannungen auf das Material einwirken. Probleme treten vor allem an mechanischen Austragsgeräten in der Tiefe des Materials auf. Typische Stellen sind überschüttete Einläufe von Schnecken oder Bereiche oberhalb von Austragsgeräten. Weil sich langgestreckte Partikel bei Belastung vorzugsweise mit ihrer Längsrichtung quer zur größten Hauptspannung anordnen, treten dort massive Verpressungen auf (Schulze 2002). Diese verursachen große Abzugskräfte und damit enorme Antriebsmomente an den Austragsorganen (Abb. 3). Für Angaben zur Fördertechnik siehe auch Faber & Rupp (2007), Rupp & Faber (2010), Thomasberger & Faber (2012), Faber (2015) und Faber (2016).

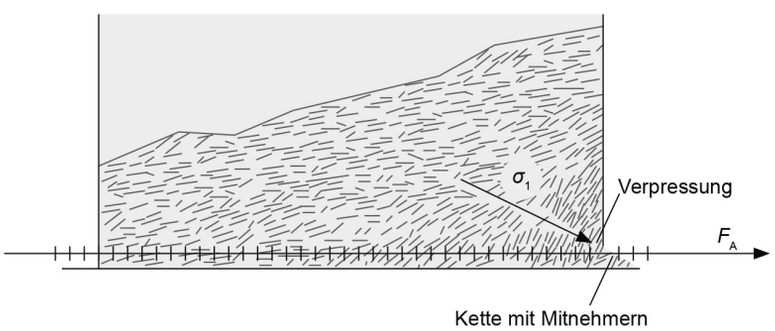


Abb. 3: Austrag plättchenförmiger Partikel, Hauptspannung σ1 im Verpressungsbereich (Schulze 2002).

Dieser Prozess der Ausrichtung bewirkt, dass sich die Partikel noch stärker überlappen und sich die Reibungskräfte erhöhen. Damit sich nun eine Scherfläche ausbilden kann, müssen sich die Partikel entlang der Richtung der Scherfläche ausrichten und umordnen.

MERKE: Beim Fördern faseriger alternativer Brennstoffe (RDF) sind also hohe Spannungen und lokale Spannungskonzentrationen zu vermeiden!

Nachfolgend ein praktisches Beispiel einer typischen Materialspezifikation für RDF (Faber 2015), (Faber 2016):

Schüttgut:	Abfälle, geschreddert
Schüttgewicht:	0,1 – 0,5 t/m³
Körnung:	0 – 60 mm, partiell 1 – 3 % bis 100 mm
Feinanteil:	max. 2 – 3 % < 300 µm
Kornform:	zweidimensional, granulatartig
Aschegehalt:	max. 15 %
Inertmaterialien:	max. 5 %
Eisen- und NE-Metalle:	max. 0,5 %
Körnung Metallteile:	max. 40 mm
Feuchte:	max. 20 %
Temperatur:	max. 80 °C
Fließeigenschaften:	mäßig bis schwer fließend, brückenbildend

2 PROBLEM DER EINSCHLEUSUNG – EVOLUTION DER FÖRDERSCHLEUSE

2.1 Verstopfungen und Blockaden

Die Hauptaufgabe von Förderschleusen für alternative Brennstoffe besteht in der Einschleusung der sehr leichten, abrasiven, klebrigen und sperrigen Materialien in eine unter Überdruck stehende, relativ enge Förderleitung. Um die Leckluft in verträglichen Grenzen zu halten, werden hierzu die Spaltmaße zwischen Zellenrad und Gehäuse auf ein Minimum reduziert und über den Betrieb möglichst aufrechterhalten. Kommt es bedingt durch extreme Störstoffe und der damit einhergehenden Beschädigung des Dichtspaltes zu einer dramatischen Erhöhung der Leckluft und wird diese nicht umgehend durch die Anpassung der Förderluftmenge kompensiert, verursacht der Förderluftmangel einen Zusammenbruch der pneumatischen Förderung und die Verstopfung der Förderleitung.

Im Einlaufbereich der Förderschleuse besteht das Problem, die Kammern des Zellenrades ausreichend gut und vollständig mit Material zu befüllen. Dies geschieht zum einen durch die möglichst gleichmäßig vordosierte Zuführung des Materials. Zum anderen muss das Material der Förderschleuse über die gesamte Kammerlänge verteilt zugeführt werden, sodass örtliche Überfüllungen und damit Blockaden des Zellenrades vermieden werden. Neben der Vordosierung ist das die wesentliche Aufgabe der Einlaufschurre. Im Auslaufbereich der Schleuse muss das Material in die Förderleitung umgeladen werden. Bei sehr leichten und sperrigen Materialien wie der Gruppe alternativer Brennstoffe (RDF) ist dies nicht immer möglich.

2.2 Von der Ausfallschleuse zur Injektor-Durchblas-Messer-Schleuse (IDMS)

Einführend soll nun kurz auf die Historie und die Evolution der Förderschleusen für alternative Brennstoffe eingegangen werden. Siehe hierzu Abb. 4, mit den Teilbildern (1) bis (4).

Alternative Brennstoffe sind gemessen an der Geschichte der Schüttguttechnik ein sehr junges Material, deshalb lagen zu Beginn der ersten Überlegungen zur Konstruktion einer Förderschleuse noch keine wesentlichen und greifbaren Erfahrungen vor. Es wurden unterschiedlichste Lösungsansätze getestet. Eines der ersten Förderschleusenkonzepte bestand aus der Kombination einer Ausfallmesserschleuse mit einem Aufgabeschuh (1). Das eigentümliche Problem eines Aufgabeschuhs ist, dass dieser mit sperrigen und leichten Materialien sehr schnell verstopft und daher immer wieder gereinigt werden muss.

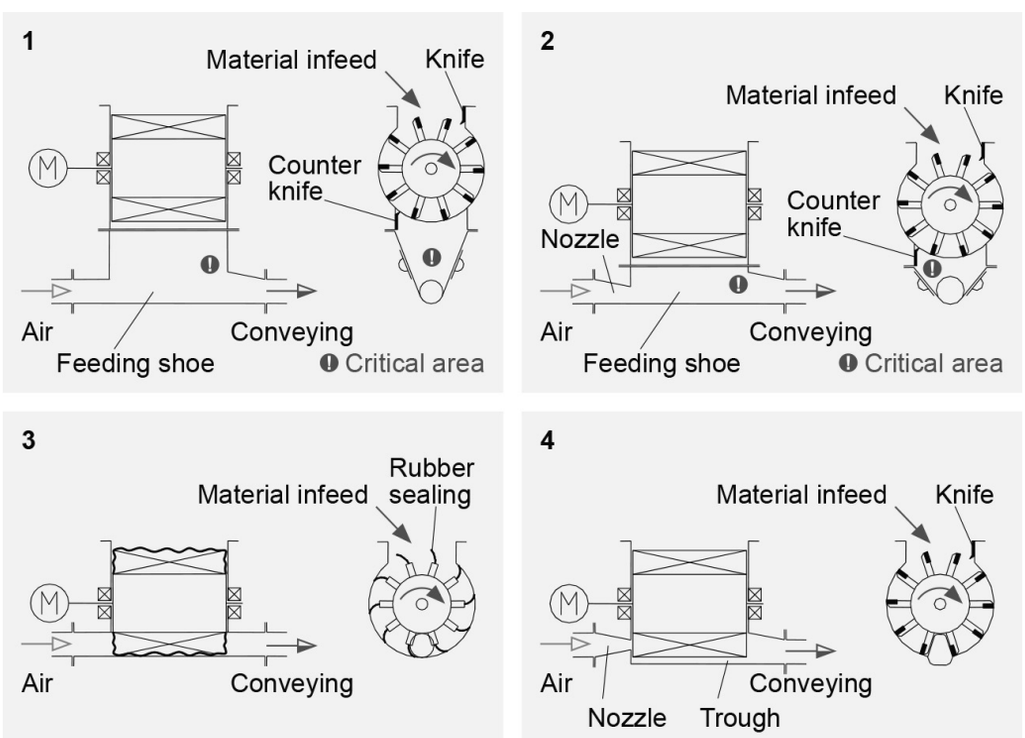


Abb. 4: Evolution der Förderschleusen, zeitliche Folge 1 bis 4.

Diesem typischen Problem begegnete man, indem der Aufgabeschuh zum Injektorschuh umfunktioniert und in diesen eine Düse integriert wurde. Gleichzeitig verlegte man diesen näher zur Ausfallmesserschleuse hin (2). Mit der stetigen Verknappung von alternativen Brennstoffen – bedingt durch die steigende Nachfrage als Brennstoff am Markt – nahm die Qualität dramatisch ab, und so stieß auch dieses Konzept an seine natürlichen Grenzen.

Das war die Geburtsstunde der Durchblasschleuse für alternative Brennstoffe. Ausgehend von den Erfahrungen mit bekannten Durchblasschleusen wurde nun versucht, das Material direkt mit Förderluft aus der Zellenradkammer auszublasen. Da der ausblasbare Kammerquerschnitt einer klassischen Durchblasschleuse in engem Zusammenhang mit dem Durchmesser der Förderleitung steht (Siegel 1991), dieser Umstand jedoch bedingt durch die für RDF erforderlichen großen Zellenradkammern nur zum Teil konstruktiv berücksichtigt werden konnte, blockierten bei diesen Schleusen immer wieder durch unvollständige Entleerung die Kammern im Ausblasbereich. Ursache dafür war das Verklemmen von Material zwischen dem Zellenrad und der Ausblasöffnung.

Diesem Problem wurde dadurch begegnet, dass man das Zellenrad mit weichen Dichtlippen versah (3) – mit dem Nachteil, dass diese Gummidichtleisten bei harten Störstoffen sehr schnell beschädigt wurden und dadurch die Leckluft im Betrieb dramatisch anstieg. Ein Zusammenbruch der pneumatischen Förderung war die unausweichliche Folge. Durch die schlechter werdende Qualität der alternativen Brennstoffe nahm der Verschleiß im Bereich der Gummidichtlippen sogar dramatisch zu, was dazu führte, dass entweder die Gummidichtlippen sehr kurzfristig und häufig gewechselt oder die möglichen Förderleitungslängen und die damit einhergehenden Förderleitungsrückdrücke stark herabgesetzt werden mussten. Beide Maßnahmen hätten einen technologischen Rückschritt bedeutet, was im Widerspruch zu den steigenden Anforderungen des Marktes stand.

Ausgehend von diesen Erfahrungen führte die Weiterentwicklung der Förderschleuse für alternative Brennstoffe weg von der „weich“ gedichteten Durchblasschleuse hin zur „hart“ gedichteten Durchblasmesserschleuse mit integrierter Injektordüse (4). Im Nachfolgenden soll nun die daraus entstandene Technologie der Injektor-Durchblas-Messer-Schleuse (IDMS) (Schenck Process 2014a), näher erläutert werden.

2.3 Lösung eines technischen Konfliktes

Alternative Brennstoffe (RDF) zählen zur Gruppe der schwierigen Schüttgüter, da viele Materialparameter wie Schüttdichte, Feuchte, Körnung und Kornform im Betrieb starken Schwankungen unterworfen sind. Die stark schleißende Materialeigenschaft kommt erschwerend hinzu. Bei der Anlagenauslegung und der Auswahl der Komponenten wird den ungünstigen Materialeigenschaften üblicherweise durch eine sehr robuste Maschinenausführung Rechnung getragen. Oberstes Ziel in dieser Applikation ist eine sehr hohe Verfügbarkeit bei rauestem Betrieb.

Möchte man nun sehr leichtes, sperriges und zum Teil auch klebriges Material in eine relativ enge und gleichzeitig unter Überdruck stehende Förderleitung verbringen, so läuft man unweigerlich in den technischen Konflikt, dass ein großer Volumenstrom bedingt durch die geringe Schüttdichte große Zellenradkammern erforderlich macht, diese dann aber ohne Blockade in eine enge Förderleitung umgeladen werden müssen. Die Lösung dieses Konfliktes stellt Abb. 5 dar.

Statt der klassischen Durchblasschleusen sorgt eine Injektordüse für effiziente Ausblasung und damit Entleerung des rotierenden Zellenrades. Die Injektordüse erzeugt beim Eintritt der Förderluft in die Zellenradkammer lokal eine hohe Luftgeschwindigkeit. Diese wiederum überträgt an das zu beschleunigende Material auf sehr kurzem Weg einen hohen Geschwindigkeitsimpuls, der sicherstellt, dass die Zellenradkammer vollständig entleert wird. Durch die hohe Relativgeschwindigkeit des Injektorstrahls findet eine intensive Materialdurchmischung im Ausblasbereich statt. Im RDF immer vorhandene sperrige Partikel und auch Störstoffe werden so in den Materialstrom eingebettet und der Förderleitung sicher zugeführt. All das geschieht innerhalb der IDMS binnen kürzester Zeit, ohne dass dabei das Zellenrad verklemmt oder der Auslauf verstopft. Die Realisierung und konstruktive Ausführung der Injektor-Durchblas-Messer-Schleuse (IDMS) zeigt Abb. 6.

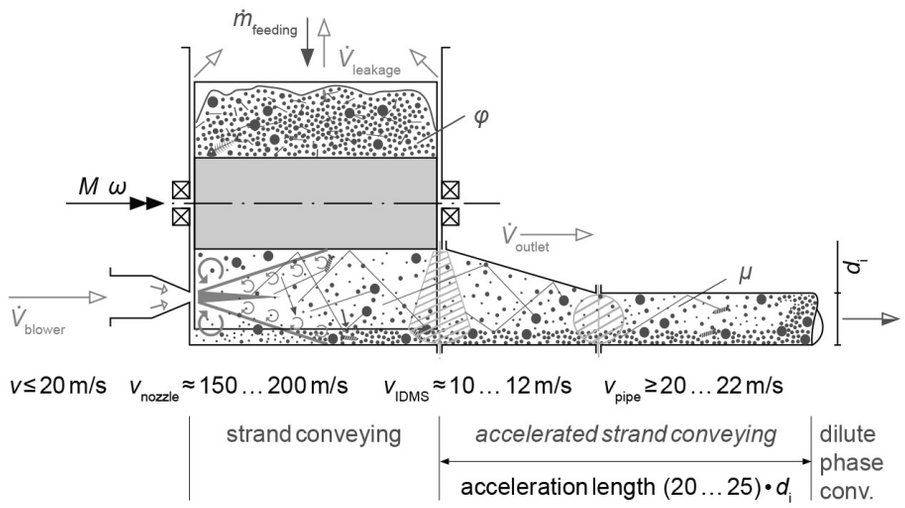


Abb. 5: Funktionsprinzip der Injektor-Durchblas-Messer-Schleuse (IDMS).

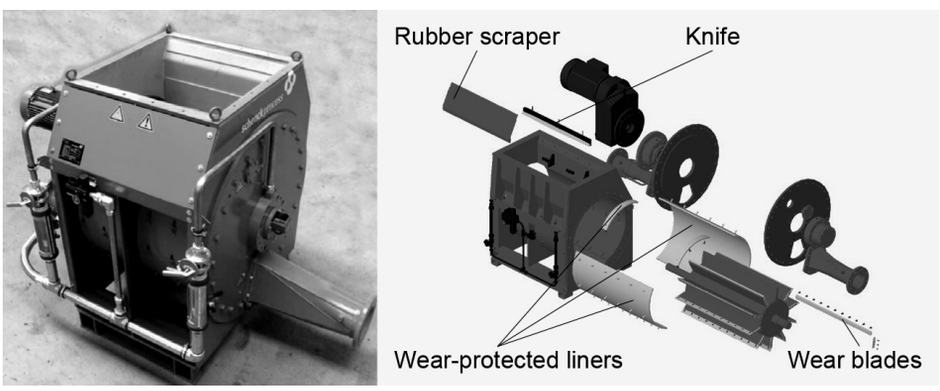


Abb. 6: IDMS 120 / Verschleißkonzept.

2.4 Förderleitung - Wesentliche Einflussfaktoren

Ausgehend von der Materialspezifikation, vgl. Abschnitt 1.2, und unter Zugrundelegung allgemein anerkannter verfahrenstechnischer Auslegungsgrundsätze für pneumatische Förderleitungen (Schenck Process 2012), lässt sich für die Körnung folgende sehr einfache eindimensionale Beschreibung aufstellen (Faber 2015):

$$d = 0 \ldots d_n \quad mit \quad x[\%] \quad \max. \quad d_{\max} \tag{1}$$

d_n = Nenn-Korngröße, Hauptanteil.
d_{max} = Überkorn.
x = Prozentanteil Überkorn.

MERKE: Je gröber das Material, desto mehr Überkorn muss erwartet werden!

Mit dieser Körnungsdefinition lässt sich für das Auftreten von Verstopfungen im Bereich der pneumatischen Förderleitung von grobstückigen Materialien folgende Bedingung für den Förderleitungsdurchmesser und das Freibleiben der Förderleitung aufstellen:

$$d_i \geq \begin{cases} (3 \ldots 4)\, d_n & für \quad 2D - Material\ (soft\ /\ fluffy) \\ (4 \ldots 5)\, d_n & für \quad 3D - Material\ (hart,\ nicht\ fluffy) \\ d_{\max} & für \quad 2D\ und\ 3D - Material\ (hart\ oder\ fluffy) \end{cases} \tag{2}$$

d_i = innerer Durchmesser der Förderleitung.

MERKE: Je mehr harte Körnung im Material enthalten, desto dicker die Förderleitung!

3 ZUSAMMENFASSUNG UND AUSBLICK

Der vorliegende Beitrag hat versucht, das grundlegende Verständnis für den fördertechnischen Umgang mit alternativen Brennstoffen darzustellen. Ausgehend von praktischen Beobachtungen lassen sich erste heuristische Muster und Lösungsansätze erkennen, mit deren Hilfe die Sicherheit im Umgang mit den alternativen Brennstoffen weiter wächst. Es ist nun Aufgabe der Wissenschaft diesem Schüttgut mehr Forschungsarbeit zu widmen.

Für die pneumatische Förderung von alternativen Brennstoffen über größere Distanzen ist der praktische Beweis der Durchführbarkeit erbracht. Die Theorie zum Ausbau der Berechnungsgrundlagen wird folgen. Es kann davon ausgegangen werden, dass die erfolgreiche Umsetzung der pneumatischen Fördertechnik im Bereich Recycling weiter zunehmen wird. Gerade dort im Anlagennahbereich, wo beschränkte Platzverhältnisse und Anlagenflexibilität gefragt sind, wird die pneumatische Förderung eine Lücke schließen. Neue pneumatische Förderverfahren sind schon heute denkbar und warten auf ihre Umsetzung.

Der Umgang mit alternativen Brennstoffen ist komplex. Viele Auslegungsparameter tragen naturbedingt ein hohes Maß an Unsicherheit in sich und können sich im laufenden Betrieb der Anlage plötzlich und unerwartet ändern, was in Extremfällen den Totalausfall anlagenkritischer Komponenten zu Folge haben kann. Um den Folgen dieser unvermeidbaren Unsicherheiten Rechnung zu tragen, kommt der intelligenten Anlagenkomponente eine besondere Bedeutung zu. Dem Ausfall anlagenkritischer Komponenten wird zukünftig mehr und mehr dadurch begegnet, dass man deren Schutz durch die Schaffung lokaler Intelligenz (Schenck Process 2014b) verbessert und damit die Anlagenverfügbarkeit nochmals wesentlich erhöht.

LITERATUR

Faber, H. (2016) Handling alternative Fuels – a progress report. *Cement International* 1/2016, Vol. 14, S. 68-79.

Faber, H. (2015) Pneumatische Förderung von alternativen Brennstoffen, Ein Erfahrungsbericht – aus der Praxis für die Praxis. In: 2*0. Fachtagung Schüttgutfördertechnik.* Magdeburg.

Faber, H. & Rupp, K. (2007) Schenck Process BV-S2028: Sonderdruck – Bevorratung, Dosierung und Förderung von festen Sekundärbrennstoffen – Konzepte und Equipment. *Cement International* 12/2007, Vol. 6, 16 S.

Rupp, K. & Faber, H. (2010) Schenck Process BV-A1039: *At a glance – feeding alternative fuels.*

Schenck Process BV-D2243 (2014a) *Datenblatt – Durchblasmesserschleuse IDMS60…120.*

Schenck Process BV-D2434 (2014b) *Datenblatt – Steuerungs- und Überwachungseinheit für Zellenradschleuse IDMS.*

Schenck Process BVR2272 (2012) *Allgemeine verfahrenstechnische Auslegungsgrundsätze für pneumatische Förderanlagen für alternative Brennstoffe.*

Schulze, D. (2002) Fließeigenschaften von Schüttgütern mit faser- und plättchenförmigen Partikeln. *Schüttgut* 8 (2002) 6, S. 538-546.

Siegel, W. (1991) *Pneumatische Förderung: Grundlagen,* Auslegung, Anlagenbau, Betrieb. Würzburg, Germany: Vogel Buchverlag.

Thomasberger, F. & Faber, H. (2013) The Practicalities of Handling Alternative Fuels. *World Cement*. Reprint from World Cement – 03/2012, 5 S.

Trocknungsanlagen in Recyclingprozessen

M. Trojosky
ALLGAIER Process Technology GmbH, Uhingen, Deutschland

R. Primavesi
ALMO Engineering GmbH, Enns, Österreich

KURZFASSUNG: Zur Aufbereitung und zum Recycling ist in vielen Fällen eine Trocknung der Grund- und Ausgangsstoffe erforderlich. Entweder werden weitere Aufbereitungsschritte erst durch eine Trocknung ermöglicht oder das durch den Recyclingprozess gewonnene Produkt bzw. der aufbereitete Reststoff müssen zur Lagerung getrocknet werden.
Allgaier hat verschiedene Trocknertypen im Lieferprogramm, vor allem Trommeltrockner, Wirbelschicht-Trockner, Wälzbett-Trockner und Flugschicht-Trockner für feuchte Schüttgüter sowie Kontakt-Trockner für Flüssigkeiten, welche in unterschiedlichen Ausführungen im Bereich der Umwelttechnik und beim Recycling eingesetzt werden.
Die Vorstellung von Beispielen aus realisierten Anlagen zur Trocknung von Gütern in der Umwelt- und Recyclingindustrie soll potenziellen Betreibern sowie Engineering-Unternehmen Ideen und Entscheidungsgrundlagen zur Planung und zur Auswahl adäquater Trocknungsprozesse vermitteln.
ALLGAIER ist in der Lage, Versuche im Technikumsmaßstab durchzuführen und in Einzelfällen großtechnische Versuche mit realen Materialien an bestehenden industriellen Anlagen von Kunden zu vermitteln.

1 EINLEITUNG

Im Rahmen unterschiedlicher Recycling-Prozesse hat sich die Durchführung von mindestens einem Trocknungsschritt in vielen Fällen als zwingend notwendig erwiesen. Eine Trocknung kann z.B. erforderlich werden um die zu behandelnden Stoffe rieselfähig zu machen, das Gewicht der Reststoffe zu reduzieren, den Heizwert der Produkte für eine energetische Verwertung zu erhöhen, eine Reinigung der Stoffe für den weiteren Aufschluss zu erreichen, die Sortierung gemischter Stoffe zu ermöglichen, Transportfähigkeit zu erreichen, eine Endlagerfähigkeit zu erzeugen, etc.

Abhängig von der Produktbeschaffenheit sowie der zu erzielenden Wirkung, muss das einzusetzende Trocknungsverfahren sorgfältig ausgewählt werden, um eine optimale Wirkung zu erzielen. Dabei erweist es sich als vorteilhaft, wenn ein Anlagenlieferant über mehrere unterschiedliche Trocknungsverfahren verfügt und alle Technologien in einem Versuchstechnikum demonstrieren oder mit realen Kundenprodukten testen kann.

2 ANWENDUNGSBEISPIELE AUSGEFÜHRTER TROCKNUNGSANLAGEN

Nachfolgend sollen exemplarisch einige Recyclinganwendungen vorgestellt werden, welche auch für andere potenzielle Anwender technologisch interessant erscheinen und welche mittels verschiedener Trocknungsverfahren unter Erreichung besondere Effizienzeffekte bewältigt werden. Weitere Beispiele werden im mündlichen Vortrag des Autors vorgestellt.

2.1 Trocknung von Altglas vor einer Farbsortierung

Altglas stellt heute einen bedeuten Sekundär-Rohstoff dar, der von der Glasindustrie als vollwertiger Zuschlagstoff für die Neuglasherstellung bei gleichzeitiger Verringerung der Energie-

verbräuche der Glas-Schmelzen eingesetzt werden kann. Zur Sortierung des eingesammelten Altglases (Flaschen und Gläser und darin enthaltene Schmutz- oder Fremdstoffe) mittels einer optoelektronischen Farbsortierung z.B. vom Typ MSort müssen die feuchten, verschmutzten und mit Fremdstoffen vermischten Rohstoffe zunächst getrocknet werden.

Abb. 1: Trocknungsanlage für Altglas sowie Produkt vor und nach der Trocknung.

ALLGAIER liefert speziell ausgestattete Trommeltrockner-Anlagen, die den äußerst hohen Anforderungen an eine Verschleißfestigkeit bei niedrigem Energieverbrauch und robustem Anlagenbetrieb gerecht werden. In einer speziellen, patentierten Ausführungsform der Trockner ist es möglich, neben der Trocknung des Altglases eine Reinigung der Glasscherben und eine Entfernung von Etikettenresten von den Oberflächen der Scherben zu erreichen. Dadurch kann die Qualität der nachfolgenden Sortierung entscheidend verbessert oder gar erst ermöglicht werden. Die patenrechtlich geschützte Lösung ersetzt zwei oder drei Prozessstufen herkömmlicher Verfahren (Mischen, Reinigen, Trocknen) und hat sich in der industriellen Praxis durchgesetzt.

2.2 Trocknung und wasserfreie Reinigung von Kalkstein-Siebschutt

In vielen Steinbrüchen zur Gewinnung von Kalkstein für die Baustoffindustrie oder zur Herstellung von Füllstoffen oder Pigmenten, fällt bei der Aufbereitung sog. Siebschutt zwischen 0 und 60 mm an, der zumindest aus üblichen Gruben in Europa einen hohen Verschmutzungsgrad durch Lehm und Ton aus den über den Lagerstätten befindlichen oberen Erdschichten aufweist. Dieser Teil des gewonnenen Kalksteins ließ sich bisher nur durch eine aufwändige Gesteinswäsche zu hochwertigen Produkten weiter verarbeiten und wird deshalb häufig ohne weitere Aufbereitung als minderwertiger Siebschutt für den Straßenbau abgegeben.

Durch ein geeignetes ALLGAIER-Verfahren auf Basis eines Trommeltrockners vom Typ TRH kann Kalkstein-Siebschutt getrocknet und ohne Verwendung von Wasser und aufwändigen Gesteinswaschanlagen gleichzeitig von anhaftenden Lehm- und Ton-Verunreinigungen befreit werden.

Die Qualität der gereinigten Steine entspricht der aus üblichen Gesteinswaschanlagen bei deutlich geringeren Investitions- und Betriebskosten durch die Vermeidung von Wasser und Abwasser.

Abb. 2: Trocknungsanlage für Kalkstein-Siebschutt und Produkte vorher/nachher.

Außerdem wird die Anzahl der nötigen Ausrüstungen und Förderaggregate stark verringert und der nötige Aufstellplatz zur Anlagenerrichtung deutlich reduziert.

Die neue Lösung wurde im Rahmen einer Studie mit Gesteinswaschanlagen mit und ohne Trocknung der gewaschenen Produkte verglichen und zeigt Vorteile sowohl vom Energieverbrauch als auch von den Investitions-, Bedien- und Unterhaltungskosten.

ALLGAIER kann interessierten Anwendern großtechnische Versuche mit deren Originalmaterialien an einer bestehenden industriellen Anlage vermitteln.

2.3 Trocknung von kritischem Chemieabwasser mit einem Scheibentrockner

Die Entsorgung von kritischen Chemieabwässern ist häufig mit hohen Risiken und Kosten verbunden. Flüssige Abfälle obliegen darüber hinaus strengen Vorschriften für die Verpackung, die Lagerung und den Transport.

Aus diesem Grunde bietet sich häufig die totale Eindampfung des feststoffhaltigen Abwassers bzw. die Trocknung der im Abwasser enthaltenen Feststoffe zu einem einfacher zu handhabenden Trockengut an.

Der CD Dryer zählt zur Kategorie der indirekt beheizten Kontakttrockner und dient zur Gewinnung und Trocknung von in Flüssigkeiten gelösten oder suspendierten Feststoffen. Hierbei werden die Feststoffe enthaltenden Flüssigkeiten auf einer sich drehenden und mittels Dampf von innen erhitzten Scheibe getrocknet („Scheibentrockner“) und nachfolgend von der Scheibe abgeschabt.

Eine Teilverdampfung zur Aufkonzentrierung von Flüssigkeiten ist mit dem CD Dryer ebenfalls möglich.

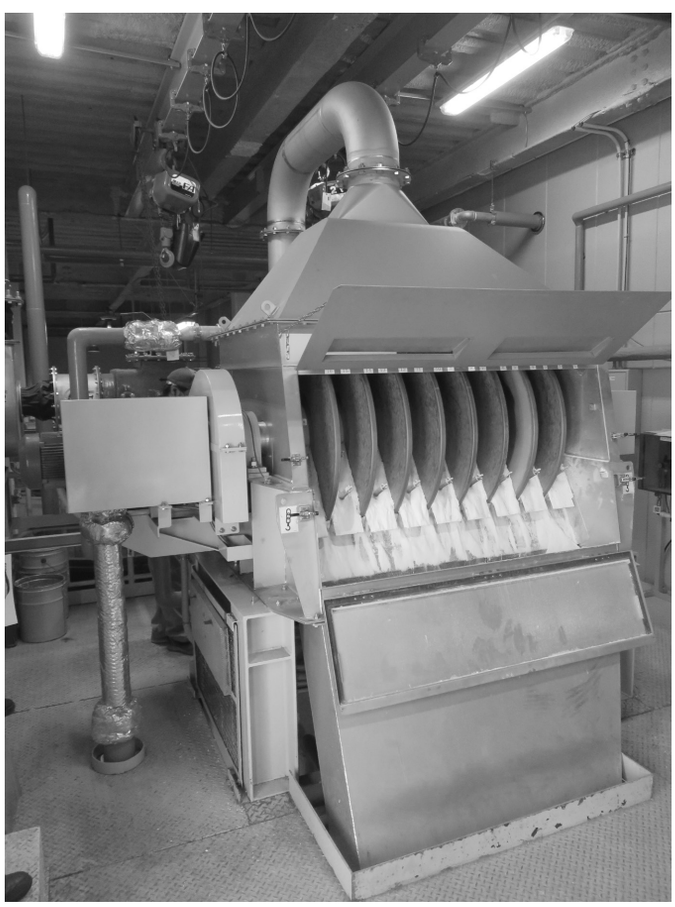


Abb. 3: CD Dryer zur Entsorgung eines salzhaltigen Chemieabwassers und zur Gewinnung des in der Flüssigkeit enthaltenen Wertstoffes.

Neben organischen und anorganischen bzw. salzhaltigen Industrie- und Spezialabwässern können z.B. auch Bentonit- oder Kaolin-Schlamm, Harze, Bierhefe und Gelatine verarbeitet werden.

Der CD Dryer zeichnet sich durch einen besonders niedrigen Energiebedarf sowie durch eine geringe Aufstellfläche verglichen mit konvektiven Trocknern wie z.B. Sprüh-Trocknern aus. Letztere arbeiten mit starken Luftströmen, die durch aufwändige Abluftfilteranlagen von den enthaltenen Reststäuben befreit werden müssen, bevor die Abluft in die Umgebung abgegeben wird.

Die Abluft der CD Dryer benötigt häufig keine Entstaubung oder kann beim Vorhandensein von flüchtigen oder aggressiven Bestandteilen vergleichsweise einfach gewaschen oder über einen Kondensator behandelt werden.

2.4 Trocknung und Granulierung von REA-Gips

In Rauchgasentschwefelungsanlagen fallen große Mengen Gips (sog. „REA-Gips“) an. Eine sinnvolle Anwendung für solche Reststoffe ist die Trocknung und nachfolgende Granulierung des Gipses z.B. zur Verwendung als Füllstoff zur Bodenverbesserung. In einem ähnlich gelagerten Fall wird Kalksteinmehl getrocknet und granuliert.

Für einen ersten Trocknungsschritt wird zur Trocknung des feuchten, feinkörnigen Materials ein ALLGAIER-Flugschicht-Trockner verwendet. Dieser Trocknertyp ist durch die Erzeugung eines sehr turbulenten, kreisenden Strömungsmusters im Trockner und durch Verwendung geeigneter Aufgabevorrichtungen in der Lage, auch klumpende Feuchtgüter wie Filterkuchen mit teils hoher Anfangsfeuchte aufzuschließen und effizient zu trocknen. Nach der Trocknung im Flugschicht-Trockner wird dem getrockneten Feststoffpulver in einem Tellergranulator oder in einem Mischer-Granulator ein Bindemittel in geeigneter Konzentration zugegeben und es werden aus dem Feststoffgemisch Feuchtgranulate hergestellt.

Durch einen zweiten Trocknungsschritt in einem Vibrations-Wirbelschicht-Trockner („Fließbett-Trockner“) werden die hergestellten Granulate bei relativ niedrigen Temperaturen schonend getrocknet und auf eine gute Lagerfähigkeit verfestigt.

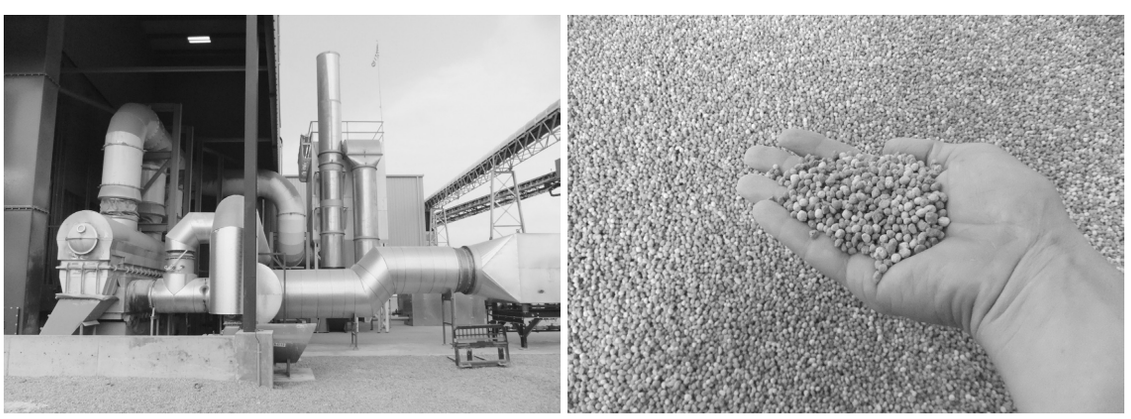


Abb. 4: Fließbett-Trocknungsanlage für Gips-Granulat und hergestelltes Produkt.

2.5 Trocknung von Holzhackschnitzeln und anderen organischen Reststoffen im Wälzbett-Trockner

Viele organische Reststoffe, angefangen bei Grünschnitt aus der Landschaftspflege oder Holzhackschnitzel über Reststoffe aus der Biogasproduktion bis hin zu Pferdemist müssen vor einer Verwertung, z.B. zur energetischen Verwertung getrocknet werden.

Da herkömmliche Trockner wie Trommeltrockner, Fließbett-Trockner oder auch Band- oder Hordentrockner jeweils über eine Reihe von Nachteilen speziell für solche Anwendungen verfügen, hat ALLGAIER einen neuartigen Trocknertyp entwickelt, der die Vorteile verschiedener anderer Trocknerbauarten (speziell die von Trommeltrocknern und Fließbett-Trocknern) in einer neuen Lösung vereinigt.

Die Wälzbett-Trockner genannte neue Lösung ist besonders zur Trocknung sehr unregelmäßig geformter Feststoffe geeignet und erzielt auch bei den für die Trocknung von organischen Reststoffen häufig nötigen niedrigen Trocknungsluft-Temperarturen eine gute Effizienz der Energienutzung.

Durch die mechanisch mittels eines speziellem Rührorgans stetig umgewälzte Schüttung des

zu trocknenden Feuchtgutes wird eine sehr gleichmäßige Trocknung erreicht, der Bildung von feuchten Nestern vorgebeugt und z.B. der Überhitzung des Feststoffes in einzelnen Trocknerbereichen entgegen gewirkt. So kann bei der Trocknung von Holzhackschnitzeln beispielsweise der Austritt von Lignin bzw. die temperaturbedingte Schädigung des Holzes durch Überhitzung einzelner Produktschichten vermieden werden.

Die relativ hohe aber aufgelockerte Feststoffschüttung führt zu einer guten bis fast vollständigen Feuchtebeladung der eingesetzten Trocknungsluft und damit zu einer bestmöglichen Energienutzung.

Neben den genannten Anwendungen wird der Wälzbett-Trockner auch zur Trocknung von Reststoffen aus dem Papierrecycling (Rejects) oder zur Trocknung von geschreddertem Hausmüll eingesetzt.

Abb. 5: Wälzbett-Trockner zur Trocknung von Hackschnitzeln für eine Holz-Vergaseranlage.

2.6 Trocknung von Papierfangstoffen (Rejects) aus dem Papierrecycling zur Herstellung von Ersatzbrennstoffen (RDF)

Durch Trocknung von Rejects lassen sich diese zu hochkalorischen Sekundärbrennstoffen verarbeiten.

Werden große Mengen verarbeitet und es stehen keine Abwärmeströme auf moderatem oder niedrigem Temperaturniveau zur Verfügung, so kann eine Trocknung durch die Verwendung möglichst hoher Trocknungslufttemperaturen optimiert werden.

Aus hohen Temperaturen resultieren kleine Luftmengen und damit verbunden geringe Trocknergrößen bzw. optimal niedrige Investitions- und Energieverbrauchskosten.

Wegen der Entzündlichkeit der organischen Stoffe und einer möglichen Explosionsgefahr durch die entstehenden Stäube müssen die Trocknungsanlagen brand- und explosionsgeschützt ausgeführt werden. Das gelingt durch eine teilweise Kreislaufführung der Trocknerabgase zur Reduzierung des Sauerstoffgehaltes in der Trocknungsluft. Abb. 6 zeigt eine derartig realisierte Anlage.

Abb. 6: Trommeltrockner zur Trocknung von Papierfangstoffen im sauerstoffreduzierten Heißgaskreislauf.

2.7 Weitere Anwendungsbeispiele von Trocknungsanlagen in Recycling-Prozessen

Weitere im Vortrag genannte Beispiel-Applikationen für Trocknungsanlagen im Rahmen von Recycling-Prozessen sind:

- Trocknung von Bleischlamm im Prozess des Altbatterien-Recycling,
- Granulation und Trocknung von Hochofen-Filterstaub,
- Trocknung organischer Reststoffe aus der Hausmüllsortierung (MSW-recycling),
- Trocknung geschredderter Fraktionen aus dem Fahrzeug-Recycling,
- Trocknung von PET-chips beim Getränkeflaschen-Recycling,
- Trocknung von „Grünsalz“ Eisensulfat-Heptahydrat – einem Reststoff aus der Pigmentherstellung,
- Trocknung von Aluminium-Schrott zur direkten Wiederverwertung in der Gießerei,
- Trocknung von Altbrot zur Futtermittelherstellung und
- Wärmerückgewinnung durch Kühlung sehr heißer Feststoffe aus Kalzinationsöfen.

3 ZUSAMMENFASSUNG

In vielen Recycling- und Aufbereitungsprozessen ist eine Trocknung der ursprünglichen Roh- und Reststoffe oder auch eine Trocknung der Zwischenprodukte notwendig. Nur so lassen sich die Stoffe sinnvoll handhaben, gelingen weitere Prozessschritte oder können hohe Qualitäten der Endprodukte erreicht werden.

Insbesondere die bekannten Verfahren der Wirbelschicht-Trocknung und der Trommeltrockner aber auch Trockner zur Behandlung von Flüssigkeiten, wie z.B. Scheibentrockner, bieten gute Möglichkeiten, um die unterschiedlichsten Stoffsysteme effizient verarbeiten zu können oder Energien zurück zu gewinnen.

Abfallwirtschaft in China - Stand und Perspektiven

M. Nelles
Universität Rostock, Agrar- und Umweltwissenschaftliche Fakultät, Professur für Abfall- und Stoffstromwirtschaft, Rostock, Deutschland sowie DBFZ Deutsches Biomasseforschungszentrum gemeinnützige GmbH, Leipzig, Deutschland

A. Nassour & G. Morscheck
Universität Rostock, Agrar- und Umweltwissenschaftliche Fakultät, Professur für Abfall- und Stoffstromwirtschaft, Rostock, Deutschland

KURZFASSUNG: Die VR China bemüht sich seit Jahren um eine umweltverträgliche Abfallbewirtschaftung. Die Abfallsammlung ist in den urbanen Gebieten gut ausgebaut. Die Erfassung und Behandlung der Siedlungsabfälle wurde und wird stark ausgebaut. Stofflich verwertbare Abfälle werden oftmals informell erfasst und verwertet. Noch immer werden Abfälle hauptsächlich unvorbehandelt deponiert. Diese Deponien werden mehr und mehr zu sicheren, gedichteten Deponien ausgebaut. Anlagen zur Abfallbehandlung sind in den Städten vorhanden, die Behandlungskapazitäten werden ständig weiter ausgebaut.

1 EINLEITUNG

Die Volksrepublik China verstärkt seit Jahren ihre Anstrengungen die Verwertung und Behandlung von Abfällen zu verbessern. Dabei wurden bereits große Erfolge erreicht.

Die Zusammensetzung des chinesischen Hausmülls stellt die Abfallbehandlungsanlagen vor große Herausforderungen.

Chinesischer Hausmüll enthält einen relativ großen Anteil organischer Abfälle. Es sind wenig andere verwertbare Fraktionen (PPK, Kunststoff, Metalle) enthalten, da diese Fraktionen separat erfasst und verwertet werden. Die organische Fraktion verbleibt im Hausmüll. Organische Abfälle – im chinesischen Hausmüll handelt es sich dabei hauptsächlich um Küchenabfälle – enthalten sehr viel Wasser, deshalb ist auch der Wassergehalt im Hausmüll relativ hoch. Zunehmend wird Hausmüll in China in Müllverbrennungsanlagen thermisch behandelt. Der wasserbedingt geringe Heizwert des Abfalls behindert eine problemlose Verbrennung.

2 STAND DER ABFALLWIRTSCHAFT UND NUTZUNG VON ABFÄLLEN IN DER VOLKSREPUBLIK CHINA

Die große Bevölkerungszahl, die unterschiedliche Bevölkerungsdichte und die, bedingt durch das Wirtschaftswachstum und den steigenden Wohlstand, steigende Abfallmenge stellen die Verantwortlichen für Abfallwirtschaft in der VR China vor große Probleme. Immer mehr Abfälle müssen sowohl aus den Siedlungen als auch aus der Industrie entsorgt werden. Nicht nur die Menge der Abfälle stellt eine Herausforderung dar, auch muss heute auf umweltverträgliche Art und Weise entsorgt werden. Der Anteil der Abfallverwertung muss gesteigert werden und gleichzeitig die Abfallvorbehandlung vor der Ablagerung der Abfälle in Deponien verbessert werden. Alte Deponien müssen gesichert und neue sichere Deponien gebaut werden.

Die rechtlichen Voraussetzungen für eine moderne Abfallwirtschaft wurden in den letzten Jahren geschaffen. Die Regierung hat große Anstrengungen unternommen, die Basis für eine moderne Abfallwirtschaft zu legen. Das finanzielle Engagement ist enorm.

Die VR China folgt dem Drei-R-Prinzip (reduce, reuse, recycle and environmentally sound treatment) und dem Verursacherprinzip. Grundprinzipien der Abfallwirtschaft, die alle entwickelten Staaten mehr und mehr umsetzen.

In der VR China werden die Leistungen der Abfallwirtschaft ausgeschrieben und durch ein Abfallgebührensystem finanziert. Erfahrungen zeigen allerdings, dass die Abfallgebühren nicht ausreichen, um ein modernes Abfallmanagement zu finanzieren.

Effiziente Abfallbehandlungsverfahren, die bei geringen Kosten verwertbare Fraktionen abscheiden, Energie erzeugen und die Umwelt schonen, sind deshalb besonders wichtig.

Die rechtlichen Regelungen decken seit mehr als zehn Jahren quasi alle Bereiche industrieller und kommunaler Abfallarten ab. 1989 wurde das erste Umweltschutzgesetz erlassen (Environmental Protection Law of the PRC). Seit 2008 gibt es auch ein Kreislaufwirtschaftsgesetz (Circular Economy Promotion Law of the PRC).

Regelungen gibt es z.B. für Hausmüll, Elektroschrott, Bauabfälle, Batterien, Industrieabfälle, Klärschlämme und viele weitere Abfallarten (Chen et al. 2010). Die Kosten der Abfallentsorgung werden vom chinesischen Staat reglementiert und subventioniert. Problematisch scheint es zu sein, dass die Regelungen und Normen von verschiedenen Ministerien verantwortet werden.

3 ABFALLAUFKOMMEN

Die Abfallmenge ist in China in den letzten Jahrzehnten ständig gestiegen. Jährlich waren ca. 3-8 % mehr Abfälle zu bewältigen – diese Angaben beziehen sich i.d.R. auf Hausmüll (Yi 2014). Das Bevölkerungswachstum in den Städten, häufig bedingt durch den Zuzug von Landbevölkerung, ist neben dem steigenden Konsum eine der Hauptursachen für die ständig ansteigende Abfallmenge. Viele Daten beziehen sich auf die Städte, über die Situation auf dem Lande ist recht wenig bekannt, obwohl etwa die Hälfte der Bevölkerung dort lebt.

Das Aufkommen an Hausmüll beträgt in der VR China jährlich 250 bis 280 kg je Einwohner. Bewohner ländlicher Gebiete, die in den Statistiken nur sehr selten erfasst werden, sollen etwa 90 kg je Einwohner jährlich erzeugen (Moys 2011).

190 Mio. Mg Hausmüll (1 Mg = 1 t = 1.000 kg) fallen jährlich an. Andere Quellen gehen von größeren Mengen aus, z.B. Dorn (2015) von ca. 230 Mio. Mg jährlich.

Die Weltbank erwartet bis zum Jahr 2030 ein jährliches Hausmüllaufkommen von 585 Mio. Mg (Weltbank 2013).

4 VERBLEIB DER ABFÄLLE - DEPONIEN ALS HAUPTABFALLENTSORGUNGSWEG

Der Großteil des Hausmülls wird ohne Vorbehandlung deponiert. China ist bemüht den Anteil der Abfälle, die vor der Ablagerung behandelt werden, zu steigern. In den letzten Jahren wurden zahlreiche Anlagen, vor allem Müllverbrennungsanlagen, errichtet.

Rechtlich wird die Deponierung durch den “Pollution Control Standard for MSW Landfills (GB 16889-1997) by Ministry of Environmental Protection” geregelt. Diese Vorschrift wurde 2008 verschärft. In fast allen Parametern ist die Vorschrift jetzt strenger als die entsprechende deutsche Verordnung!

Die VR China hat die Vorgaben für die Konstruktion und den Betrieb von Deponien verschärft. Neue Deponien müssen Deponiegaserfassungs- und Behandlungseinrichtungen besitzen, wenn sie mehr als 2,5 Mio. Mg Abfall ablagern und höher als 20 m sind. Für kleinere Deponien gilt nur eine entsprechende Empfehlung. Deponien müssen einen „Grünen Gürtel“ von mindestens 10 m als Pufferzone erhalten.

Die Deponien einiger Großstädte nutzen das Gas ihrer Deponien zur Erzeugung von elektrischem Strom, den sie am Markt verkaufen.

Etwa 70 % der Abfälle werden deponiert, annähernd der gesamte Rest in ca. 200 Müllverbrennungsanlagen behandelt.

Der Anteil an behandelten Abfällen soll weiter stark gesteigert werden. Der 13. Fünfjahrplan sieht vor, den Ausbau der Abfallbehandlungskapazitäten weiter voranzutreiben. Dabei soll Energie gewonnen werden, verwertbare Abfälle für eine Nutzung abgetrennt und der Abfall umweltverträglich behandelt werden. Der behandelte Abfall (hauptsächlich Asche) kann dann umweltverträglich in Deponien abgelagert werden.

Die Deponierung von nicht vorbehandelten Abfällen verursacht erhebliche Umweltbeeinträchtigungen. Es entsteht stark belastetes Sickerwasser und klimaschädliches Deponiegas. Auf den Deponien locken die organischen Abfälle Ratten und Insekten an.

Sickerwasser verlässt den Deponiekörper und verschmutzt Grund- und Oberflächengewässer. Dadurch wird die Trinkwassergewinnung beeinträchtigt und verteuert.

China baut immer mehr Deponien mit Basisabdichtung, um das Grundwasser zu schützen!

In Deponien entsteht durch den anaeroben Abbau der nativ organischen Abfälle Deponiegas. Deponien setzen eine große Menge Methan frei. Die Vermeidung von Deponiegasemissionen dient also dem Klimaschutz.

Die Verwertung von Deponiegas ist aufwendig und teuer und muss staatlich subventioniert werden. Trotz aller Bemühungen lassen sich aber nur 25 % des Deponiegases erfassen und verwerten. Technische und naturwissenschaftliche Gegebenheiten verhindern eine umfassendere Deponiegaserfassung. 75 % entweichen aus der Deponie und verstärken den Klimawandel! Auch chinesische Quellen bemängeln eine geringe Gaserfassungsquote (Sun et al. 2014).

Bau und Betrieb von Anlagen zur Deponiegasabsaugung und Verwertung werden in China derzeit auch im Rahmen des Clean Development Mechanism (CDM) gefördert.

Seit einigen Jahren erzeugen Neubauten und Betrieb von Deponien u.U. den Widerstand der Anwohner, gleiches gilt für Müllverbrennungsanlagen.

5 ABFALLZUSAMMENSETZUNG

Chinesischer Hausmüll enthält mehr organischen Abfall als entsprechender deutscher Abfall.

Mindestens 50 % sind organische Abfälle, häufiger finden sich 60 % im Hausmüll. Vereinzelt wurden auch schon mehr als 75 % organischer Abfall gefunden.

Dieser hohe Organikanteil ist verantwortlich für den hohen Wassergehalt und den geringen Heizwert des Hausmülls.

Der organische Abfall besteht hauptsächlich aus Küchenabfall. Küchenabfall hat einen Wassergehalt von etwa 80 %, die gesamte Organik von etwa 65 %. Der Hausmüll hat einen Wassergehalt zwischen 50 und 61 %, i.d.R. ist der Wassergehalt größer als 55 %.

Der chinesische Hausmüll enthält nur etwa 25 % brennbare Materialien (Kunststoff, Papier, Holz). Der Heizwert (Hu; w_{bezug}) des frischen Hausmülls ist deshalb sehr gering.

Der Heizwert beträgt i.d.R. nur zwischen 5 und 7 MJ/kg Frischmasse. Heizwerte von nur 3 MJ/kg werden auch gemessen. Zhang et al. (2011) ermittelten in Beijing gar nur einen Heizwert von unter 2 MJ/kg! Dieser Abfall brennt nicht selbstgängig.

Für Deutschland wird ein Heizwert von 9 MJ/kg für Hausmüll angegeben (gemeinsam mit anderen Abfällen aus gewerblicher Herkunft beträgt der Heizwert des Abfallinputs in deutsche Müllverbrennungsanlagen dann ca. 10,5 MJ/kg Frischmasse).

Deutscher Hausmüll enthält anteilig viel weniger Küchenabfall, aber mehr Brennbares. Der Wassergehalt ist geringer als in China.

Der hohe Anteil an organischen Abfällen (Küchenabfällen) im chinesischen Abfall ist z.T. ernährungsbedingt.

Die sehr gute Erfassung von verwertbaren Abfällen (Kunststoff, Papier, Metall) erhöht den Anteil organischer Abfälle im verbleibenden Hausmüll (Restmüll) zusätzlich. Der Grad der Erfassung der Wertstoffe ist in vielen Regionen der VR China sehr gut! Oft besser als in Deutschland.

Der organische Abfall ist die Abfallfraktion, die noch nicht ausreichend getrennt gesammelt und verwertet wird.

6 ABFALLVORBEHANDLUNG

Das Deponieren unbehandelter Abfälle stößt in vielen ökologischen und ökonomischen Aspekten schnell an seine Grenzen. Ablagerungskapazitäten sind schnell erschöpft, wenn dies den einzigen Entsorgungsweg für ein rasant steigendes Abfallaufkommen darstellt. Sickerwasser und Deponiegase führen zu gravierenden Umweltproblemen, die noch Jahrzehnte danach zu einer kostenaufwendigen Beseitigung der Altlasten führen.

Dauerhaft sichere Deponien lassen sich nur mit vorbehandelten Abfällen betreiben.

Prinzipiell gibt es zwei grundlegende Technologien zur Hausmüllvorbehandlung - Müllverbrennungsanlagen (MVA) und Mechanisch-biologische Abfallbehandlungsanlagen (MBA).

In der VR China werden fast 200 Müllverbrennungsanlagen betrieben. Viele weitere Anlagen sind im Bau oder in Planung.

Mechanisch-biologische Vorbehandlungsanlagen für Hausmüll gab (oder gibt?) es in China

nur sehr wenige.

Die Abfallbehandlungstechnologien MVA und MBA müssen vor allem den hohen Anteil an Organik und Wasser im chinesischen Abfall bewältigen - für beide Technologien eine Herausforderung.

Chinesischer Hausmüll ist ohne Vorbehandlung oder Zugabe von heizwertreichen Brennstoffen nicht selbstgängig brennbar!

Die Brennwerte des Abfalls (Ho; $Bw_{,trocken}$ – Energiegehalt des absolut trockenen Abfalls) können aber durchaus Werte zwischen 12 und 18 MJ/kg_{TM} erreichen. Das heißt, durch Wassergehaltsreduzierung kann auch der sehr geringe Heizwert erhöht werden.

In einigen chinesischen Müllverbrennungsanlagen wird der Wassergehalt des Abfalls durch Ableitung des freibeweglichen Wasseranteils im Abfall verringert. Laut Berichten von chinesischen MVA-Betreibern werden 250 bis 300 Liter Wasser je Tonne angelieferten Hausmülls aus dem Müllbunker abgeleitet. Dieses Bunkerwasser ist sehr stark verschmutzt und muss aufwendig gereinigt werden. Die Abwasserreinigung ist sehr teuer. Der „entwässerte" Abfall kann dann verbrannt werden.

Eine zweite Möglichkeit der Verbrennung nassen Hausmülls ist die Zugabe von Kohle, die dann bis zu 40 % am Gesamtbrennstoff ausmachen kann. Die Kohlezugabe wird zu einem gewissen Anteil vom chinesischen Staat indirekt finanziell gefördert.

Der in Abfallverbrennungsanlagen (WtE) erzeugte elektrische Strom wird mit 0,73 CYN je Kilowattstunde vergütet, die Abfallbehandlung von den Städten mit 85 - 130 CYN (Zhao et al. 2016). Die Abfallverbrennungskosten betragen 85 bis 250 CYN (Dorn et al. 2012) und können nicht allein durch die Abfallgebühren der Bürger gedeckt werden, der Staat subventioniert.

Die chinesischen Abfallverbrennungsanlagen sind zu 70 % Rostfeuerungsanlagen, sonst werden Wirbelschichtanlagen gebaut. 80 % der Rostfeuerungsanlagen sind westliche Apparaturen oder sind adaptiert, bei den Wirbelschichtanlagen sind das nur 30 %. Kohlebefeuerte Wirbelschichtanlagen zur Stromerzeugung werden ergänzend mit Hausmüll betrieben.

Errichtung und Betrieb von Müllverbrennungsanlagen finden immer weniger Zustimmung in der Bevölkerung. Proteste fordern die Reduzierung gesundheitsschädigender Emissionen.

Die Regierung der VR China hat darauf reagiert. Seit dem Januar 2016 gilt die neue GB 18485-2014 (生活垃圾焚烧污染控制标准 – Standard for pollution control on the municipal solid waste incineration), die die Emissionen aus Müllverbrennungsanlagen reglementiert (Tab. 1).

Rostaschen der MVA können verwertet werden, bzw. sie werden deponiert, geregelt durch GB 5085.1-3 „Asche". Filterstäube aus der Rauchgasreinigung werden juristisch wie gefährliche Abfälle behandelt.

Die Mechanisch-biologische Abfallbehandlung (MBA) soll stofflich verwertbare (Recycling) und thermisch verwertbare Materialien abscheiden und produzieren. Für eine umweltverträgliche Deponierung wird die organische Abfallfraktion biologisch behandelt. Die Verwertbarkeit der organischen Abfallfraktion hängt von vielen Rahmenbedingungen ab.

Die aus der Grobfraktion gewonnenen Brennstoffe bestehen aus Kunststoffen und nativorganischen Bestandteilen. Diese Brennstoffe, sogenannte Ersatzbrennstoffe ("solid recovered fuel"(SRF); "refuse-derived fuel" (RDF) ersetzen Regelbrennstoffe (Kohle, Öl, Erdgas).

Die Feinfraktion enthält den Großteil der organischen Abfälle (Küchenabfälle). Diese Fraktion kann aerob bzw. anaerob stabilisiert werden und anschließend in Deponien abgelagert werden. Einige MBA außerhalb Deutschlands verfolgen das Ziel, die organische Fraktion zu kompostieren bzw. zu vergären und sie anschließend in der Landwirtschaft zu nutzen.

Die Mechanisch-biologischen Abfallbehandlungsanlagen, die es in der VR China gab, sind geschlossen worden, z.B. die Anlage in Shanghai. Gründe scheinen im Nichtbeherrschen der Emissionen zu liegen. Die chinesischen Anlagen sind in der Regel sehr groß und viele Probleme dann schwer beherrschbar. Leider wird nicht an kleineren Anlagen geübt, um die Technologien kennen zu lernen.

Tab. 1: Vergleich der Grenzwerte für die Abgase aus Müllverbrennungsanlagen.

Substanzen (mg/m³)	GB 18485-2014 China	U.S. Standard	2010/75/EC European Union	17. BlmSchV Deutschland
Feinstaub	20	20	10	5
HCl	50	40,7	10	10
HF			1	1
SOx	80	85,7	50	50
NOx	250	150	200	150
CO	80	187,5	50	50
TOC			10	10
Hg	0,05	0,05	0,05	0,03
Cd	0,1	0,07	0,05	0,05
Pb	1,6	0,14		
Σ andere Metalle	1,0		≤ 0,5	≤ 0,5

7 ORGANISCHE ABFÄLLE

Nicht alle Abfallarten lassen sich in einem kurzen Beitrag darstellen. Beispielhaft werden die Organischen Abfälle aus Haushalten und Gastronomie erwähnt. Deren Klimawirksamkeit bei Deponierung ist bekannt. Restaurantküchenabfälle werden i.d.R. sehr gut verwertet, sie dienen als Tierfutter. Geplante rechtliche Veränderungen, die bessere hygienische Anforderungen formulieren, werden die Behandlung dieser Abfälle fordern. Parallelen zu Deutschland sind hier unübersehbar. Die VR China wird sich auf die Vergärung dieser Abfälle konzentrieren.

Organische Abfälle (Küchenabfälle) haben einen sehr hohen Wassergehalt und einen sehr geringen Heizwert, sie sind für die Verbrennung ungeeignet und beeinträchtigen die Verbrennbarkeit des Hausmülls sehr stark.

Die Nutzung organischer Abfälle entlastet Deponien, reduziert klimarelevante Emissionen, kann einen Beitrag zur Energieversorgung leisten bzw. organische Sekundärrohstoffdünger und Bodenverbesserer für die Landwirtschaft bereitstellen.

Die Anzahl der Kompostwerke in China, die Kompostierung generell, ist seit Jahren rückläufig (Zhang et al. 2010), (Raninger & Li 2011). Organische Abfälle werden aber bisher kaum getrennt erfasst. Grund für den Rückgang der Aktivitäten sind die schlechte Qualität des erzeugten Kompostes (Stör- und Schadstoffe, hoher Wassergehalt) und ein noch fehlender Markt für Komposte (Bengtsson & Janya 2008). Die Kompostierung in China nutzt häufig gemischten Hausmüll, dadurch können Schad- und Störstoffe in die Komposte eingetragen werden. Komposte sind häufig zu teuer, da sie nicht durch Entsorgungsgebühren finanziert sind. Pläne, die Verwertung organischer Abfälle zu verbessern, hört man in China immer wieder.

Eines der dringendsten Probleme der chinesischen Abfallwirtschaft ist die fachliche, administrative und finanzielle Förderung der Getrenntsammlung der Bioabfälle, Herstellung und Nutzung von Komposten.

8 ZUSAMMENFASSUNG

In den letzten zwei Jahrzehnten hat die VR China erhebliche Anstrengungen unternommen, um die Abfallwirtschaft in den urbanen Gebieten zu verbessern. Deponien werden mit Basisabdichtung errichtet und das Deponiegas teilweise verwertet. Ca. 25 % der Siedlungsabfälle werden thermisch behandelt. Die Abfallsammlung und die Straßenreinigung sind in den Städten oftmals besser organisiert als in Europa. Die verwertbaren Fraktionen der Haushaltsabfälle (PPK, LVP, Glas, Metalle, Holz) werden hauptsächlich informell gesammelt und verwertet; Verwertungsquoten sind sicherlich nicht geringer als in der EU.

Nachholbedarf gibt es noch bei den organischen Abfällen aus den Städten. Diese Abfälle verbleiben i.d.R. im Hausmüll und bereiten den Abfallbehandlungsanlagen Probleme, da der hohe Wassergehalt die Verbrennbarkeit einschränkt. Auf den Deponien ist der Bioabfall die Hauptursache für die Deponiegasproduktion. Die Nicht-Nutzung der Bioabfälle verschenkt wertvolle Organischer (NPK)-Dünger oder Bodenhilfsstoffe, die der Landwirtschaft oder Rekultivierungsmaßnahmen fehlen.

China hat schon viel getan und noch große Aufgaben vor sich. Auch der derzeitige 5-Jahres-Plan wird Verbesserungen der Abfallbewirtschaftung bewirken.

LITERATUR

Bengtsson, M. & Janya S.-A. (2008) Urban Organic Waste - From Hazard to Resource. In: *Climate Change Policies in the Asia-Pacific.* Inst. for Global Env. Strategies (IGES). Japan, pp. 135-158.

Chen, X., Yong, G. & Tsuyoshi, F. (2010) An overview of municipal solid waste management in China. *Waste Management* 30, 716-724.

Dorn, T. (2015) *Clustering of Requirements for Technology Transfer Matrixes.* Dissertation, Rostock.

Dorn, T., Flamme, S. & Nelles, M. (2012) A review of energy recovery from waste in China. *Waste Management & Research* 30 (4), 432-441.

GB 18485-2014 (2014) State Environmental Protection Administration of China. China Pollution Control Standard for MSW Incineration. *Chinese Environmental Science Press.* Beijing, China (in Chinese).

Moys, G. (2011) Urban wastewater & solid waste management for small cities and towns in China – overview & perspectives for the 12th & 13th FYP. In: *European Chamber of Commerce in Shanghai, Waste Conference in Shanghai Chemical Industrial Park.*

Raninger, B. & Li, R. (2011) Energy and Material Recovery to phase out MSW landfills in Mainland China. In: *Proceedings of the International Conference on Solid Waste 2011- Moving Towards Sustainable Resource Management,* Hong Kong SAR, P.R. China, 2-6 May 2011.

Weltbank (2013) http://www.worldbank.org/en/news/press-release/2013/05/31.

Yi, X., Shunze, W., Hongkuan, Z. & Guiguang, H. (2014) An interval joint-probabilistic programming method for solid waste management: a case study for the city of Tianjin, China. *Frontiers of Environmental Science & Engineering* 8 (2), 239-255.

Yue, S., Dongbei, Y., Rundong, L., Ting, Y. & Shiliang, L. (2014) Assessing the performance of gas collection systems in select Chinese landfills according to the LandGEM model. *Environmental Technology* 36 (23), 2912-2918.

Zhang, D.Q., Soon, K.T. & Gersberg, R.M. (2010) Municipal solid waste management in China - Status, problems and challenges. *Journal of Environmental Management,* 91, 1623-1633.

Zhang, H.Y., Zang, B., Li, G.X., Wang, K. & Ma, Z.H (2011) The comprehensive treatment pattern of municipal solid wastes based on category classification of Beijing. In: *Proceedings of the International Conference on Solid Waste 2011- Moving Towards Sustainable Resource Management,* Hong Kong SAR, P.R. China, 2-6 May 2011.

Zhao, X.-G., Jiang, G.-W., Li, A. & Wang, L. (2016) Economic analysis of waste-to-energy industry in China. *Waste Management* 48, 604-618.

Abfallwirtschaft in der Republik Kroatien – Nachhaltig: Ja oder Nein?

Z. Milanović
Zagreb, Kroatien

KURZFASSUNG: Die Republik Kroatien (RH) befindet sich schon mehr als 20 Jahren in einer intensiven Transitionsperiode. Bereits im Jahr 1986 wurden die ersten Container für die getrennte Sammlung von Altglas(verpackungen) auf öffentlichen Flächen aufgestellt und kurz danach das erste Altstoffsammelzentrum in Kroatien eröffnet. Anfang der 90iger Jahre des letzten Jahrhunderts wurde das sog. Gesamtabfallwirtschaftssystem gefordert und dazu wurde eine ganze Reihe von Abfallvermeidungs- und Recyclingprojekten reali-siert, wie z.B. Kompostieranlagen für Grünschnitt und getrennte Sammlung von Papier, Kunststoff- und Metallverpackungen, Ölen, Medikamenten, Batterien, Elektroaltgeräten (EAG), usw. Im Jahr 1995 wurde das erste Sanierungs- (bzw. Sicherungs-)projekt einer Deponie gestartet. Dieses komplizierte Projekt wurde planmäßig 2003 erfolgreich abgeschlossen. Trotz der oben beschriebenen erfolgreichen abfallwirtschaftlichen Entwicklung in den meisten Gemeinden, gibt es weiterhin zahlreiche Herausforderungen, die im Wesentlichen mit der (un)geordneten Deponierung und den berühmten Phänomenen „NIMBY“ und „NIMET“ zusammenhängen. Im Jahr 2005 wurde die nationale Abfallwirtschaftsstrategie veröffentlicht und in den darauffolgenden Jahren traten unzählige Verordnungen in Kraft. Während die (private) Wirtschaft die neuen Vorgaben schrittweise erfolgreich umsetzt, sehen die Gemeinden des Öfteren nicht die Relevanz und die meisten halten somit die neuen Vorgaben nicht (vollständig) ein.

1 EINLEITUNG

Die Republik Kroatien (RH) hat 4,3 Mio. Einwohner (2013), die in insgesamt 555 Einheiten der kommunalen Selbstverwaltung (JLS) auf einer Gesamtfläche von 56.594 km^2 wohnen. Die Hauptstadt Kroatiens ist Zagreb mit ca. 800.000 Einwohnern. Mitte der 80er Jahre des letzten Jahrhunderts wurden in Zagreb die ersten grünen 1 m^3-Container für die getrennte Sammlung von Altglas(verpackungen) auf öffentlichen Flächen aufgestellt. Gleich danach wurden auch blaue 1 m^3-Container für die Sammlung von Papier aufgestellt. Wegen der niedrigen Rohstoffpreise wurden dann Ende der 80er Jahre des letzten Jahrhunderts kleine Kaufstellen für Papier und Metall geschlossen. Auf einem dieser geschlossenen Standorte (Knežija) wurde daraufhin das erste Altstoffsammelzentrum (ASZ) eröffnet, das von Bürgern sehr gut akzeptiert (über 400.000 Besuche pro Jahr) wurde.

Bereits 1990 wurde auf einem Fachseminar in Zagreb das sog. Gesamtabfallwirtschaftssystem promoviert. Zu dieser Zeit wurde mit der Aufstellung der Container für Batterien, Medikamenten, Metallverpackungen, Kunststoffe, Altöl, etc. begonnen. Des Weiteren wurde die erste zentrale Kompostieranlage für Grünabfälle gebaut und dazu drei Pilotprojekte zur getrennten Sammlung von Bioabfällen aus Haushalten in Zagreb organisiert sowie Gartenkomposter für die eigene Kompostierung verteilt. Parallel dazu wurden auch mehrere Bewusstseinsbildungs- und Kommunikationsaktivitäten durchgeführt. Für die Nachbarländer war Kroatien zu der Zeit ein positives Beispiel für die getrennte Abfallsammlung.

In den 90er Jahren des letzten Jahrhunderts waren die abfallwirtschaftlichen Entwicklungen durch den vorherrschenden Krieg (stark) verlangsamt. Ein ernsthaftes Problem zu der Zeit war u.a. der „Kriegsabfall“. In der Kriegszeit bekam RH Unterstützung u.a. in Form von Medi-

kamenten, deren Mindesthaltbarkeitsdatum bereits (vor 40 und mehr Jahren) abgelaufen war. Zu der Zeit gab es aber keine effektiven Behandlungsmöglichkeiten für solche gefährlichen Abfälle. Für die rechtskonforme und nachhaltige Entsorgung dieser „geschenkten" Abfälle im Ausland wurde RH seitens der Weltbank ein Darlehen gewährt.

2 FORTSETZUNG IM NEUEN MILLENNIUM

Mit der Implementierung und Anpassung der rechtlichen Vorgaben seitens der EU am Anfang des neuen Millenniums konnte auch die Entwicklung des Gesamtabfallwirtschaftssystems in RH fortgesetzt werden. Das erste Dokument „Strategie der kroatischen Abfallwirtschaft" (Hrvatski sabor 2005) (vgl. Tab. 1) wurde im Jahr 2005 veröffentlicht. Zu der Zeit wurde auch das Gutachten der EK (20.04.2004) veröffentlicht, dass die Abfallwirtschaft in Kroatien das größte Umweltproblem darstellt und dass die rechtlichen Vorgaben in Kroatien an die Vorgaben der EU angepasst werden müssen (Hrvatski sabor 2005).

Nachhaltige Änderungen im Bereich der Abfallwirtschaft kamen in den Jahren 2003/2004 als der Fonds für Umweltschutz und Energieeffizienz (Fonds) und die Kroatische Agentur für Umwelt und Natur (Agentur) gegründet wurden. Bis zu dem Zeitpunkt wurden die Abfallmengen in Kroatien nur abgeschätzt:

- Siedlungsabfälle 1,2 Mio. Tonnen,
- Baustellenabfälle 2,6 Mio. Tonnen (4,0 Mio. Tonnen (MZOIP 2016)),
- Industrie- und Bergbauabfälle 1,6 Mio. Tonnen,
- Landwirtschaftliche Abfälle und Abfälle aus dem Wald 7,1 Mio. Tonnen,
- Gefährliche Abfälle 0,1 Mio. Tonnen,
- Getrennt gesammelte Abfälle 0,2 Mio. Tonnen und
- Sonstige Abfälle 0,4 Mio. Tonnnen.
- GESAMT: 13,2 Mio. Tonnen.

Die durchschnittliche spezifische Abfallmenge in RH (3,0 Tonnen pro Einwohner) lag unter der Abfallmenge im benachbarten Slowenien (4,2 Tonnen pro Einwohner). Dass dies damals nur grobe Abschätzungen der Abfallmengen waren, bestätigt auch der aktuelle Abfallwirtschaftsplan (MZOIP 2016), in dem die jetzige Menge der Baustellenabfälle pro Jahr um 50 % höher ist. Zu der Zeit (2005) lagen die Abfallgebühren für eine 60 m² Wohnung bei rd. 32 Euro pro Jahr. Dabei wurden aber die Entsorgungskosten (d.h. Deponierung) und Deponiesanierungskosten überhaupt nicht berücksichtigt. Die Ausnahme war die Stadt Zagreb, in der die Jahresgebühr inkl. Sammlung und Entsorgung von Abfällen auf einer geordneten Deponie bei 64 €/t lag. Sogar bis 2016 erfolgte die Berechnung der Abfallgebühren für Siedlungsabfälle unter der Berücksichtigung der Wohnfläche (m²).

Tab. 1: Strategische Ziele der Abfallwirtschaft in RH, festgelegt in 2005 (Hrvatski sabor 2005).

Ziele	Anteil (%) / Jahr				
	2005	2010	2015	2020	2025
Einwohner, erfasst mit der organisierten Sammlung von Siedlungsabfällen	80	85	90	95	99
Menge der getrennt gesammelten und rezyklierten Siedlungsabfälle	6	8	12	18	25
Menge der behandelten Siedlungsabfälle	2	10	20	25	30
Menge der abgelagerten Siedlungsabfälle	98	80	68	58	45
Menge der abgelagerten biologisch abbaubaren Siedlungsabfälle im Vgl. zu der Menge produziert in 1995	95	85	75	55	35

In den letzten 30 Jahren wurden in RH ca. 100 Mio. Tonnen unterschiedlicher Abfälle auf fast 3.000 Deponien abgelagert. Am Anfang des neuen Millenniums waren in Kroatien 252 Deponien für nicht gefährliche Abfälle in Betrieb. Bis 2025 ist die Einrichtung/Sanierung aller Deponien geplant. Des Weiteren soll die Menge der abgelagerten (biologisch abbaubaren) Siedlungsabfälle ebenfalls kontinuierlich verringert werden, siehe Tab. 1. Die zentrale strategische Maßnahme für

die Verringerung der abgelagerten Abfallmenge stellt die landesweite Errichtung von insgesamt 25 Abfallwirtschaftszentren (CGO).

Die Festlegung und Überwachung der Abfallflüsse sowie die Informatisierung des abfallwirtschaftlichen Systems waren und sind zentrale Aktivitäten der Agentur. Der Fonds war und ist weiterhin für die finanzielle Überwachung und Unterstützung von Umweltprojekten gem. der Strategie (Hrvatski sabor 2005) verantwortlich: Sanierung von Deponien und insgesamt 13 Altlasten (kontaminiert mit gefährlichen Abfällen), Unterstützung der JLS in der getrennten Sammlung, usw. Die Tätigkeiten dieser beiden Institutionen in den vergangenen zehn Jahren waren entscheidend für die erfolgreiche (Weiter-)Entwicklung der Abfallwirtschaft ausgewählter Abfallströme in Kroatien (vgl. Tab. 2).

Tab. 2: Recycling- und Verwertungsquoten von ausgewählten Abfallarten (VRH 2007).

Abfall	Frist	Quote (Gew.-%)	
		Verwertung	Recycling
Verpackungsabfall	2010	50 – 60	25 – 45
	2015	65	55 – 60
Altautos	2015	85	80
	2025	95	85
EAG-Abfall (4 kg/EW/a)	2015	70 – 80	50 –80
Altreifen	2010	70 – 80	60 – 70
	2015	90	70
Altöl	2010	90	-

Zwei Jahre nach der Strategie, d.h. innerhalb der Frist, hat die kroatische Regierung den Bundesabfallwirtschaftsplan für den Zeitraum 2007–2015 veröffentlicht, mit dem die Maßnahmen und Ziele aus der Strategie konkretisiert wurden (VRH 2007). Im Juli 2013 ist Kroatien zum Mitglied der Europäischen Union geworden. Gleichzeitig ist auch das Abfallwirtschaftsgesetz (Zakon o održivom gospodarenju otpadom (ZOGO) (Hrvatski Sabor 2013)) in Kraft getreten, mit dem der abfallrechtliche Rahmen an die EU-Vorgaben (insbesondere Abfallrahmenrichtlinie 2008/98/EG) angepasst wurde. Somit wird mit dem 31.12.2017 gem. ZOGO ein Verbot der Abfallablagerung auf ungeordnete Deponien in Kraft treten. Diese Vorgabe war bereits seit 2005 in Kraft, wurde aber bis dato nicht vollzogen. Kein Mitglied der JLS-Regierung wurde wegen Nichteinhaltung gekündigt, stattdessen wurde die Leiterin der Umweltinspektion im Ministerium ausgetauscht.

ZOGO definiert u.a. Pflichten der JLS in Bezug auf die getrennte Sammlung von Bioabfällen, Papier, Metall, Glas, Kunststoffen, Textilien und Sperrmüll. Des Weiteren werden die Fristen für und Inhalte der neuen Dokumente (Bundesabfallwirtschaftsplan 2015, Abfallvermeidungsplan und Strategische Umweltprüfung) klar definiert.

Anstatt bis Ende 2014, wurde der Vorschlag des Bundeabfallwirtschaftsplans 2015 seitens der internationalen Berater (unter Mitwirkung von kroatischen Experten) erst im November 2015 erstellt (Mikulić 2015). Der Vorschlag ist nur eine Fortsetzung der Strategie und des Plans aus 2007. Die zentrale Maßnahme der kroatischen Abfallwirtschaft bleibt weiterhin der Bau von Abfallwirtschaftszentren mit mechanisch-biologischer Abfallbehandlungstechnologie (MBA) für die Behandlung von gemischten Siedlungsabfällen. Die Anzahl von Zentren wird von 25 auf 13 (acht auf regionaler und fünf auf Gespanschaftsebene) verringert (Fundurulja 2016). Gleichzeitig bedeutet dies auch eine Verringerung der Anzahl der Deponien, da nur Deponien innerhalb von Zentren zugelassen werden. Ausgewählte Experten haben sofort auf das ernste Problem der Zentralisierung und Ineffizienz des geplanten MBA-Konzeptes hingewiesen.

Der Plan 2015 zeigt folgendes:

- Positive Effekte: Verringerung der Anzahl der Deponien (nur innerhalb von Zentren (d.h. < 20); Ablagerung von vorbehandelten Abfällen; Nutzung des im gemischten Siedlungsabfall enthaltenen Energiepotentials; Vollständige Überwachung der Abfallflüsse, etc.

- Negative Effekte: Deponieüberkapazitäten (geschätzte Kapazität der 146 + 1 Deponie betrug in 2012 11,25 Mio. Tonnen); derzeit hat RH einen Mangel an Behandlungskapazitäten, aber nachdem alle Zentren errichtet werden (2020), wird es eine Überkapazität geben; die Preise für die Berechnung der Abfallgebühren werden im Vergleich zu den jetzigen Preisen (für die Deponierung) erhöht; nicht ausreichende stoffliche Verwertung von gemischten Siedlungsabfällen, unzureichende Kapazitäten für die Mitverbrennung von Ersatzbrennstoffen aus MBA-Anlagen; nur kurz wird aufgezeigt, dass eine geringe Nutzung von folgenden Abfällen erfolgt:
  - Siedlungs- und Baustellenabfälle,
  - Klärschlämme (aus Abwasserbehandlungsanlagen) und
  - Meeresabfälle (keine Daten).

3 ÄNDERUNGEN 2005 – 2015

Abfallvermeidung: Bereits in den 90er Jahren des letzten Jahrhunderts wurden im Rahmen des Gesamtabfallwirtschaftssystems erste Abfallvermeidungsmaßnahmen vorgestellt. Schon damals wurde mit der Gartenkompostierung und Verkaufsstellen für ausgewählte Abfallarten begonnen. Der Öffentlichkeit wurde im Rahmen der Bewusstseinsbildung gezeigt, dass unter dem Motto „Abfall ist kein Müll“, das eigene Verhalten geändert werden soll. Ende 2015 (Mikulić 2015) wird leider weiterhin aufgezeigt, dass in Kroatien keine systematischen Abfallvermeidungsmaßnahmen umgesetzt werden. Insbesondere wird auf Mangel der Informationen und fachlicher Ausbildung auf Gemeindeebene hingewiesen.

Organisierte (öffentliche) Dienstleistung der Sammlung von Siedlungsabfällen: Die o.a. Dienstleistung wurde bereits in 2014 zu 99 % der kroatischen Bevölkerung zur Verfügung gestellt. Nur in einer von insgesamt 555 JLS ist diese nicht verfügbar (MZOIP 2016).

Siedlungsabfälle: Der Agentur wurden im Jahr 2014 insgesamt 1,637 Mio. Tonnen (d.h. 381 kg/EW) Siedlungsabfälle gemeldet. Im Vergleich zum Jahr 2005 ergibt dies eine Abfallmengenerhöhung von 13 %. Gemischter Siedlungsabfall macht rd. 77 % der gesamten Siedlungsabfallmenge aus. Die Recyclingrate für Siedlungsabfälle lag bei 17 % (2014) (MZOIP 2016).

Problemstoffe: Es sind keine relevanten Daten für einen Vergleich vorhanden. Mit der Gründung des Fonds (2004) wurden die getrennte Sammlung und Behandlung von Altöl, Altautos, Batterien, Akkumulatoren, Medikamenten, etc. eingeführt.

Nicht gefährlicher Gewerbeabfall: Anders als bei den Siedlungsabfällen, hat sich die gemeldete Menge an Gewerbeabfällen um fast 5 % verringert:
- 2005: 1,51 Mio. Tonnen (d.h. 351 kg/EW) und
- 2013: 1,441 Mio. Tonnen (d.h. 335 kg/EW).

Gefährlicher Abfall: Gemäß Abfallwirtschaftsplan 2007 wurden der Agentur 35.543 Tonnen (7,9 kg/EW) gemeldet. Dazu wurde aber angemerkt, dass die Abschätzungen davon ausgehen, dass die tatsächliche Menge an gefährlichen Abfällen rd. 213.000 Tonnen pro Jahr beträgt (VRH 2007). In 2014 wurden der Agentur rd. 139.220 Tonnen gefährlicher Gewerbeabfälle (rd. 32 kg/EW) gemeldet.

Gesamte Abfallmenge (Siedlungsabfälle und Gewerbeabfälle): In Kroatien werden jährlich ca. 789 kg/EW (2013 / 2015) produziert, wobei davon (Mikulić 2015):
- 55,5 % abgelagert (D1, D2) und
- 44,5 % verwertet (R1 – R11) wurden.

Verringerung der Ablagerung biologisch abbaubaren Fraktionen: Dies stellt eine der entscheidenden strategischen Pflichten dar, die RH mit dem Beitritt zu der EU übernommen hat. Im Vergleich zu den Angaben für das Referenzjahr 1997, soll der Anteil an biologisch abbaubaren Fraktionen im Abfall, der abgelagert wird, bis 2020 kontinuierlich verringert werden. Aus den Daten über die morphologische Zusammensetzung des gemischten Siedlungsabfalls in RH ist

ersichtlich, dass in den letzten zehn Jahren dieser Anteil tatsächlich verringert wurde (siehe Tab. 3). Der Anteil des Papiers im gemischten Siedlungsabfall wurde leider erhöht.

Tab. 3: Änderungen der morphologischen Zusammensetzung des gemischten Siedlungsabfalls (in Massenprozent).

Fraktion	Plan 2007 (VRH 2007)	Vorschlag des Plans 2015 (Mikulić 2015)
Küchen- und Gartenabfälle	42,1 %	36,6 %
Papier	20,0 %	23,2 %
Holz	1,3 %	1,0 %
Haut und Knochen	3,1 %	0,5 %
Textil	8,0 %	3,7 %
Biologisch abbaubare Fraktionen	74,5 %	65,0 %
Kunststoffe	12,0 %	22,9 %
Glas	6,8 %	3,7 %
Metalle	4,1 %	2,1 %
Gummi	0,7 %	0,2 %
Sonstiges	0,3 %	-
Inertabfall/Feinfraktion	1,6 %	6,1 %
Gesamt	100 %	100 %

Die Art der getrennten Sammlung der Siedlungsabfälle ist in Kroatien nicht einheitlich. In einigen Gebieten wird nur ca. 1,2 % getrennt gesammelt, während in anderen wiederum 32,2 % getrennt gesammelt wird. Im Durchschnitt wurden in RH 17 % der Siedlungsabfälle getrennt gesammelt (siehe Abb. 1).

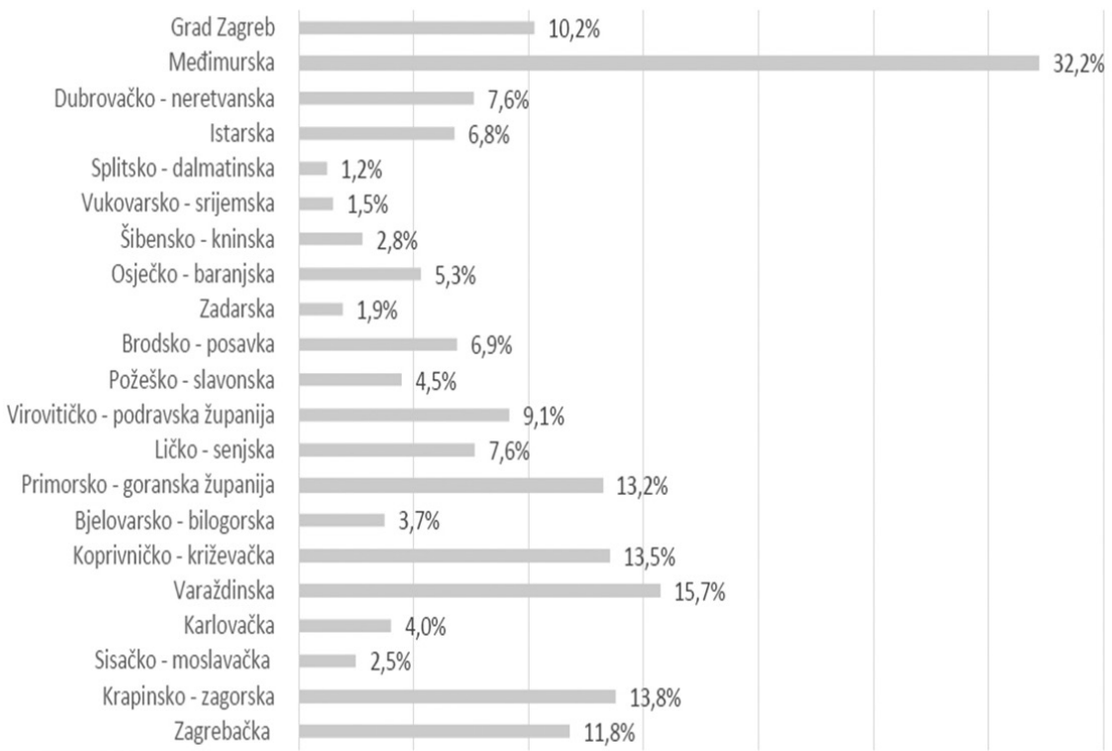


Abb. 1: Unterschiedliche Leistung der getrennten Sammlung von Siedlungsabfällen in RH (Darstellung für die einzelnen Gespanschaften) (AZO 2015).

Besondere Abfallkategorien: Mit der Gründung des Fonds in RH und Umsetzung unterschiedlicher Abfallprojekte konnte die getrennte Sammlung und Behandlung der ausgewählten Abfallkategorien erfolgreich organisiert werden (vgl. Tab. 4). In den letzten Jahren konnte allerdings eine Verringerung der Abfallmengen dokumentiert werden.

Tab. 4: Getrennte Sammlung der besonderen Abfallkategorien (Angaben in Tonnen) (MZOIP 2016).

Abfallart	2006	2008	2012	2013	2014
Verpackungsabfälle	198.189	272.135	118.493	116.794	110.217
Altautos	-	7.887	32.109	28.816	17.894
Batterien und Akkumulatoren	-	111	112	76	72
EAG	-	5.719	16.187	15.025	15.482
Altöl	-	7.068	5.835	5.678	5.753
Altspeiseöl	-	1.606	911	718	721
Altreifen	13.130	21.224	18.305	19.346	17.514
Baustellenabfälle - Asbest	-	4.041	8.985	11.673	9.284
Gesamt	211.319	319.791	200.937	198.126	176.937

Abfallbehandlung: In RH ist ein Mangel an Abfallbehandlungsanlagen offensichtlich (Mikulić 2015). In 2014 waren acht Kompostieranlagen für getrennt gesammelte Grünabfälle (103.397 t/a (MZOIP 2016)) im Betrieb. In diesen wurden rd. 40.000 Tonnen Abfälle, wobei davon rd. 34.000 Grünabfälle aus dem Siedlungsbereich, behandelt. 2015 wurde eine kleine Kompostieranlage in Prelog eröffnet. Eine größere Kompostieranlage (10.000 t/a) mit offenem Rottesystem wurde aufgrund der Geruchsproblematik geschlossen. 2014 hatten insgesamt sieben Biogasanlagen (Gesamtkapazität 280.000 t/a (MZOIP 2016)) eine Abfallbehandlungsgenehmigung, wobei keine der Anlagen die Genehmigung für die Behandlung von Siedlungsabfällen hatte. Die energetische Verwertung (inklusive Mitverbrennung) von Siedlungsabfällen ist in Kroatien nicht etabliert. Die energetische Verwertung von Gewerbeabfällen erfolgt im geringen Ausmaß im Zementwerk der Holcim Lafarge. In Zagreb ist schon seit mehr als 25 Jahren eine Abfallverbrennungsanlage für die energetische Verwertung von Siedlungsabfällen und Klärschlamm geplant. Die neue Regierung (Regierungsstart in 2016) akzeptiert diese Anlage nicht und will das Projekt nicht unterstützen (Plan 2016). Bis 2016 wurden insgesamt drei MBA-Anlagen (eine private Anlage – 35.405 t/a und zwei öffentliche Anlagen – 90.000 t/a und 100.000 t/a) gebaut, wobei die beiden öffentlichen Anlagen aus unterschiedlichsten Gründen (noch) nicht im Betrieb sind.

Deponierung: Die größten Abfallmengen in RH wurden in der Vergangenheit abgelagert. In den letzten Jahren konnte aber eine Verringerung der abgelagerten Mengen verzeichnet werden, z.B. wurden 2015 1.876.377 Tonnen Siedlungs- und Gewerbeabfälle abgelagert (7,7 % weniger als im Jahr 2010). In RH gibt es lt. Mikulić (2015) eine Deponieüberkapazität. Eine Deponie für gefährliche Abfälle ist in RH nicht realisiert.

Gemäß den Angaben der Agentur wird seit 2008 (1.088.196 Tonnen) eine kontinuierliche Verringerung der abgelagerten biologisch abbaubaren Siedlungsabfälle (2015: 828.454 Tonnen) beobachtet. Gemäß ZOGO muss diese Abfallmenge bis 2017 letztendlich auf 378.088 t/a verringert werden, was auf jeden Fall eine Herausforderung darstellt.

Sicherung und Sanierung von Deponien: Beginn dieser Tätigkeiten in RH war 1995 (Deponie in Zagreb – Jakuševec). Seit 2004 (Gründung des Fonds) erfolgt eine systematische Sicherung und Sanierung der Deponien in ganz Kroatien. Der Fonds war bis dato bei der Sicherung und Sanierung von 299 Siedlungsabfalldeponien in RH finanziell beteiligt. Des Weiteren wurden mehr als 1.000 „wilde“ Ablagerungsplätze saniert. In 2015 waren 147 Deponien für nicht gefährliche Abfälle im Betrieb.

4 BUNDESABFALLWIRTSCHAFTSPLAN 2016 – 2022 (DOBROVIĆ 2016), (RUNKO LUTTENBERGER 2016), (MZOIP 2016)

Im November 2015 wurde an der Veröffentlichung des Planes 2015 (Mikulić 2015) intensiv gearbeitet. Nach der Bundeswahl Ende 2015 kam es aber zum Regierungswechsel und gleich Anfang 2016 hat das Umweltministerium eine Stellungnahme veröffentlicht, dass die Strategie mit dem Bau von Abfallwirtschaftszentren mit MBA Technologie für gemischte Siedlungsabfälle nicht mehr verfolgt wird. Das bedeutet, dass auch der Vorschlag des Plans 2015 ebenfalls nicht

mehr relevant ist. Des Weiteren wurden seitens des Ministeriums viele Maßnahmen (z.B. Aktualisierung des Abfallwirtschaftsgesetzes, Einführung der Deponierungsgebühr, etc.) angekündigt. Sehr positiv ist allerdings, dass für die jede einzelne JLS in RH zum ersten Mal die Mindestanzahl an benötigten Altstoffsammelzentren und Kapazitäten für die stoffliche Verwertung von Bioabfällen, Papier, Kunststoffen, Glas und Metallen tabellarisch angeführt wurden. Die oberste Priorität ist der Aufbau eines Systems ohne Abfälle, das die Vorschläge des EU Circular Economy Paketes berücksichtigt:

- Ziel 1: Verringerung der abgelagerten Abfallmengen,
- Ziel 2: Verringerung der Ablagerung der biologisch abbaubaren Abfälle (von jetzigen ca. 800.000 t/a auf 378.088 t/a bis 31.12.2017 und letztendlich auf 264.661 t/a bis 2021),
- Ziel 3: Getrennte Abfallsammlung (insbesondere „door to door“),
- Ziel 4: Stoffliche Verwertung im Ausmaß von 50 % bis 2020 (für Papier, Glas, Kunststoffe, Metalle und Textil) und im Ausmaß von mindestens 70 % für Baustellenabfälle und
- Ziel 5: Weiterentwicklung des Abfallwirtschaftssystems und die Einführung der Verpflichtung zur Sortierung von gemischtem Siedlungsabfall (bis 2019).

Des Weiteren ist eine Ablagerung der inerten Abfälle geplant, bislang wurde aber nicht erklärt, wie diese Abfallinertisierung erfolgen soll. Es wird davon ausgegangen, dass mit der Einführung der getrennten Sammlung und der biologischen Behandlung, die Ablagerung auf 25 % verringert wird. Die MBA-, Mitverbrennungs- und Verbrennungstechnologien werden nicht unterstützt und sollen vermieden werden. Dezentralisierung ist grundsätzlich positiv (Prinzip der Nähe), aber die zentralisierte Vorschreibung ist die Flucht von der eigenen Verantwortung und eigentlich ein Schritt zurück. Unklar ist auch die Stellung um die energetische Verwertung von gemischten Siedlungsabfällen. Es wird ständig betont, dass die energetische Verwertung direkte Konkurrenz zu der stofflichen Verwertung darstellt. Mit dem Plan 2016 wird allerdings die energetische Verwertung nicht verboten, obwohl das Ministerium dies machen könnte (Flucht von der Verantwortung?).

5 SCHLUSSFOLGERUNGEN

Auf der lokalen Ebene gibt es weiterhin noch nicht ausreichend Motivation (z.B. finanzielle) für die Entwicklung der nachhaltigen Abfallbehandlung, aber auch nicht für die Umsetzung der Vorschriften (z.B. Strafen). Das Ministerium hat im neuen Plan 2016 die Maßnahmen zur getrennten Sammlung („door to door“), stofflichen Verwertung, etc. vorgestellt und die Unterstützung der EU mit Geldmitteln (475 Mio. Euro) angekündigt. Für die Ausarbeitung von Bundesabfallwirtschaftsplänen (bis 2016) wurden kontinuierlich internationale Berater aus Deutschland, Österreich, Dänemark, Frankreich, etc. beauftragt. Am Anfang des neuen Millenniums hat ein internationaler Berater das „Waste-to-Energy“ Konzept vorgeschlagen, obwohl im Land dieses Beraters bereits 2013 das Konzept der Kreislaufwirtschaft „without waste – recycle more – incinerate less“ implementiert wurde (Dobrović 2016). Leider hat man z.T. zu oft den internationalen Beratern vertraut. Trotz mancher Stopps entwickelt sich das Abfallwirtschaftssystem in RH nachhaltig, aber nicht ausreichend schnell. Die Abfallvermeidungsmaßnahmen sind in Abfallplänen auf allen Ebenen (national und lokal) enthalten, aber deren Umsetzung passiert leider (z.T.) noch immer nur auf dem Papier. Mit dem Plan 2016 wurde die getrennte Abfallsammlung, Unterstützung der Hauskompostierung und Eröffnung von 70 Recycling- sowie unzähligen Wiederverwendungszentren angekündigt. Im Mittelpunkt stehen nur die Siedlungsabfälle, während die Herausforderungen mit Gewerbe- und gefährlichen Abfällen vernachlässigt werden.

LITERATUR

Dobrović, S. (2016) *Kružno gospodarstvo i gospodarenje otpadom.* April 2016, Zagreb, Kroatien.
Fundurulja, D. (2016) *CGO i cirkularna ekonomija.* Konferencija s međunarodnim sudjelovanjem „Vizije gospodarenje otpadom“, Tehnoeko Opatija, 9. – 10.06.2016, Kroatien.
Hrvatski sabor (2015) *Strategija gospodarenja otpadom Republike Hrvatske.* Hrvatski sabor 14.10.2005, Zagreb, Kroatien.
Hrvatski sabor (2013) *Zakon o održivom gospodarenju otpadom (ZOGO).* Hrvatski sabor 15.07.2013, Zagreb, Kroatien.
Mikulić, N. (2015) *Strateška studija o utjecaju Prijedloga Plana gospodarenja otpadom RH 2015.-2021.* Konzorcij: Safege (Francuska/Hrvatska) – Centra za ekološka istraživanja (Hrvatska) – Actimar (Francuska), Zagreb, November 2015.
Ministarstvo zaštite okoliša i prirode (MZOIP) (2016) *Prijedlog Plana gospodarenja otpadom RZ za razdoblje 2016. – 2022.* Ministarstvo zaštite okoliša i prirode, 24.06.2016, Zagreb, Kroatien.
Runko Luttenberger, L. (2016) *Plan gospodarenja otpadom RH 2016. – 2022.* Konferencija s međunarodnim sudjelovanjem „Vizije gospodarenja otpadom 2016. - 2022.“, Tehnoeko Opatija, 9. – 10.06.2016, Kroatien.
Vlada Republike Hrvatske (VRH) (2007) *Plan gospodarenja otpadom u Republici Hrvatskoj za razdoblje 2007. – 2015. Godine.* Vlada Republike Hrvatske, 19.07.2007, Zagreb, Kroatien.

A SWOT Analysis for Municipal Waste Management in Turkey and the Challenges in the Course of Access to EU

G. Akinci, E.D. Guven & A. Bolukbas
Dokuz Eylul University, Department of Environmental Engineering, Izmir, Turkey

G. Gok & M. Bilgin
Aksaray University, Department of Environmental Engineering, Aksaray, Turkey

ABSTRACT: Just after the release of Waste Management Action Plan for 2008-2012 period in Turkey, TR - EU negotiations in environment chapter have opened. In the following period, many revisions in present TR regulations have completed and new directives and legislations were put into force on waste management, mostly in accordance with EU acquisitions. While the changes in the regulations in MSW management are realized, some factors are influencing and sometimes blocking their implementation. One of the major reasons is limited number of qualified stuff in regional units of the Ministry of Environment and Urbanization. The main challenge for the municipalities is to select and locate a waste management facility with proper combination of technologies while having very limited contact with experts at universities. In addition, neither the ministry nor the municipalities could overcome the public reactions to waste management facilities. Another significant shortcoming is the incomplete adaption of EU legislation. Implementation of new legislation is possible by immediate developing of national, regional and local waste management plans and supply of satisfactory number of stuff with required expertise.

1 INTRODUCTION

TR regulations have been improved with respect to EU directives and also Waste Management Strategic Plan of Turkey. The legislations on the control of waste and hazardous waste management have been amended and the legislation on sanitary landfilling of waste was released to provide the decrease on the percentage of biodegradables in landfilled waste. Moreover, adoptions on waste incineration and packaging waste have started. In addition, studies have been conducted to bring some landfills up to EU standards and to implement separate collection of various categories of waste. Biodegradable Waste Directive, Compost Regulation, and Mining Waste Management Legislation have been put into force. Also several new legislation and regulations have been released and improved gradually. However, according to EU Commission reports, there are still needs to prepare and implement national, regional and local waste management plans and applications in line with the EU Waste Framework Directive. The improvements on legislation are encouraging; however, a big part of generated solid waste is still directly landfilled in Turkey (The Ministry of Envirenment and Forestry 2008).

2 SWOT ANALYSIS

SWOT analysis, as it can be understood from the explanation of the abbreviation, is a strategic plan to be used to determine strength and weakness of the system and opportunities and threats. SWOT analysis provides defining internal and external factors that can affect the system in a positive or negative way in order to achieve the targets. The terms of SWOT analysis can be explained as following:

- Strengths: The properties of the system that will provide advantages.
- Weaknesses: The properties of the system that will cause disadvantages.
- Opportunities: External conditions that will help the system to reach the targets.
- Threats: External conditions that will decrease the performance of the system.

In brief, strengths and weaknesses are internal factors and opportunities and threats are external factors affecting the system (Strategic Management 2015).

2.1 Strengths

The legislation on Sanitary Landfilling (2010), legislation on Waste Incineration (2010), legislation on Mining Waste Management (2015), legislation on Waste Management (2015) and the regulation on Composting have been released after the Waste Management Strategic Plan of Turkey. Moreover, for providing recycling of packaging wastes, the legislation on Packaging Waste Control has been released. Furthermore, to obtain energy from wastes, the statement on solid recovered fuel, additive fuel and alternative raw materials have been announced. Therefore, legal requirements with respect to EU directives and Waste Management Action Plan have been ensured. Besides the legal improvements, the number and the quality of academic studies in several universities about the general waste management in Turkey or in cities increase continuously and yield guiding result for the ministry and the municipalities.

Both the ministry and the municipalities are eager to be provided with integrated waste management systems allowing the waste to be collected separately and further processed via mechanical and biological systems for recovering material and energy. In addition, finding financial sources to realize complex waste management systems is much easier, especially for metropolitan cities.

It can be said that, current waste management is working properly in most areas, even though landfilling still is the dominating method. Waste is daily collected and transported by using sufficient numbers and types of trucks and daily collected amounts are recorded according to waste type. Routine waste analysis is completed by the municipalities, which allows to estimate the capacity and the technology selection for future investments.

2.2 Weaknesses

As the regulations are improved, there are some factors influencing and sometimes blocking their implementation. One of them is the limited number of qualified stuff in regional units of the Ministry of Environment and Urbanization. This shortcoming results in unsatisfactory number of inspections of waste generating units; not only in the municipalities, but also in the industrial sectors.

For the municipalities, selecting the available technological sequence in their waste processing systems and locating a new waste management facility with appropriate technology is still a big challenge. Even though academia is very willing to supervise the municipalities on that issue, onlyvery limited number of municipalities are consulting experts.

Another important factor affecting the improvement is the public reactions to waste management facilities; as the suits brought inagainst the Environmental Impact Assessment Report of almost all new plants have been resulted that they have been prosecuted by the courts. The main reason for this is the development of “blind environmentalism”, before the awareness and knowledge of the public on “environment” have raised. On the other hand, information on new and innovative waste management technologies and systems are not well introduced to the public-who thinks “waste management is wild dumping and nothing else”.

Some municipalities unfortunately do not have very good experiences with former waste processing facilities imported in 1980’s and 1990’s, such as compost systems. Those systems were in good technology and designed for source separated domestic solid waste, but were operated with mixed waste having considerable ash content. Therefore, operational and maintenance problems have occurred in those systems due to the improper physical (size, component type) and chemical (alkaline waste) properties of Turkish mixed waste.

Delays in the realization of some segments of national waste management plans, such as rehabilitation of old dumping sites can be also pronounced as a weakness of the current system. Also, some landfill sites, which are filled up to its design capacity, are still in use and may create health and environmental risks.

Incomplete adoption of some regulations from EU is another important point. Mining Waste Management Legislation can be shown as an example on that issue, as any appendix of this legislation's of EU version is not included in the Turkish legislation yet.

2.3 Opportunities

The requirements of EU membership force the government, the ministry and the municipalities. This situation gives a good reason to reform and improve the waste management system with regard to EU directives as well as the legislations of Turkey.

The composition and properties of Turkish municipal waste have been changing in time. The recyclables are increasing and biodegradables & ash is decreasing. The major factors on this change are developing GNP and changing life style, and also the increasing use of natural gas in residential areas for heating purpose, instead of coal. The changing properties will allow the systems having combined waste management technologies be economically feasible for Turkey.

Cement kilns are commonly used for thermal treatment of hazardous waste, even though there is a public reaction against combustion of municipal waste. The integration of incineration plants to waste management systems is foreseen from 2017 onwards in strategic management plans, and this course can be managed properly by raising public information and awareness.

2.4 Threats

Globally seen, and in the EU region, waste is not a just waste but accepted as a resource. One of the latest evidence of this point of view is the call for topics in Horizon 2020 projects. Not only construction and demolition waste (C&D) and agricultural and agro-industry waste, but also mixed or separately collected household waste is accepted as a source for recovering valuable materials for their use in the industries. EU and other countries are competing to recover industrial substances and materials from organic or inorganic waste and trying to create closed loops in different regions of the world (e.g. circular economy).

This approach is presenting a new and innovative waste management system, which requires waste extraction/separation to recover its chemical ingredients prior to treatment processes. The system also asks to have an end user in the loop for the use of recovered chemicals - such as a functional food industry, a chemical industry, or an industry active in construction sector. By this way, EU is aiming to create new markets, new job opportunities, new needs for elevated innovative technologies - briefly; creating added value from waste. The major reason for this strategy may be the needs of EU, but it is a fact that, this is a very wise way to get rid of the subsidy applied for high tech waste management systems (especially the ones producing energy) and increase the ratio of separate collection in Europe.

The important point for Turkey (TR) is to recognize this strategy as early as possible, and integrate waste extraction steps to its waste management loops. Otherwise, subventions for the loops with conventional waste processing technologies should also be applied in TR which makes these systems more expensive to invest and operate.

3 CONCLUSION

The implementation of new legislation is possible by immediate developing of national, regional and local waste management plans, supply of adequate number of stuff with required expertise and proper public participation. By integrating the advanced technologies with conventional waste processing techniques, Turkey can develop closed loops in the content of local and regional waste plans for creating its unique circular economy.

REFERENCES

Strategic Management (2015) *SWOT analysis.* Retrieved 08.10.2016, from Strategic Management: http://stratejikyonetim.org/SWOT-analizi.

The Ministry of Envirenment and Forestry (2008) *Waste management strategic plan of Turkey.* Ankara: The Ministry of Envirenment and Forestry.

Evaluation of SRF Production from Biodegradable MSW: A Case Study for Izmir City-Turkey

A. Bölükbaş & G. Akıncı
Dokuz Eylül University, Environmental Engineering Department, İzmir, Turkey

ABSTRACT: Municipal solid waste management is an important problem in Turkey especially in metropolitan cities like İzmir. The statistics show that approximately 4,500 ton solid wastes are collected in İzmir per day. In the light of new technologies, European Union improves directives about waste management. Besides, Turkey develops the legislation with respect to the directives of European Union. Hence, in order to define the rules for usage of wastes as alternative raw materials and preparation of solid recovered fuel (SRF), The Statement of Solid recovered fuel, Additive Fuel and Alternative Raw Materials has been published in 2014. This study aimed to define composition and characterization of İzmir Metropolitan City solid waste and evaluate the appropriateness for SRF production. As a result, the average water content was found as 62.6 % which is higher than the limit value in the statement (35 %), the average calorific value was 2,941 kcal/kg that is higher than the limit value which is 2,500 kcal/kg, the chlorine content was measured as 0.86 % as less than 1 % required in the statement and the highest Hg content was calculated as 0.131 µg/MJ that is required as 300 µg/MJ in the statement. If necessary sorting and drying processes are carried out, the biodegradable part of the solid waste of İzmir can be proper for SRF production

1 INTRODUCTION

Waste is a significant and inevitable consequences of human activities; therefore, solid waste management becomes the most important and difficult problem for cities. (Reza et al. 2013) The development in modern civilization and the increase in the population increase the amount of solid waste generated and change the composition of the solid waste. The increasing consumption of raw materials both produces more waste and requires new sources. Turkey is a developing country and the living standards increases day by day, accordingly the amount of solid waste increases and the need for new disposal methods also increases (Turan et al. 2008). Increased waste amount and new technology seeking resulted in planning and publishing new directives in European Union such as Directive 1999/31/EC on the landfill of waste, Directive 2000/76/EC on the incineration of waste and Directive 2009/28/EC on the promotion of the use of energy from renewable sources. Correspondingly, The Statement of Solid recovered fuel, Additive Fuel and Alternative Raw Materials has been published in 2014, in Turkey.

While finding new disposal methods for non-recyclable solid wastes, another aim is to produce eco-friendly energy as heat and electricity. The waste-to-energy conversion can be applied via combustion, gasification, pyrolysis, anaerobic digestion etc. (Fazeli et al. 2016). Another promising method is producing solid recovered fuel (SRF). The household, industrial, commerce, forestry and agricultural solid wastes have a certain calorific value. Therefore, these wastes can be used in the Waste to Energy plants as waste fuel or solid recovered fuel (SRF). In basic, SRF can be explained as solid fuel prepared from sorted or mixed solid wastes such as municipality waste, commercial waste and production wastes. The properties of fuel such as moisture, heating value, particle size, chlorine and Hg content have important roles in the production of SRF (Sarc & Lorber 2013). These properties are defined according to waste characterization of Turkey cities in the statement. In the light of the new developments in waste regulations according to TR's adaptation period to EU, the opportunities on biodegradable waste management in Turkey have been evaluated with a case study, here. Izmir, which is the third highly populated city in TR,

hosts about 5 billion inhabitants and daily 4,500 tons of solid wastes are collected and disposed of. In the content of our work, the characteristics of Izmir Metropolitan Municipality Solid Waste and classification, production, properties and possible use of Solid Recovered Fuels (SRFs) produced from solid waste of Izmir-Turkey are investigated.

2 MATEARIAL AND METHOD

At the beginning of the project, solid wastes have been taken from three districts of each country; Mavisehir, Alaybey and Ornekkoy from Karsiyaka, Kizilay, Erzene and Naldoken from Bornova and Alsancak, Guzelyali and Basmane from Konak. The sampling locations can be seen on the Figure 1. After separation of recyclables, the remaining part (mostly biodegradables) of solid wastes was sieved from six different mesh size (10, 30, 50, 80, 100 and 120 mm). As a result, from 9 districts and 7 fractions 63 solid waste samples have been obtained. Various analyzes have been carried out to each of the particle size fractions. The parameters performed within the project are moisture (%w), calorific value (kcal/kg_{DM}), organic matter (%$_{DM}$), ash content (%),water soluble chlorine (%), total organic carbon (%$_{DM}$), total carbon (%w) and heavy metals contents.

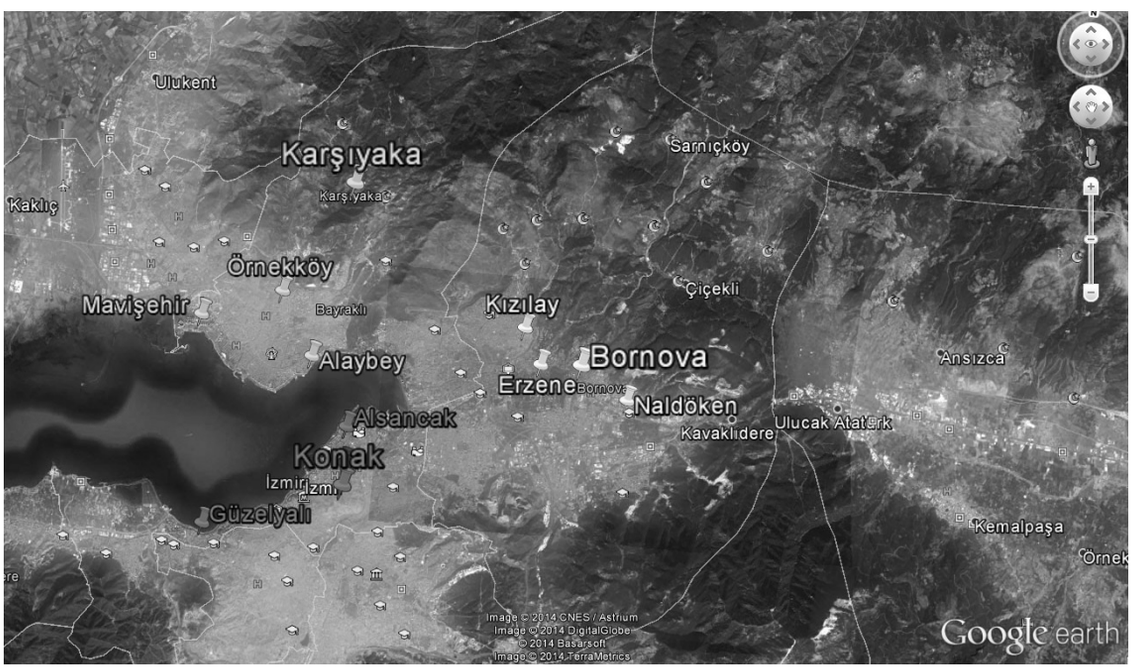


Fig. 1: The sampling locations.

In order to determine water content the drying was used, and then the calculations were carried out. The capsule was weighed then the sample was put into the capsule and again the capsule and the sample were weighed together. This process has been applied to each sample. After weighing, the samples were put into the drying oven with capsule at 105 °C for 24 hours. The sample with the capsule was weighed again. The calculations have been conducted as follow:

$$\text{Water content} = (A-B) / A * 100 \quad (1)$$

where:
A: weigh of sample with capsule at the beginning – weigh of capsule.
B: weigh of sample with capsule at the end – weigh of capsule.

The dried samples were incinerated in muffle furnace for finding organic content and ash content. The crucible was weighed before sample was put into it. Then they were weighed together. This process was applied to each sample. After weighing, samples were put into the muffle

furnace at 550 °C for 1 hour. At the end of the incineration, the crucibles were taken into desiccator to cool and have constant weight. After cooling, the samples were weighed again. The calculations of organic matter and ash content have been carried out as follow.

$$\text{Organic matter content} = (C- D)/C*100 = OM \quad (2)$$

where:
C: weigh of sample with crucible at the beginning-weigh of crucible.
D: weigh of sample with crucible at the end-weigh of crucible.

$$\text{Ash Content} = 100- OM \quad (3)$$

TOC analyzer has been used to find total carbon, total organic carbon and inorganic carbon. 0.1 mg dried sample is weighed as staying in the calibration interval and 3 runs are applied for one sample. The average value of 3 runs is taken as a result. Total carbon consists of both organic and inorganic carbon contents. In order to determine total organic carbon (TOC), firstly inorganic carbon has to be removed with phosphoric acid (1:1). Hence inorganic carbon is oxidized to CO_2. Phosphoric acid is applied to each sample drop by drop until the bubbling stops. Then the samples are placed in to an oven set at 40 °C for 24 hours. After 24 hours the samples are cooled and ready for analyzing. TOC is measured as TC in the same instrument (Bernard et al. n.d.).

Total inorganic carbon (TIC) is found by subtraction of TOC from TC.

$$TIC = TC – TOC \quad (4)$$

Then TOC values were used to calculate calorific value of the samples, because the calorific values of solid wastes mostly depend on organic carbon content of them. Tillman found that the carbon content has a significant effect on calorific value. Thus, he formed the correlation for calorific value of biomass and its elementary components, the formula which he derived is (Buckley & Domalski n.d.):

$$Q\ (Mj/kg) = 0.437C – 1.67 \quad (5)$$

Moreover, the some of the calorific values were checked with calorific value determination by oxygen bomb calorimeter.

Heavy metals were determined by ICP after the extraction was applied to transfer heavy metals into the solution. In this study, hot plate aqua regia digestion method will be used. Aqua regia is prepared as $HCl:HNO_3$=3:1,v/v. 0.5 g homogenized solid waste sample is taken to 250 ml glass beaker then 12 ml aqua regia is added. After that digestion occurs on a hotplate for 3 hours at 110 °C. After evaporation, the sample is diluted with 20 ml of 2 % (v/v with H_2O) nitric acid and taken to 100 ml volumetric flask. Then it is diluted to 100 ml with distilled water and filtered through 0.45 µm paper (Chen & Ma 2001). After extraction the sample solutions are ready. The solutions are read with ICP to determine concentrations of Pb, Cu, Zn, K, Na, As, Cd, Hg, Ni, Mn, Cr, Al, Ca and Ti.

Water soluble chlorine content was determined by titrimetric method. Firstly, eluate is prepared to transfer the chlorine through water. In the standard 10 g dry sample is mixed with 100 ml diluted water and the mixture is shaken for 24 hours. In the study, due to lack of sample 1 g dry sample was mixed with 30 ml diluted water and the mixtures were shaken for 24 hours at 170 rpm. After that 20 ml samples were taken to be titrated. In the procedure, 1 ml K_2CrO_4 solution is added 20 ml sample and then titrated with $AgNO_3$ solution until obtaining brick red. The consumption is recorded and the same procedure is applied to the diluted water. The calculation of the water soluble chlorine is done as follow:

$$mg/L\ Cl^- = ((A-B)*\ N*\ 35450)/X \quad (6)$$

where:
A: Consumption for sample.
B: Consumption for diluted water
X: Volume of sample.
N: Normality of $AgNO_3$ = 0.0141.

The results in mg/L were converted to % to compare the results with the statement and the literature.

3 RESULTS AND CONCLUSIONS

The average biodegradable part of the solid wastes sampled from the regions was 60.9 % as seen in the Figure 2 and the average moisture (in bulk and in fractions) was 62.6 %. The average organic matter was also found as 61.8 $\%_{DM}$. Moreover, the average ash content was 30.7 $\%_{DM}$.

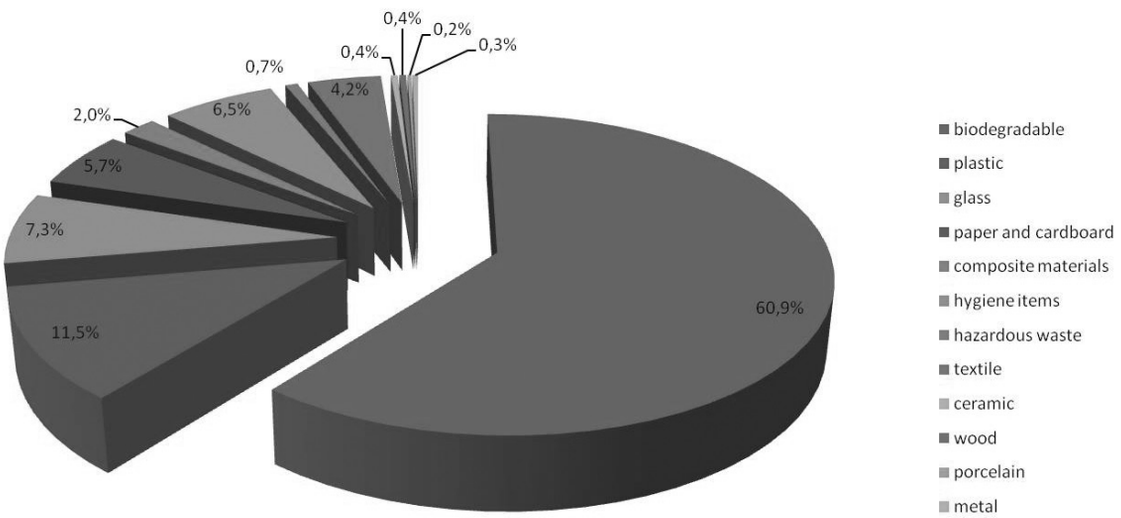


Fig. 2: Compositon of the Izmir solid waste.

The water content should be less than 35 % with regard to Statement about SRF of Turkey. Furthermore, the calorific value has to be more than 2,500 $kcal/kg_{DM}$ and the chlorine content should be less than 1 %.

According to the water content limit, the wastes samples in the study should be dried in order to decrease the water content less than 35 %. Bio-drying can be used to dry the waste samples in a cheap and efficient way.

The maximum total carbon value is observed in Guzelyali-2 as 47,277 %, while the minimum total carbon value is seen in Kizilay-fine as 12.198 %. The biggest total organic carbon value can be observed in Naldoken-3 as 43.744 %. The smallest total organic carbon value is in Kizilay-fine as 9.27 %. The maximum total inorganic carbon value can be observed in Ornekkoy-1 as 20.832, as the minimum total inorganic carbon value is seen in Basmane-6 as 0.621 %.

The maximum calorific value can be seen in Naldoken-3 as 4,169.625 $kcal/kg_{DM}$, while the mini-mum calorific value is observed in Ornekkoy-1 as 1,393.739 $kcal/kg_{DM}$.

The calorific values in bulk have been calculated as in the next figure.

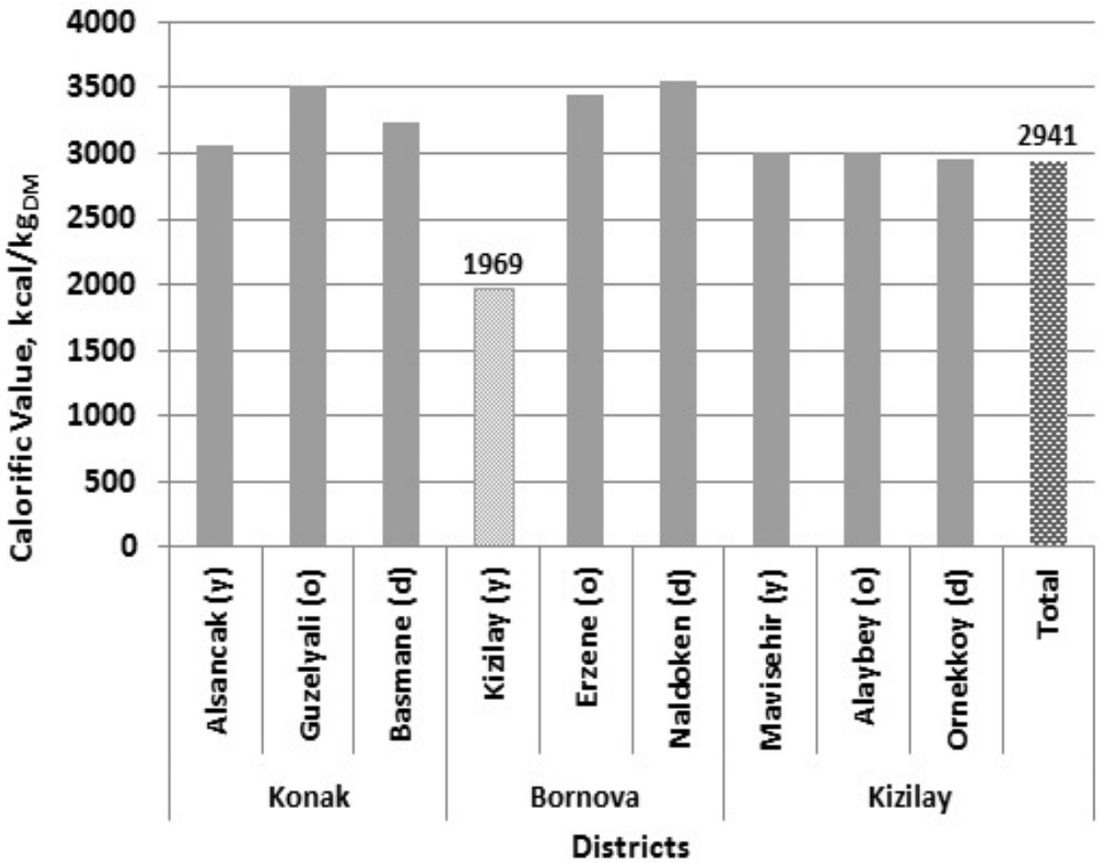


Fig. 3: Calorific values in bulk.

The average calorific value has the maximum value in Naldoken; on the contrary, the smallest one can be observed in Kizilay. The average calorific value of the wastes is 2,941 kcal/kg$_{DM}$ as seen in the Figure 3. This calorific value is appropriate with respect to the limit defined in the statement.

The heavy metal contents generally meet the standards of the Statement. Moreover, the results were found less than the values in the literature. The values of Cd, Cr, Cu, Ni, Pb and Zn were found below the limits in the Statement about SRF. The Mn values of Als-2 and M-1 were more than the limits of the European Union; however, the weight based averages of Alsancak and Mavisehir were less than the limit. Na contents of the samples were less than the limits in the literature. The titanium limit value is 2 ppm; however, no titanium was detected in the samples. The limit of As is given by the European Union and the results were below this limit. The biggest Hg value detected was 1873.4 ppm, when it is converted to µg/MJ, it was 0.131. This value is below the limit in the Statement about SRF which is 300 µg/MJ.

Exceptionally a few samples' chlorine contents are more than 1 % as defined in the statement; however, the general of the samples are proper with regard to chlorine content because the average chlorine content has been found as 0.86 %. As seen in the Figure 4, only chlorine content of Alaybey exceeds the limit value. Hence, the samples cannot cause corrosion in the clinkers.

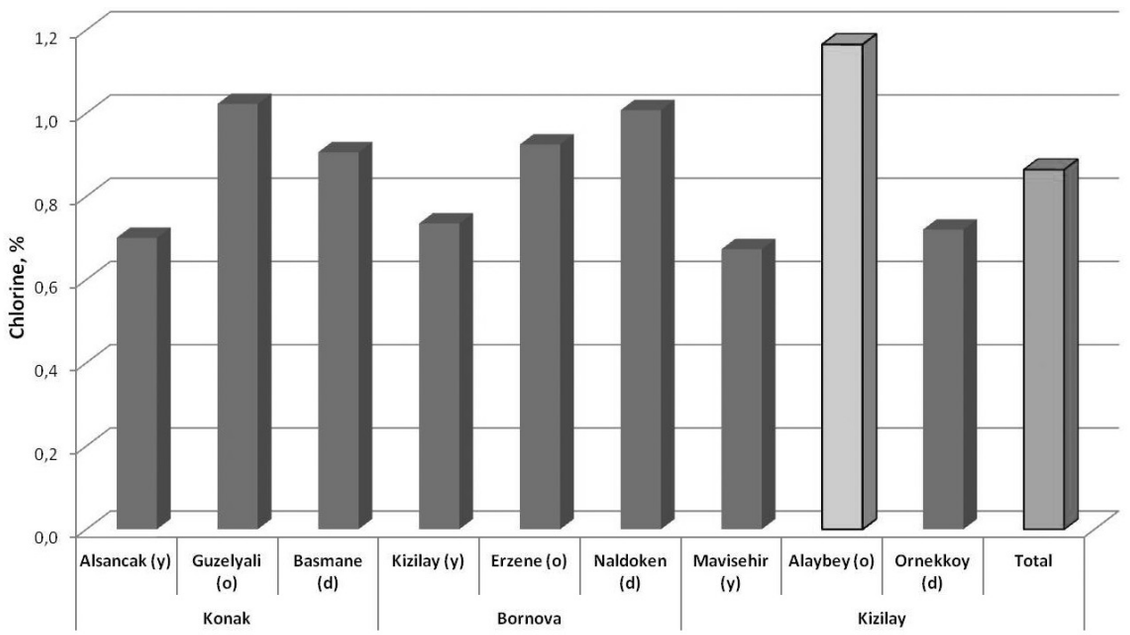


Fig. 4: Chlorine contents of samples and total.

The calorific values of solid wastes in Izmir are sufficient and other parameters are appropriate with respect to the literature and Statement about SRF of Turkey, however; the water content has an important role and the moisture values are very high. Hence the water content should be handled properly to obtain efficient performance from the SRF. Moreover, necessary adjustments for chlorine content should be carried out. Therefore, according to the initial findings, if necessary sorting and drying experiments are conducted, the biodegradable part of the solid waste in Izmir is suitable for SRF production. SRF produced in the study can be used as fuel in the pre-calciner of clinker process in the cement industry or in the fluidized bed incinerator.

REFERENCES

Bernard, B., Bernard, H. & Brooks, J. (n.d.) Determination of total carbon, total organic carbon and inorganic carbon in sediments. *Tdi-Brooks International*.

Buckley, T. & Domalski, E. (n.d.) Evaluation of data on higher heating values and elemental analysis for solid recovered fuels. *Rensselaer Hartford*, 78.

Chen, M. & Ma, L. (2001) Comprasion of three aqua regia digestion methods for twenty Florida soils. soil *Science society of america journal*, 65 (2), 491-499.

Fazeli, A., Bakhtvar, F., Jahanshaloo, L., Sidik, N.A. & Bayat, A.E. (2016) Malaysia's stand on municipal solid waste conversion to energy: a review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 58, 1007-1016.

Reza, B., Soltani, A., Ruparathna, R., Sadiq, R. & Hewage, K. (2013) Environmental and economic aspects of production and utilization of SRF as alternative fuel in cement plants: A case study of Metro Vancouver *Waste Management.*

Sarc, R. & Lorber, K.E. (2013) Production, quality and quality assurance of Refuse Derived Fuels (RDFs). In: *Waste Management 33* (2013). ISSN: 0956-053X.

Turan, N.G., Çoruh, S., Akdemir, A. & Ergun, O.N. (2008) Municipal solid waste management strategies in Turkey. *Waste Management,* 29 (1), 465-469.

Solid Recovered Fuel – Optimization of Plants in the Polish Economic Reality

A. Gradziński
BSPiR Energoprojekt Katowice S.A., Analysis and Development Department, Katowice, Poland

ABSTRACT: The article presents an economic analysis of the development of the waste management system and the district heating system from the point of view of Polish medium-sized towns. As part of this analysis, the article presents a comparison of the three strategies: "Minimalist strategy", "Low emission strategy" and "Sustainable strategy" in the context of a key elements of the overall strategy of the European Commission. The purpose of the analysis is selection of project that offer the most favorable ratio of costs incurred to the results, taking into account not only financial results but also the social aspects and impact of the project on the environment. For this reason the Cost Benefit Analysis (CBA) of the project was carried out. The final result is affected by financial, energy, supplies, social and environmental efficiency. Due to the complexity of the decision problem, for pre-selection of the most advantageous option, multi-criteria method of Analytic Hierarchy Process (AHP) was used. The purpose of this method is to enable a more efficient allocation of resources by demonstrating the superiority of the intervention over the other from the point of view of the overall benefits - including a number of criteria which could not be directly compared. The result of the conducted analysis is the choice of the integrated model of "Sustainable strategy" as the most effective both socially and financially.

1 INTRODUCTION

Waste management and district heating systems, especially in scope of smaller facilities, require a thorough modernization. In addition, the existing model of these systems, especially for small and medium-territorial units, is not able to meet new requirements of the EU policy in the field of resources and energy efficiency. It is therefore necessary to seek for the new model which quality will be closer to the requirements of the overall strategy of the European Commission, whose key elements includes the impact of the project on the social prosperity and the preservation of the principles of sustainable development. For this reason, the selection of projects that offer the most favorable ratio of costs incurred to the results, taking into account not only financial aspects but also social and environmental impacts is very important. That is why, during both - the creation of strategic documents, as well as planning a specific project, to analyze decision problems, it is necessary to use modern methods and tools, such as the Analytic Hierarchy Process (AHP) or the Cost Benefit Analysis (CBA). The purpose of AHP analysis is to enable a more efficient allocation of resources by demonstrating the superiority of the intervention over the other from the point of view of the overall benefits - including a number of criteria which could not be directly compared. Cost Benefit Analysis is an analytical tool used to assess the investment decision in order to determine its impact on social prosperity, as well as achieving the objectives of EU cohesion policy. What are the main problems identified in the existing model? There are already four incineration plants of mixed waste in Poland (Kraków, Bydgoszcz, Konin, Białystok). These installations are owned by entities other than the existing district heating suppliers. In smaller towns (Konin, Bydgoszcz) this situation resulted in a restriction of access to the local heat market, precluding a fully effective use of energy from waste (especially outside the heating season).

To prevent such problems in the future, it should be considered how to implement a model of integrated waste management and district heating system. The increasing requirements for material recovery result in the need to consider changes in scope of both the method of waste

processing (sorting, recycling) as well as residue management after processing. At present, the best method of recovery/disposing of this residual waste fraction is energy recovery. Taking into account technological progress in scope of waste processing flexible multi-fuel technology should be considered. The flexibility of the technology will enable the use at any time of any fuel, including residual waste, of which the material recovery at this stage is impossible or unprofitable. The integrated system should also include a waste processing optimization aimed at high quality materials recovery and separation of biodegradable fraction from other residual waste fraction.

2 DESCRIPTION OF THE NATIONAL CONTEXT

2.1 Demographic forecasts

Demographic forecasts predict a gradual decline in population. Poland found itself in such a moment of demographic growth that even an increase in the fertility rate to a level that guarantees a simple replacement of generations in the short term will not reverse this process. In 2050 Polish population will amount 33.95 million. Compared to the base year 2013, this means a reduction in population of 4.55 million, that is 12 % (Szałtys et al. 2014).

2.2 GDP forecasts

Polish GDP by 2030, taking into account purchasing power parity, will increase from 813 billion to 1,415 billion dollars. Later, our economy will grow more slowly. By 2050 Polish GDP will grow at an average rate of about 2.5 % annually (Hawksworth & Chan 2013).

2.3 Waste management

Waste management is divided into 90 Regions, under which the Municipal Waste Treatment Regional Installations have been created, whose structure is as follows (CSO 2015):

- 124 installations of mechanical - biological treatment,
- 4 mixed waste incineration plants,
- 170 composting plants and
- 394 landfills.

According to data from the Central Statistical Office (CSO), the estimated amount of municipal waste generated in 2014 in Poland was app. 12 mil. Mg, which is about 316 kg per capita. The mass of waste landfilling was app. 5.4 mil. Mg.

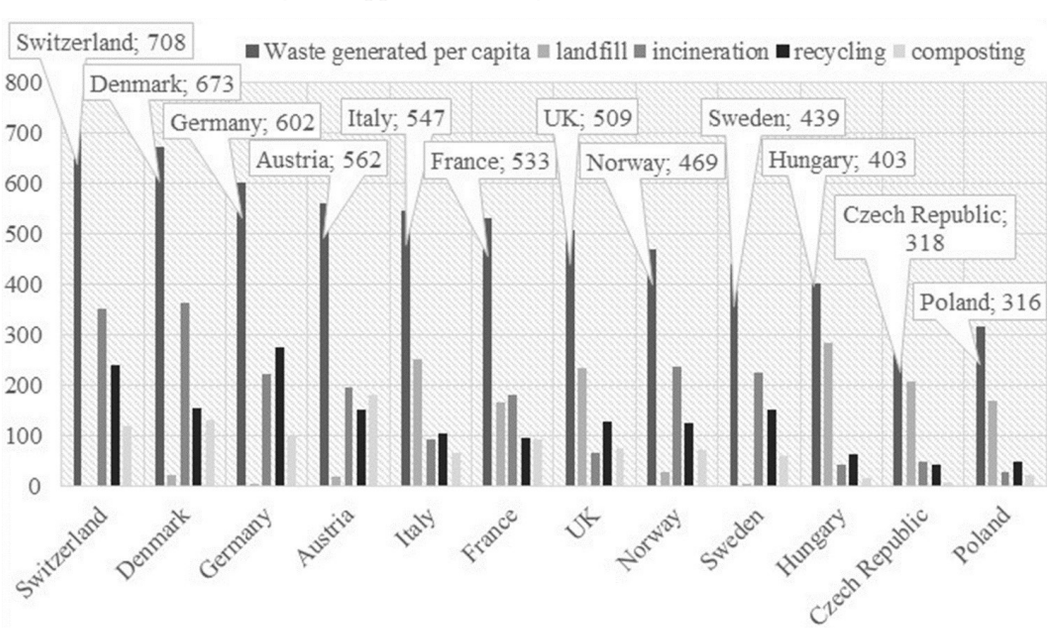


Fig. 1: Waste management [kg per capita] in selected European countries (data source: Eurostat).

2.4 Direct heating system

District heating sector in Poland is one of the most developed in Europe. In the last two years, the economic situation of Polish district heating companies were stable and their business profitable (Kamiński & Malik 2016). According to data from The Energy Regulatory Office (ERO):

- Gross production app. 300 thousand TJ,
- Installed thermal output app. 56.8 GW,
- The annual district heat sales turnover app. 3.8 billion EUR and
- the biggest customer is the municipal management (over 60 % of the heat produced).

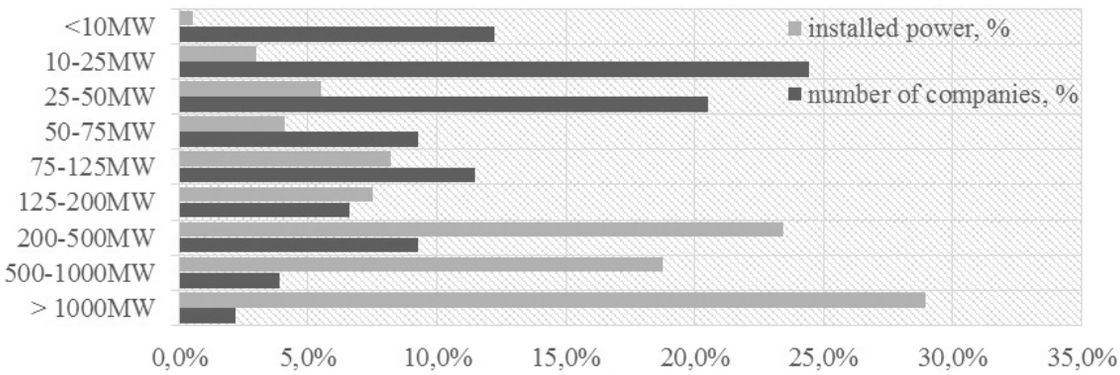


Fig. 2: Installed capacity of district heating companies by size of power sources (Kamiński & Malik 2016).

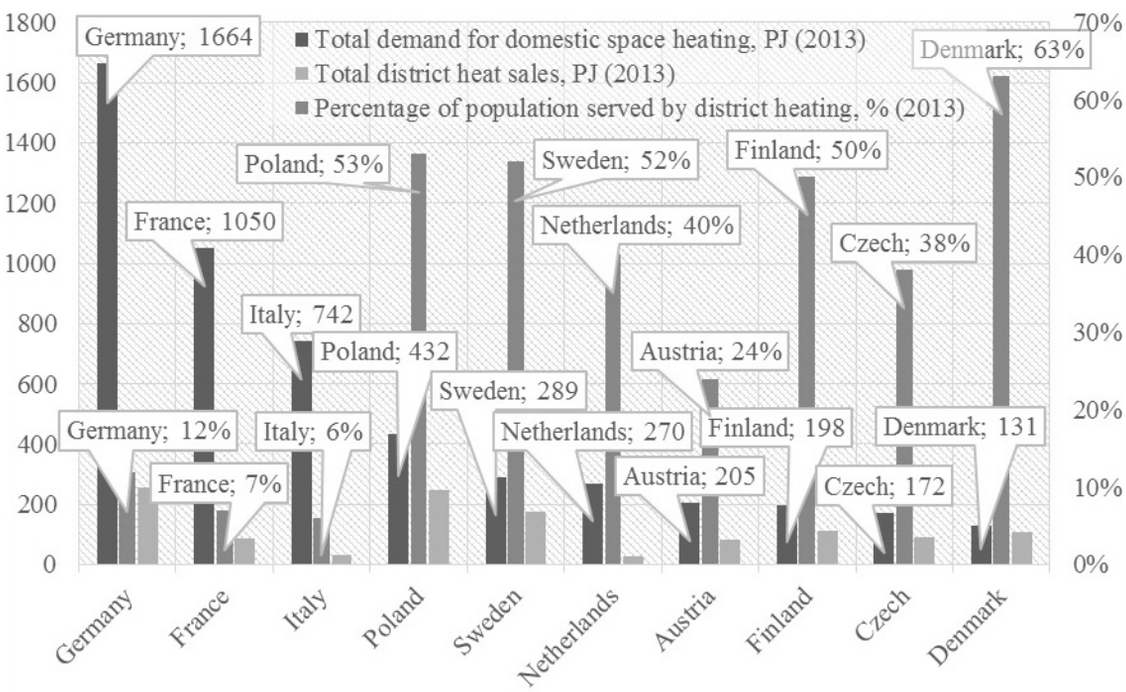


Fig. 3: Heat market in selected European countries (data source: Eurostat).

2.5 Definition of regional objectives

- The development of the modern sustainable waste management system integrated with the district heating system, which would replace the inefficient and unsustainable waste management system based largely on landfills that do not meet standards or approaching the end of its usability,
- increasing the level of recovery of high-quality materials (primary objective) and energy recovery from residual waste (secondary objective), in order to reduce the consumption of raw materials and fossil fuels,
- the reduction of the health risks associated with uncontrolled management and disposal of municipal and industrial waste and
- minimizing of greenhouse gas emissions, pollution of air, water and soil from existing waste facilities.

2.6 Project identification

The project is located in central Poland, around medium sized town.

Characteristics of waste management system:

- Region of waste management inhabited by app. 440 thousand inhabitants,
- waste generated app. 140,000 Mg.,
- waste collected app. 108,000 Mg, including selectively app. 16,000 Mg. and
- biodegradable waste app. 72,000 Mg.

Characteristics of the district heating system:

- The town inhabited by app. 58 thousand inhabitants,
- thermal power in summer app. 6.5 MW,
- thermal peak power app. 55 MW,
- the length of the heating season app. 5,000 h and
- annual sales of heat app. 500 TJ.

3 THE RESULTS OF MULTI-CRITERIA ANALYSIS

The aim of the analysis is to enable a more efficient allocation of resources by demonstrating the superiority of the intervention over the other in terms of overall benefits - including a number of criteria which could not be directly compared. The analysis is based on the following criteria:

Financial analysis (the result of financial analysis are NPV and IRR):

- investment cost (capital expenditure, cost of financing, etc.),
- operating cost (cost of fuel, maintenance, environmental fees) and
- revenues (sale of heat, electricity, secondary raw materials, waste collection fee).

Risk analysis:

- the uncertainty of electricity prices, an unclear situation of cogeneration and renewable energy support, the possibility of fuel prices increase, increasing of environmental fees,
- social analysis: (the result of economic analysis are ENPV and ERR),
- the creation of new jobs, impact on improving the health of residents, social cost of greenhouse gases emission, resource cost savings and local energy security,
- environment analysis and
- the fulfilment of national regulations, directives or BAT conclusions.

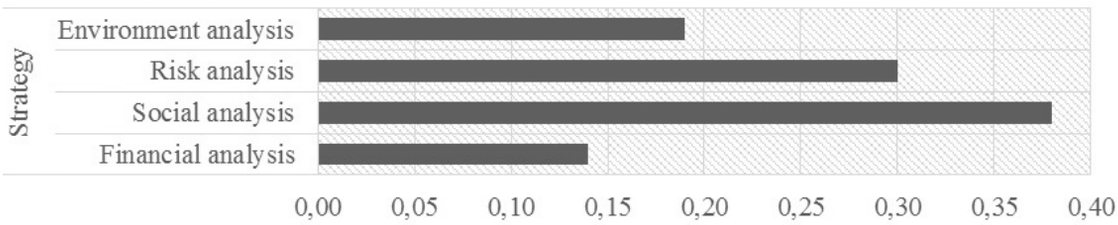


Fig. 4: Criteria ranking, (own work).

The analysis assesses the three strategies, the description of which is included below the figure. Of course, within each strategy, it is advisable carry out an analysis of different variants of technology and the selection of the optimal solution for each strategy.

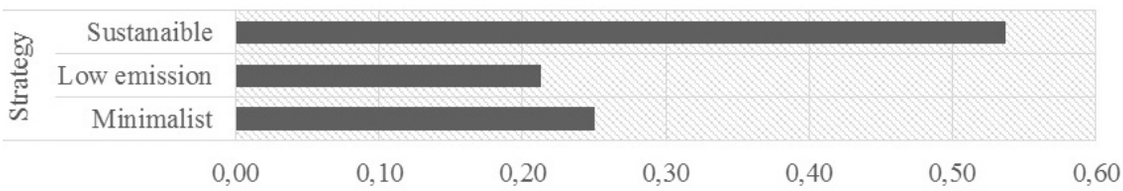


Fig. 5: Alternatives ranking, (own work).

3.1 Minimalist strategy (base scenario)

- Waste management: limiting the activities to the projects required because of the condition of facilities and changes in the law (e.g. in terms of environmental protection).
- District heating system: limiting the activities to the projects required because of the condition of facilities and changes in the law (e.g. in terms of environmental protection).

3.2 Low emission strategy (alternative scenario)

- Waste management: construction of a mixed waste incineration plant that will process app. 100,000 Mg waste per year, installation of thermal power app. 18MWth and electrical power app. 5 MWe.
- District heating system: construction of a CCGT plant of electrical power app. 60 MWe, and thermal power app. 38 MWth. To cover the higher heat capacity, gas-oil fired tube boiler is provided with a capacity of app. 18 MWth.

3.3 Sustanaible strategy

Integrated waste management and district heating system: technology of Mechanical and Thermal Treatment and Rrecovery of Materials which will process app. 100,000 Mg of mixed waste per year; CHP unit based on modular solution, with a multifuel (residual waste, biomass, RDF, coal, mules and flotation tailings) fired fluidized bed boiler (BFB ACZ type) with a gross power app. 40 MW (app. 11 MWe, 23 MWth). To cover the higher power requirement two oil-gas fired tube boilers are provided with a capacity of app. 18 MWth each.

3.4 Financial analysis

The results of the financial analysis for the variant selected in the multi-criteria analysis performed previously (excluding the CHP and RES support) are presented in the chart below:

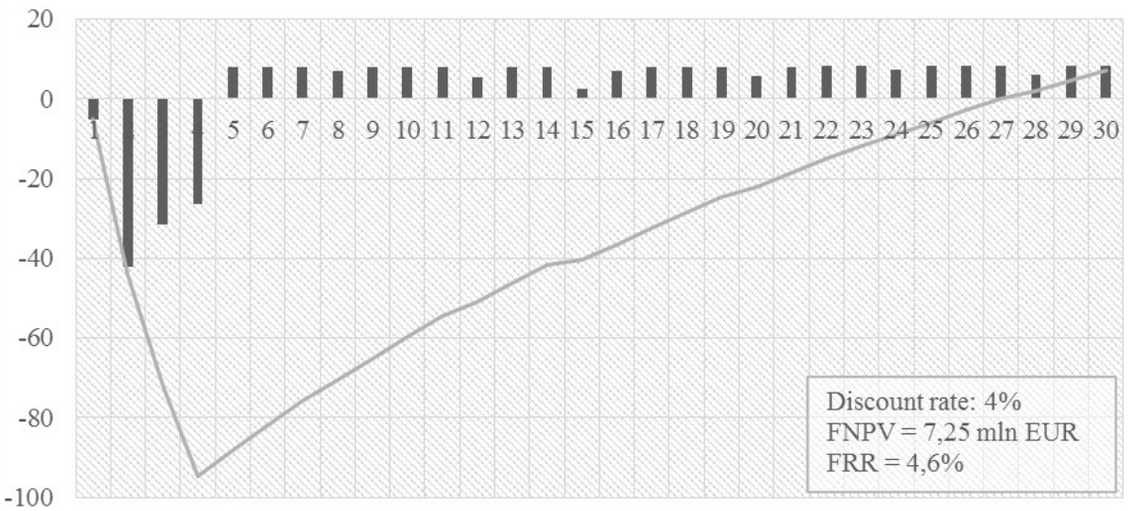


Fig. 6: Results of the financial analysis [thousand EUR], (own work).

3.5 Economic analysis

Economic analysis is used to determine the impact of the project on social prosperity. The financial costs of the project are used as a basis to estimate its economic costs. Next the resource cost savings and avoided externalities from GHG emissions are monetised.

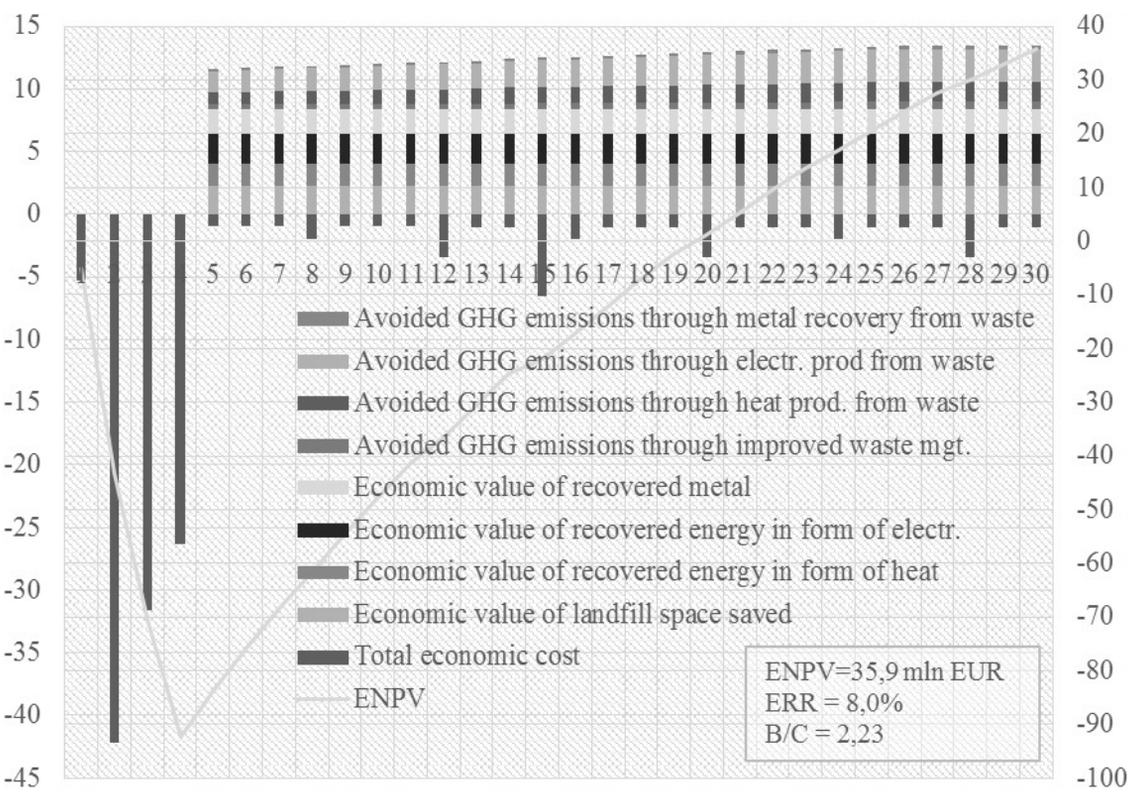


Fig. 7: Results of the economic analysis [thousand EUR], (own work).

3.6 Sensitivity analysis

Sensitivity analysis showed that the critical parameters are collected waste stream and CAPEX.

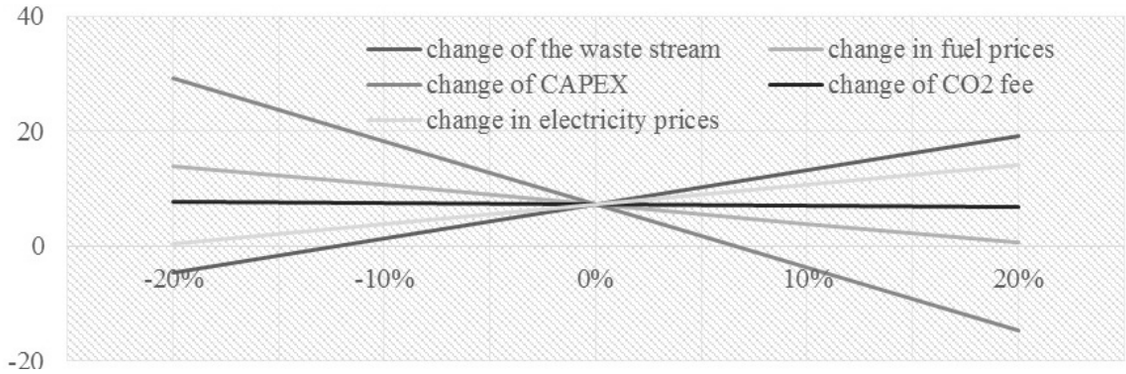


Fig. 8: Results of a sensitivity analysis of the financial viability of the project (own work).

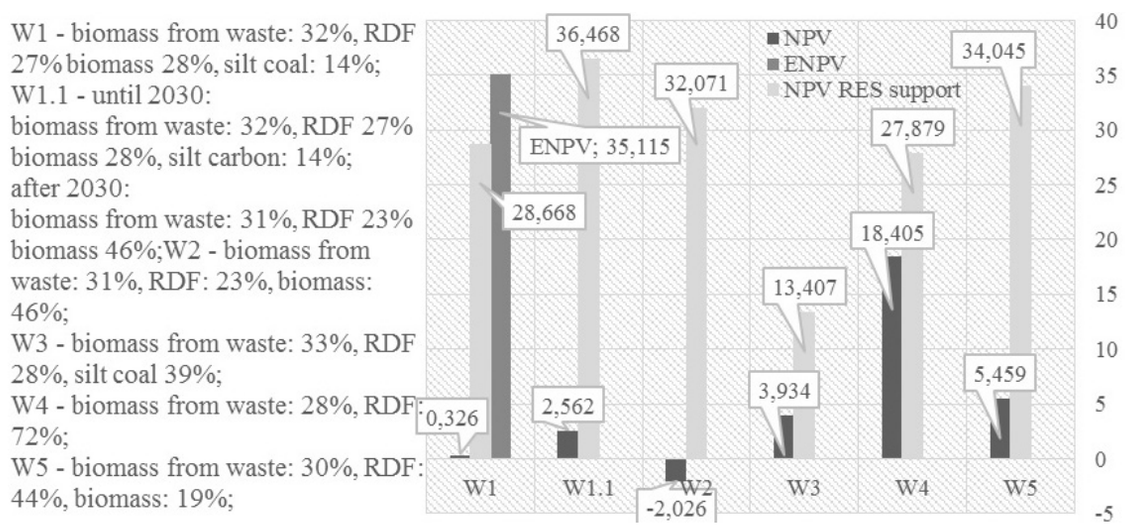


Fig. 9: Selection of the fuel mix taking into account charges for CO_2 emissions and support system for green energy (own work).

4 CONCLUSION

The use of modern analytical tools allowed the choice of an integrated strategy as the most effective in terms of social, environmental and financial criteria.

REFERENCES

Hawksworth, J. & Chan, D. (2013) Report: *World in 2050. The BRICs and beyond: prospects, challenges and opportunities.* PWC.

Kamiński, J. & Malik, A. (2016) An analysis of the Polish district heating sector: present situation and key issues for further development. *Science notebooks.* Economy Research Institute of Mineral and Energy. Polish Academy of Sciences. 92, 307-324.

Kubisz, Ł., Prusiewicz, R., Paech, K., Szypryt, A. & Jęśko, M. (2014) Final report: *The second stage of expertise.* AK NOVA.

Prusak, A & Stefanów, P. (2014) *AHP - analytical hierarchical process. Construction and analysis of decision-making models, step by step*. Warsaw, Poland: Wydawnictwo C.H.Beck.

Saaty, T.L. & Vargas, L.G. (2012) *Models, Methods, Concepts&Applications of the Analytic Hierarchy Process*. New York, USA: Springer.

Sartori, D., Catalano, G., Gerico, M., Pancotti, C., Sirtori, E., Vignetti, S. & Del Bo, C. (2014) *Guide to Cost-Benefit Analysis of Investment Projects.* European Commission Directorate-General for Regional and Urban policy.

Sorek, A., Borecki, M. & Ostrowska-Popielska, P. (2012) The selected plastic waste as a source of alternative fuels in the metallurgical industry. *Prace IMŻ* 4, 47-57.

Styś, T., Foks, R. & Moskwik, K. (2016) Report: *National Waste Management Plan 2030.* Warsaw, Poland: Instytut Sobieskiego.

Szałtys, D., Waligórska, M., Kostrzewska, Z., Potyra, M. & Rutkowska, L. (2014) Population projection 2014-2050. *Statistical analyses and studies.* Warsaw, Poland: Central Statistical Office.

Practices and Problems in MSW Management for Bio-Waste in Turkey

E.B. Özkaraova Güngör
Ondokuz Mayis University, Environmental Engineering Department, Samsun, Turkey

H. Sarptaş
Ege University, Solar Energy Institute, Izmir, Turkey

E. Erdin
Dokuz Eylül University, Izmir, Turkey

ABSTRACT: Although there has been some shortcomings in the implementation of "By-laws", that have been enforced for the transposition of EU directives, the numbers of waste treatment and disposal facilities have increased in Turkey. There are problems in running composting plants, as the demand for compost couldn't be raised in the past as a result of poor product quality and lack of public awareness. Energy recovery from bio-waste seems more promising, but more efforts were given to the extraction of biogas from sanitary landfills and MBT plants dealing with mixed MSW. The use/disposal of digestate obtained from biomethanisation plants used for mixed MSW needs to be investigated. The separate collection of bio-waste from household wastes in Turkey is quite difficult but its separation from commercial and industrial sources should be easier enabled. Public awareness on the recovery of bio-waste and utilization of compost needs to be created. Encouragement via tax incentives for commercial enterprises and industries should be increased. The potential to produce biogas and electricity from bio-waste definitely needs to be incorporated into integrated waste management plans of all the cities in Turkey.

1 INTRODUCTION

Regarding the integrated solid waste management in Turkey, tremendous efforts have been given to the transposition and implementation of related EU directives. The "By-law" on General Principles of Waste Management (05.07.2008), the "By-law" on Landfilling of Waste (26.03.2010) and many others have been enacted and the management of municipal solid wastes and other special and hazardous wastes has been improved (ETC/SCP 2013). The number of sanitary landfills has increased from 12 in 2002 to 68 in 2012 (TUIK 2016a, ETC/SCP 2013). According to the data provided to the EEA, the number of recycling and recovery facilities for different recyclable waste types has increased from 46 in 2003 to 956 in 2012 (ETC/SCP 2013). The Turkish Statistical Institute (TUIK 2016a) reported two waste incineration plants and five composting plants by 2010 and other reports mention the construction of mechanical, biological treatment (MBT) facilities.

Turkey (TR), with its approximately 78 million population, produces roughly 28 million tonnes municipal solid wastes per year (TUIK 2016b). Even though the number of sanitary landfills has increased, only 63.6 % of this waste are disposed off in a sanitary landfill by about 35.5 % are just dumped at a municipal dumping site (TUIK 2016a). Such, the municipal solid wastes treated in MBT facilities is less than 1 %. Recycling and recovery facilities generally receive separately collected industrial and commercial solid wastes. Household wastes are still mixed whencollected and separation of packaging materials at source is only done voluntarily as it is for the organic fraction. The total capacity of composting plants is 556,000 tonnes/year but only 216,000 tonnes of solid wastes are processed to yield 38,000 tonnes useable compost in 2010 (TUIK 2016a). This paper mainly emphasises the problems related to bio-waste recycling and recovery practices in municipal solid waste management in Turkey.

2 COMPOSITION AND PROPERTIES OF MUNICIPAL SOLID WASTES

Waste composition and properties are the main factors to consider in the decision making process of solid waste treatment strategies. The composition of MSW is known to be influenced by culture, economic development, geography and lifestyle, demography, climate and season, waste collection method, legislation and policy, etc. Low-income countries generally represent higher organic waste percentages, whereas high-income countries generate higher recyclable inorganic materials (e.g. paper, plastic, glass, aluminum) (Hoornweg & Bhada-Tata 2012). Therefore, not only a variation in the composition of MSW between and within countries but also in specific properties is expected. For example, the lower heating value (LHV) was reported to differ across Europe from 5.1 to 11.6 MJ/kg_{OS} for household waste (FhG-IBP 2014).

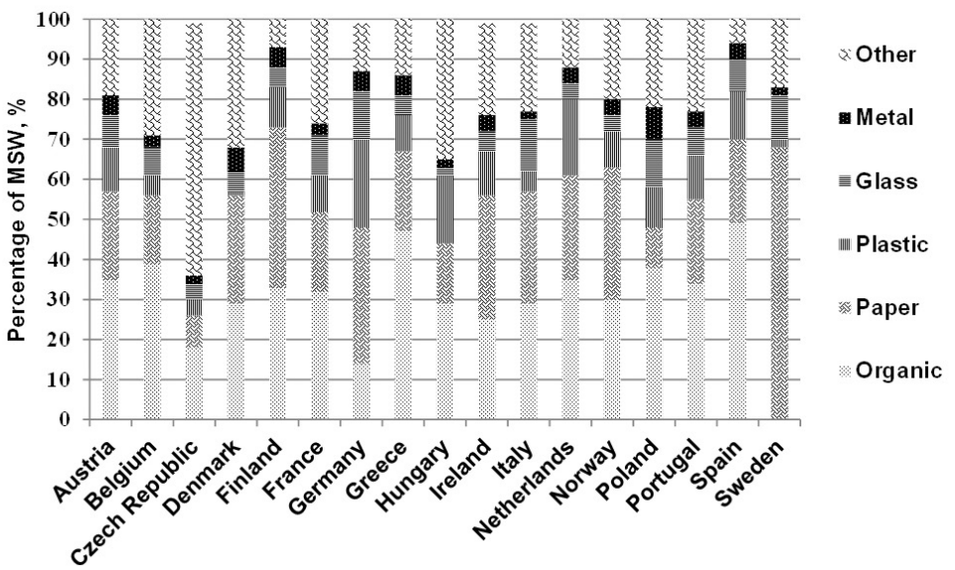


Fig. 1: MSW composition by country (Hoornweg & Bhada-Tata 2012).

According to a report for the World Bank, the waste composition in lower middle and upper middle income countries are expected to be 59 % and 54 % organic, 12 % and 11 % plastic, 9 % and 14 % paper, 3 % and 5 % glass, 2 % and 3 % metal and 15 % and 13 % other constituents, respectively (Hoornweg & Bhada-Tata 2012). These values represents the general composition of some regions of Turkey too, however, composition studies within Turkey and even districts of larger cities represent variations in composition (Figure 2 and 3). Additionally, most studies showed that the organic fraction of MSW is not exceeding 50 % for most cities in Turkey.

	Kirikkale			S. Urfa			Alanya			Antalya	Istanbul
	summer	winter	average	summer	winter	average	summer	winter	average	average	average
Food Residues	19.9	40.0	30	45.5	43.0	44.3	34.0	30.0	32.0	36.1	29.6
Park /Garden Residues	9.2	5.9	7.6	1.3	0.4	0.8	0.0	0.0	0.0	5.3	5.7
Paper & Cardboard	16.2	6.5	11.4	4.0	3.3	3.8	15.4	13.3	14.5	7.6	13.8
Plastic	6.2	8.0	7.1	1.1	7.4	4.2	2.4	11.5	7.0	2.1	3.4
Glass	15.1	3.9	9.5	1.4	1.6	1.5	5.8	6.5	6.1	3.8	6.1
Metal	1.3	1.0	1.1	3.9	1.7	2.8	1.1	1.2	1.2	1.9	1.4
Combustibles (textile, diapers, etc.)	21.0	10.5	15.7	20.1	16.4	18.2	19.4	12.7	16.1	18.9	20.0
Non-Combustibles (stone, rock, etc.)	11.1	24.1	17.6	22.8	26.3	24.5	21.9	18.4	20.1	24.3	20.0

Fig. 2: MSW composition of some cities for 2006 (Öztürk 2010).

	Fatih	Eminönü	Sarıyer	Gazi Osman Paşa	Beylikdüzü
Organics	36.0	42.0	53.0	47.0	41.3
Paper & Cardboard	7.7	18.5	15.3	10.4	10.6
Plastics (PET, bags, etc)	22.0	16.9	14.6	18.9	23.9
Glass	4.2	6.0	9.4	5.4	5.5
Metals (aluminum, iron)	1.7	1.7	1.0	0.2	2.4
Textile	18.7	7.1	0.8	8.5	4.9
Other	9.7	7.8	5.9	9.6	11.4

Fig. 3: MSW composition in the districts of Istanbul for 2005 (Kanat 2010).

3 GLOBAL MSW MANAGEMENT AND WITHIN THE EU

Solid waste generation and management strongly depend on the economic situation and structure of countries; thus treatment also varies significantly from region to region and from country to country. Region specific differences in municipal solid waste disposal can be seen in Figure 4. Europe represents a better distribution among the MSW disposal options with higher percentages in incineration and recycling and lower percentages in landfilling.

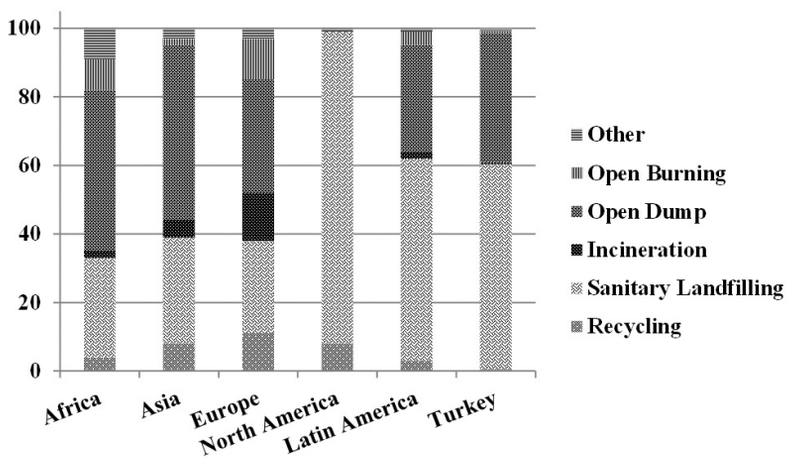


Fig. 4: MSW disposal by region (Gupta 2012).

3.1 Trends in MSW Management Within the EU

With a closer look at the data related to the disposal methods applied within the EU member states, it can be recognised that countries in North-Western and Central Europe represent higher percentages in advanced treatment and disposal methods than those in the Eastern parts of Europe (Hoornweg & Bhada-Tata 2012). Trends about the municipal waste landfilled, incinerated, recycled and composted in the EU-27 between 2004 and 2014 presented by EuroStat reflect a decrease of 44 % in landfilling and increases of 44 %, 35 % and 36 % in incineration, recycling and composting, respectively (EEA 2013). Despite the fact that European countries are climbing up the waste hierarchy for MSW management, it also illustrates that more than half of the countries still landfill more than 50 % of their MSW (EEA 2013). The reason of this is that so far there is no legally binding EU limit on landfilling MSW. The Landfill Directive (EU 1999) only requires a stepwise reduction of biodegradable MSW. The EU countries were obliged to reduce the amount of their waste generated in 1995 to 75 % by 2006, to 50 % by 2009 and 35 % by 2016 (EEA 2013). However, bio-waste recycling performance was much lower than material recycling rates and some countries got intoa derogation period. Reasons were stated to be (1) the absence of an EU-wide obligation to recycle bio-waste, (2) the absence of common EU quality standards or end-of-waste criteria for generated compost/digestate, (3) the fact that material and bio-waste recycling potential depends on their respective share in total municipal waste (EEA 2013). However, the need to increase the performance of bio-waste recycling has led to the evaluation of possible improvement pathways. Thus, the assessment regarding the feasibility of setting

bio-waste recycling targets in EU and the options to improve the management of bio-waste in the EU has been accomplished (European Commission DG ENV 2011, ARCADIS/Eunomia 2010). Additionally, there has been technical proposals regarding the end-of-waste criteria for biodegradable wastes subjected to biological treatment (i.e. compost & digestate) (Saveyn & Eder 2014).

3.2 Bio-waste Recycling Within the EU

Bio-waste is generally regarded as biodegradable wastes originating from parks, kitchens of households and restaurants and other food processing plants. It actually does not include forestry or agricultural residues, manure, sewage sludge or other biodegradable wastes like paper, processed wood (EC 2008). Treatment methods to divert bio-waste away from landfills as required by the Landfill Directive are generally done by recycling and/or recovery, using composting and anaerobic digestion processes. In this way, the cellulose fibre can be reused, the nutrients and/or the energy recovered.

The management and treatment of bio-waste within EU is different from country to country. As some countries incinerate it as a fraction of MSW and only compost green and park wastes, others also anaerobically digest separately collected bio-wastes. Separate collection of bio-waste is not accomplished in all countries, but composting of mixed waste is also applied as a treatment option (European Commission DG ENV 2011).

4 BIO-WASTE RECYCLING AND RELATED PROBLEMS IN TURKEY

4.1 Bio-waste Recycling in Turkey

As landfilling is regardless the final disposal method after solid waste recycling and recovery activities, Turkey's priority need was to invest in sanitary landfilling. Despite the increase in the number of sanitary landfills, Turkey's size and differences in geological features requires further constructions of sanitary landfills. Generally, most recently constructed or planned sanitary landfills are a part of the integrated MSW management system that also include MBT at selected sites (e.g. Adana, Afyonkarahisar, Istanbul- Odayeri and Kömürcüoda, Gaziantep, Samsun, Izmir, etc.). These sites receive mixed MSW from which packaging waste is separated and disposed carefully to lots with a biogas collection system. Facilities for electricity production from methane (i.e. gas combustion engines) are not only present at sanitary landfills, but also at abandoned or still operating dumping sites that have received high amounts of mixed MSW in the past (e.g. Ankara-Mamak, Istanbul-Hasdal, Bursa etc.). Organic wastes that have been collected separately from enterprises and industries (e.g. sugar refineries from Burdur, Eskişehir, Erzurum, Kayseri etc.) and main vegetable-fruit markets, market places, etc. are already anaerobically treated in biomethanisation plants (e.g. Kocaeli Greater Municipality). Other plants are planned by the municipalities of Istanbul and Sakarya to use separately collected organic wastes for biogas generation (Yıldız et al. 2009a). Some other municipalities (e.g. Ankara, Adana, Izmir etc.) are planning to use a fraction of treated mixed waste to initially generate biogas derived electricity followed by aerobic compost production (Sayın & Erdoğan 2011).

Regarding compost plants, there have been eight plants operating in Istanbul, Antalya-Kemer, Denizli, Aydın-Kuşadası, Çanakkale, Amasya, Kütahya, Izmir-Menemen (TUIKa 2016, Erdoğan 2012); however, some plants faced problems and are therefore not operating. Former plants (e.g. Izmir-Uzundere, Giresun, Manisa-Alaşehir/Akhisar/Turgutlu, Mersin, Marmaris, constructed in the 1980s' have been closed down earlier (Erdin 2016). The Istanbul Kemer-burgaz composting plant is the biggest plant with a total capacity of 1000 tonnes per day. Yıldız et al. (2009b) reported that about 700 tonnes per day mixed MSW collected from districts of Istanbul with vegetable and fruit markets are accepted to the plant and about 400 tonnes per day are processed. The only facility treating bio-waste generated within hotels in the Antalya region is located in Kemer.

4.2 Problems Related to Bio-waste Treatment in Turkey

Solid waste management in large countries with high populated cities has always been a challenging task. Lack of budgets for the construction of mechanical and biological treatment facilities (MBT-plants) and sanitary landfills causes delays in the establishment of an integrated waste management system, including hazardous, infectious and other special wastes. Main problems are related to separate collection and transport of wastes and lack of infrastructure for their treatments.

Problems related to bio-waste treatment are not much different. Separate collection of the organic fraction from household waste like done in Germany does not seem possible, due to collection and transfer costs missing logistics and the variable waste composition of household wastes. The quality of compost produced from mixed waste does not create a reasonable market and the lack of demand for compost caused a shutdown of most composting plants in the past. Plants currently not actively or efficiently used can be improved to yield better compost quality or could be converted for the treatment of bio-wastes.

However, the separation of organic wastes in commercial and related industries like food industry, fish industry, tanneries, dairies, oil mills, breweries etc. could be accomplished. Industries producing higher amounts of organic wastes should either be forced and/or encouraged with tax incentives to either recover energy on-site or transport their waste to other anaerobic treatment plants. There are already some industries with small biomethanisation plants with energy production. However, operational parameters should be adjusted to yield a digestate and/compost quality as required by the national notifications on Compost (Official Gazette # 29286, 05.02.2015) and on Mechanical Separation, Biodrying and Biomethanisation Plants and the Management of Digestates (Official Gazette # 29498, 10.10.2015). High quality compost and digestate would increase demands for fertilizers and soil conditioners.

A strategy for the number and locations of necessary anaerobic biomethanisation and accompanied aerobic composting plants within the country and larger cities needs to be developed. For this purpose, main organic waste streams and generation rates needs to be investigated. A market for the higher quality compost and digestate has to be developed and promoted. For this purpose, awareness on the advantages of high quality digestate and compost usage needs to be raised.

5 CONCLUSSION

The strategic goal of the EU, to turn into a resource efficient “Recycling Society” raised the concern on increasing the recovery of waste by means of recycling, reuse or reclamation or any other process with the view of extracting secondary materials. Bio-waste is another waste stream that needs to be diverted away from the landfills. Reports reflect that the separate collection and treatment of bio-waste is still a challenging task in EU member states, as it is for Turkey. Separate collection of the organic fraction of household wastes seems to be difficult in Turky, but the separation of bio-waste from commercial and industrial sources for biomethanisation plants accompanied with composting plants is promising. Such plants are already in use in sugar refineries and livestock farms. Tax incentives could be used as encouragement for industries with high organic waste generation. The potential to produce biogas and electricity from bio-waste definitely needs to be incorporated into national integrated waste management plans.

REFERENCES

ARCADIS/Eunomia (2010) *The Assessment of the Options to Improve the Management of Bio-Waste in the European Union,* Final Report. ARCADIS Project Number - 11/004759, http://ec.europa.eu/environment/waste/compost/pdf/ia_biowaste%20-%20final%20report.pdf (last accessed in July 2016).

EC, Commission of the European Communities (2008) *Green Paper on the Management of Bio-waste in the European Union.* COM(2008) 811 final, Brussels.

EEA (2013) *Managing Municipal Solid Waste-A Review of Achievements in 32 European Countries.* Publications Office of the European Union, ISSN 1725-9177.

Erdin, E. (2016) *Compost production in Turkey.* http://web.deu.edu.tr/erdin/pubs/tr_kompost_uretimi.pdf (in Turkish).

Erdoğan, D. (2012) *The role of municipalities in practice.* International Recycling, Environmental Technologies and Waste Management Trade Fair 2012, http://www.rewistanbul.com/files/sunumlar/2012 /Demet_Erdogan2.pdf (in Turkish).

ETC/SCP (2013) *Municipal Waste Management in Turkey,* European Environment Agency.

European Commission DG ENV (2011) *Final Report of Assessment of Feasibility of Setting Bio-Waste recycling Targets in EU, Including Subsidiarity Aspects*. ENV.G.4/FRA/2008/0112, http://ec.europa.eu/environment/waste/compost/pdf/Biowaste_recycling_targets_final_final.pdf.

FhG-IBP (Frauenhofer-Gesellschaft zur Förderung der angewandten Forschung e.V.) (2014) *Waste 2 Go D2.2*. Waste Profiling, http://www.waste2go.eu/download/1/D2.2_Waste%20profiling.pdf, (last accessed in July 2016).

Gupta, S.K. (2012) Integrating the Informal Sector for Improved Waste Management. Private Sector Development, *Proparco's Magazine* 15, 12-17.

Hoornweg, D. & Bhada-Tata, P. (2012) *What a Waste: A Global Review of Solid Waste Management.* World Bank, Urban Development Series Knowledge Series, Washington, USA.

Kanat, G. (2010) Municipal solid waste management in Istanbul, *Waste Management* 30, 1737-1745.

Öztürk, I. (2010) *Solid Waste Management and EU Compatible Applications.* ISTAÇ A.Ş. Teknik Kitaplar Serisi 2, Istanbul, ISBN 978-605-5592-80-6 (in Turkish).

Saveyn, H. & Eder, P. (2014) *End-of-Waste Criteria for Biodegradable Waste Subjected to Biological treatment* (Compost & Digestate): Technical Proposals. European Commission JRC Scientific and Policy Reports, ISBN 978-92-79-35062-7.

Sayın, U. & Erdoğan, D. (2011) *Biomethanisation technology in waste management.* In: 23rd International Energy & Environment Fair & Conference, Istanbul, Turkey, http://www.biyogazder.org/makaleler/mak05.pdf.

TUIK, Turkish Statistical Institute (2016a) *Amount of Municipal Waste by Disposal Methods 1994-2014.* www.tuik.gov.tr (last accessed in July 2016).

TUIK, Turkish Statistical Institute (2016b) *Municipal Waste Indicators 1994-2014.* www.tuik.gov.tr (last accessed in July 2016).

Yıldız, Ş., Ölmez, E. & Kiriş, A. (2009b) *Composting technologies and practices in Istanbul.* TÜRKAY2009,Istanbul,http://istac.com.tr/contents/44/cevre-makaleleri_130838597679920659.pdf(in Turkish).

Yıldız, Ş., Saltabaş, F., Balahorli, V., Sezer, K. & Yağmur, K. (2009a) *Biogas Production from organic waste: Istanbul biomethanisation Project.* TÜRKAY 2009, Istanbul, http://istac.com.tr/contents/44/cevre-makaleleri_130833527436070131.pdf (in Turkish).

Current Practices and Future Management Options of Medical Waste Management in Turkey

H. Sarptaş & B. Dindar
Ege University, Institute of Solar Energy, Bornova/İzmir, Turkey

B. Sakız
İzmir Greater Municipality, Solid Waste Management Division, İzmir, Turkey

E. Erdin
Dokuz Eylül University, Environmental Engineering Department, Izmir, Turkey

ABSTRACT: Infectious and hazardous nature of medical waste can cause undesirable effects on humans and the environment. So, effective management (transfer, transport, treatment and disposal) of medical waste is the key component of an integrated solid waste management system. The need for proper medical waste management has been a crucial issue in many developing countries as Turkey. It is mainly caused by the lack of appropriate legislation and effective control; financial limitations and lack of awareness. In Turkey, the regulation on medical waste management was updated in 2005 (i.e. Medical Waste Control Regulation) in accordance with the European Union (EU) waste directives. But some of the infectious waste is disposed of with the municipal solid waste into the sanitary landfill because of improper segregation practices applied in the health-care institutions. Existing practices on medical waste management still falls behind meeting the requirements of current waste treatment technologies. This study aims to analyze the present status of medical waste management in Turkey in terms of waste generation, effectiveness on waste segregation, treatment and disposal. Alternative treatment and disposal technologies (including incineration, microwave irradiation, mobile or stationary sterilization) of medical waste were evaluated. This study also aims to identify the best possible medical waste management options for Turkey by considering economic, social, environmental, and technical aspects.

1 INTRODUCTION

Medical wastes constitute a larger portion of infectious wastes that are potentially dangerous since they contain pathogenic agents. While sustainable management of municipal solid waste, wastewater sludge and construction and demolition waste gain significant attention, medical waste has not attracted the same level of attention as other types of wastes, especially in developing countries. Therefore, medical waste management is still a critical issue in many countries due to its potential environmental hazards and public health risks. While typically 75 to 90 % of the medical waste represents nonhazardous characteristics, similar to municipal waste, the remaining 10 to 25 % of the waste is hazardous waste that poses a risk to human health and the environment due to its pathogenic, chemical, explosive or radioactive nature and therefore requires special treatment. Furthermore, improper disposal of medical waste can have a detrimental effect on the environment and the improper treatment of healthcare waste in poorly designed and/or inadequately controlled incinerators causes the generation of a significant quantity of hazardous pollutants, such as dioxins and furans, etc. The management of the medical waste is an emerging issue that is magnified by a lack of training, awareness, and financial resources to support solutions. Public concern has been aroused about the generation, storage, treatment, transportation and disposal of medical wastes. So, effective management (transfer, transport, treatment and disposal) of medical waste is the key component of an integrated solid waste management system, today.

The control of the medical waste stream is also one of the most significant environmental problems in Turkey that should be solved. Thus, this study aims to examine the medical waste management situation in Turkey and as a case area in İzmir, which is one of the biggest metropolitan cities of Turkey.

2 TURKISH LEGISLATION ON MEDICAL WASTE MANAGEMENT

In 1991, the Ministry of Environment in Turkey published the Environmental Law 2872 as the first stage in order to improve the environmental situation of the country. Solid Waste Control Regulation was published in the same year. The Regulation presents an integrated approach on solid waste management including criteria on the collection, transportation and final disposal of the solid wastes. While waste minimization and recycling were covered within the Regulation, the management of medical (health-care) as well as hazardous waste was not included (Alagöz et al. 2006).

The Medical Waste Control Regulation, which came into operation on 20 May 1993, address the legal arrangement about medical waste in Turkey. According to this regulation, all type of biological and non-biological wastes produced in health-care establishments are called hospital waste. The term of medical waste, in this regulation, refers to pathological and non-pathological, infectious, chemical and pharmaceutical wastes and sharp wastes including glass, which may be broken, that is generated from services. The other term, municipal waste, also refers to non-infectious, food, garden, office, packing wastes and glasses (Uysal & Tinmaz 2004).

A revised regulation, issued on 22 July 2005 (Official Gazette No. 25883), considered sterilization as a possible alternative for medical waste handling and introduced producer responsibility for the financing of medical waste handling. According to the revised regulation, the wastes generated at health institutions are classified into four main groups: (i) municipal waste, (ii) healthcare waste, (iii) hazardous waste and (iv) radioactive waste. Healthcare waste is further divided into infectious waste, pathological waste, and sharps, whereas hazardous waste includes pressurized containers waste, waste containing heavy metals, pharmaceutical waste, genotoxic (cytotoxic and cytostatic) waste, and hazardous healthcare chemicals (Turkey Ministry of Environment and Forestry (TMEF) 2005), (Birpinar et al. 2009), (Ciplak & Barton 2012), (Ciplak & Kaskun 2015). The details of medical waste classification in the regulation is given in Tab. 1.

Tab. 1: Classification of wastes generated by healthcare services (TMEF 2005).

Waste type	Subgroup	Definition
Municipal	General	Wastes that generate from offices, warehouse, kitchen, etc.
	Packaging	Recyclable materials such as paper, cardboard, plastics, glass, metals, etc. that generate from offices
Medical	Infectious	Microbiological laboratory wastes; blood, blood products and objects that are contaminated with them; used surgical operating clothes; dialysis wastes; quarantine wastes; air filters that contain bacterium and viruses; infectious organ pieces, blood and anything contaminated with these materials
	Pathological	Tissues, organs, placenta, blood, etc., and wastes produced from surgical operations
	Sharp objects	Needles, syringes, broken glass, blades, and other items that could cause a cut or puncture
Hazardous		Hazardous chemicals, cytotoxic and cytotoxic medicine, amalgam wastes, gynotoxic and cytotoxic wastes, pharmaceutics wastes, heavy metal containing wastes, pressurized vessels
Radioactive		Collected and removed according to Turkish Atomic Energy Council Act

Currently, there is an increasing pressure on local governments to develop a sustainable approach for healthcare waste management; partly to integrate with strategies aimed at pursuing a sustainable society, but also to align Turkish practice to European Union requirements (Ciplak 2015).

According to the regulation, healthcare institutions are under a duty of care for internal collection and storage of their waste materials temporarily on their site. Local municipalities – or district municipalities in metropolitan cities – are legally responsible for collection, transport and disposal of these wastes. As reported by (Ciplak & Barton 2012), in İstanbul, all local district municipalities are subordinate to the İstanbul Metropolitan Municipality. In practice, collection

and disposal of healthcare waste is conducted by İstanbul Environmental Management Company (ISTAC), an affiliated company of the Istanbul Metropolitan Municipality; and the district municipalities are responsible for supervising this service. At the top of the hierarchy the Ministry of Environment and Urbanization carries out inspection of the whole service to make sure that healthcare wastes are managed appropriately as stipulated in the current regulation.

According to the regulation, the healthcare institutions must employ a four-container system: municipal solid wastes must be collected in black plastic bags, while the recyclable materials are to be collected in blue bags. In addition, pathological medical wastes, non-pathological, and infectious wastes must be collected in red bags with a minimum thickness of 100 µm and a capacity of 10 kg. As for sharp objects, they are to be collected in yellow plastic containers. Moreover, hazardous chemicals, pharmaceutical wastes, and heavy metal containing wastes are to be removed according to the Hazardous Waste Management Regulation. Radioactive wastes are also to be removed according to the Turkey Atomic Energy Council Act (TMEF 2005), (Birpinar et al. 2009), (Eker et al. 2010), (Ciplak & Barton 2012).

3 MEDICAL WASTE MANAGEMENT IN TURKEY

In Turkey, health institutions (i.e. university hospitals and their clinics, general purpose hospitals and their clinics, maternity hospitals and their clinics, military hospitals and their clinics) refer to institutions listed in Annex-1 of Medical Waste Control Regulation as producers of large quantities of waste. Waste statistics of health institutions have been compiled since 2008 by applying a questionnaire to the health institutions. The aim of the survey is to determine the amount of medical waste, which is consisted of infectious, pathological, and sharps waste originating from health institutions (TurkStat 2015). First statistics on medical waste generation was issued on 2010; and the statistics are updated biannually.

According to Waste Statistics of Health Institutions in 2014, all health institutions collected their own medical waste separately in Turkey. 68 % of the collected medical waste was reported as disposed in sanitary landfills whereas 22 % of the waste disposed in municipal dumping sites (i.e. uncontrolled disposal on land) and 10 % of the waste was incinerated (Tab. 2). It was determined that 20.7 % of medical waste disposed in sanitary landfill sites was not sterilized (Fig. 1). The statistics also show that landfilling without sterilization was applied only in Ankara and İstanbul. In all cities, except Çankırı, where medical wastes were dumped, sterilization was a common application, and the ratio for dumping without sterilization was found as 0.01 %. It was also determined that 84.3 % of the medical waste which was disposed in controlled landfill sites and municipal dumping sites was sterilized prior to disposal and 15.7 % was not sterilized. It was shown that dumping, not environmentally appropriate technique for waste management, was applied in 19 cities of Turkey. Incineration for medical waste control, on the other hand, was only applied in İstanbul, Ankara and Kocaeli.

Tab. 2: Medical waste indicators in Turkey for 2010 – 2014 (TurkStat 2015).

Indicator	2010	2012	2014
No. of institutions in operation	1408	1449	1498
No. of institutions collection medical waste	1398	1449	1498
Amount of waste (t/a)	59966	68929	74495
Sanitary landfills (t/a)	38128	50982	50656
Dumping sites (t/a)	16129	12198	16323
Incinerations (t/a)	5498	5745	7515
Other (t/a)	212	5	1
Amount of medical waste per patient (kg / ca * d)	0.20	0.20	0.19

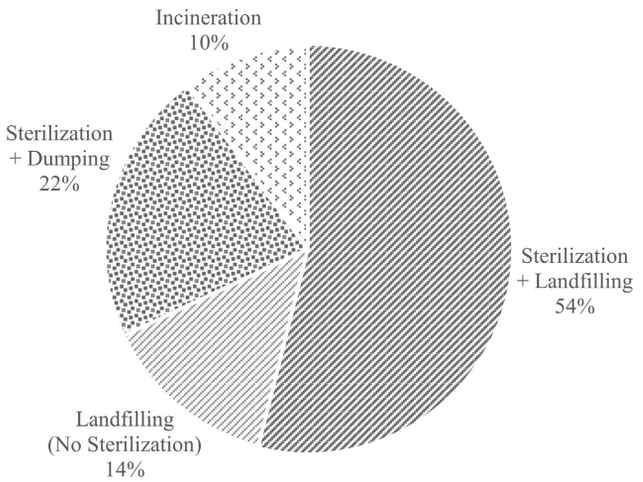


Fig. 1: Medical waste treatment/disposal methods applied in Turkey in 2014.

Several studies have been carried out to identify the status of medical waste problem in different regions or cities of Turkey, especially before National Medical Waste Survey Program started.

Uysal & Tinmaz (2004) analyzed the present status of medical waste management in the Tra-chea region of Turkey, with considering handling of expired drugs, too. Initially, all healthcare establishments in Tekirdağ, Edirne and Kırklareli provinces in Trachea region and their hospital waste generations were identified and medical waste management practices were determined. It is highlighted that medical wastes were not given proper attention and these wastes were disposed of together with municipal and industrial solid wastes. It was found that some staff in healthcare establishments of this area were unaware of the hazard of medical wastes. It is concluded that a new management system, which consists of segregation, material substitution, minimization, sanitary landfilling and alternative medical waste treatment methods should be carried out and hospital employers, managers and especially the members of house-keeping divisions should be involved in medical waste management practice for the best appropriate medical waste management system.

Birpınar et al. (2009) studied on the to analyze the present status of medical waste management in İstanbul. In the year 2009, 17 % of the hospitals, 20 % of bed capacity, and 54 % of private hospitals in Turkey were located in İstanbul. The amount, collection and temporary storage of medical wastes were investigated by a survey of 14 questions applied to 192 hospitals in İstanbul. The estimated quantity of medical waste was found about 22 t/d and the average generation rate was 0.63 kg/bed-day. Besides, recyclable materials were collected separately at a rate of 83 %. The percentage of the hospitals that have temporary storage depots was 63 %.

The amount of medical waste produced in Turkey per person was given as 0.25 – 2.6 kg/a by Gören et al. (2011). These figures are proportional to the populations and the hospital bed capacities of the cities. The per capita medical waste production in the cities of the Eastern and Southeastern Anatolian regions, is much lower when compared to the other regions. This might be an indication of the lack of a high quality health service in the regions (Gören et al. 2011).

Bayir (2011) underlined the lack of sustainable and effective medical waste management in Turkey and the need to a holistic waste management strategy to minimize the amount of medical waste and to classify the hospital wastes.

Akkaya et al. (2013) investigated knowledge status and risk assessment about sharp injuries and its required precautions; and underlined that healthcare professionals may face many occupational risks and dangers. The most major risks are infections and sharp injuries. They applied an illustrative survey including 18 questions to 312 working healthcare staff. 48 % of the surveyed healthcare professionals had received education in the recent year about prevention methods from

sharp injuries and things to do after exposure. It was found that 97 % of the surveyed healthcare professionals had information about sharp injuries. And, 56 % of participants expressed that they were exposed to sharp injuries. The survey demonstrated that healthcare professionals knew about sharp injuries, but they did not have enough knowledge. These results show that healthcare professionals need more education about things to do after injury.

In order to control costs related to medical waste management, green strategies and approaches were defined for healthcare institutions with the various examples from Turkey and the World by (Terekli et al. 2013). Within the framework of social responsibility, employees, patient and community awareness can be suggested to both private and public hospital managers for developing and improving the sustainable systems.

Although medical waste management regulation requires that hazardous waste must be collected separately and should be regulated under the hazardous waste regulations, in practice there are only a few private health institutions that collect their hazardous waste separately. The rest of the institutions mix their medical waste and hazardous waste together in healthcare waste bags (Ciplak 2015).

In Ciplak (2015), best possible health care waste management option in the West Black Sea Region were identified by taking into account economic, social, environmental and technical aspects in the concept of multi-criteria decision analysis. In the scope of the study, three different healthcare waste management scenarios that consist of different technology alternatives were developed and compared using a decision-making computer software, called Right Choice, by identifying various criteria, measuring them, and ranking their relative importance from the point of key stakeholders. The results showed that the decentralized autoclave technology option coupled with the disposal through landfilling with energy recovery has potential to be an optimum option for health care waste management system, and an efficient health care waste segregation scheme should be given more attention by the authorities in the region. It is also underlined that alternative technologies are not capable to treat some categories of health care wastes, and Turkish practice has to be revised urgently. In doing so, internal health care waste separation is critical for determination of treatment technology. The author verified the methodology in a decision-making framework for a real-world problem. Results indicated that incinerating all health care wastes is not a feasible option due to high cost (Ciplak 2015).

Ciplak & Kaskun (2015) studied on deficiencies, inconsistencies, and improper applications of healthcare waste management in the western part of the Turkish Black Sea Region. It was found that all the healthcare waste produced (i.e. 1,000 t/a) was treated in an autoclave plant; but treating some categories of healthcare wastes in pressure system such as autoclave was stated as mismatching with the EU waste regulations, as alternative treatment technologies are not technically able to treat all types of healthcare wastes.

In the analysis of medical waste management options, economic, social, environmental, and technical aspects that can be considered have been identified and structured a decision tree for a case study in the Turkish West Black Sea Region by (Ciplak 2015). The decision tree constructed according to the insights of stakeholders, gathered via a number of interviews, involved following criteria: (1) economic: investment costs, operation costs, stability of costs, costs of training; (2) environmental: global warming potential, water use, landfill requirement; (3) technical: segregation requirement, transport; and (4) social: safety, traffic, technical and non-technical employment. (Ciplak 2015) concluded that either decentralized autoclaves at central hospitals coupled with an incinerator or a centralized autoclave coupled with an incinerator is an optimum solution in the region depending on relative weights placed on the criteria identified in the decision tree by the decision makers. The author has also underlined that incinerating all the healthcare waste, which arises from the region, is never a feasible option, as it performs the poorest mainly due to high costs. This indicates that the well-proven autoclave technology option for the treatment of medical waste and then their disposal through landfilling with energy recovery should be given more attention by the authorities in the case study region.

A four-container system (red bag for medical and hazardous waste, black bag for municipal waste, blue bag for recyclables, and a yellow container for sharps) has been reported by (Ciplak 2015) as the main reason for the failure of most waste producers in implementing regulations but also the weakness of the inspection function of the city authorities. For an effective management application, a good waste separation program must be implemented to divert healthcare waste to proper treatment technologies.

Another weakness stated by (Ciplak 2015) is that each health institution is required to make a payment to the city municipality for the collection, treatment, and disposal of its medical waste and municipal waste. The amount of payment for medical waste depends on how much waste was produced by that institution. For this reason, medical waste has to be weighted and recorded during the waste collection activity. On the other hand, the payment for municipal waste is called a waste tax and the amount of this tax is determined by the City Council yearly regardless of how much municipal waste was produced at this institution. This sort of payment system is not appropriate in a case where there is no strict control on the segregation of healthcare waste from municipal waste at institutions. If some amount of medical waste is mixed with municipal waste, it does not make any change in the waste tax as there is no weighting system for municipal waste, but it results in less payment for medical waste, as there is less medical waste to be weighted. This constitutes a major deficiency in the pricing procedure and so in recording the actual amounts of medical waste. It is crucial to have an understanding about the components of the waste and their infectiousness to decide which technology should be adopted. Although various technologies are available for the treatment of healthcare waste, different waste categories have to be handled differently (Ciplak 2015).

While the financial resources for the medical waste management are very limited in developing countries, the privatization of waste management services has increasingly been adopted by many countries. It is preferred that an alternative way is considered instead of financing various types of public services in recent years. With the prevalent use of disposal technologies as a result of the privatization of medical waste management, the fees have gradually increased in Turkey. Increased costs for the medical waste hauling and removal require that medical facilities should more efficiently reduce and recycle these wastes.

Ciplak (2015) also pointed out the lack of adopting EU waste regulations in Turkey. Under the EU waste regulations, healthcare waste is managed in two streams: (1) incineration - only healthcare waste (such as pharmaceutical waste, microbiological cultures and genotoxic waste) and (2) the healthcare waste suitable for alternative treatment technologies (such as swabs, soiled dressings, and gloves). This segregation approach has been developed with considering the fact that alternative treatment technologies are not able to treat all types of healthcare waste as stated in the EU Directive on hazardous waste (1991) and the EU Directive on the incineration of waste (2000). However, all the healthcare waste generated from health institutions is collected together and sent to autoclave plants with no internal waste segregation in Turkey.

Ciplak (2015) also stated that there are a number of studies on healthcare waste management in Turkey; and although most of these studies point out a need for alternative treatment technologies to be built up, so far very limited emphasis has been given to implementing a healthcare waste segregation scheme to divert incineration-only waste from the healthcare waste stream suitable for alternative treatment technologies. With considering the need to address segregation schemes at health institutions and the fact that it is not possible to estimate the quantities of the waste for the proposed technologies or to treat the waste without putting human health and the environment at risk, (Ciplak 2015) recently completed a research project that aims to serve as a basis of future planning and anticipation of the needs for investment in the area of medical waste management in Turkey, partially financially supported by the Scientific and Technological Research Council of Turkey (TUBITAK).

4 MEDICAL WASTE MANAGEMENT IN İZMİR

A previous study on medical waste management in İzmir by (Soysal et al. 2011) aimed to examine the healthcare waste management at 18 districts in the metropolitan area of Municipality of İzmir (Currently İzmir Municipality encompasses all 30 districts in the city after the Turkish Local Government Reorganization Law in 2013). The total amount of healthcare waste collected from the 825 health institutions by the metropolitan municipality has been reported as 4,841 t/a and 621 kg/bed in 2007. According to the Waste Statistics for Medical Waste by TurkStat, in 2014 the total amount of medical waste collected in İzmir was 5,263 t/a, from 57 health institutions included in the survey. But, İzmir Municipality have not shared any more details about medical waste disposal in the statistics program. The total amounts of medical waste collected by İzmir Municipality are given in Fig. 2.

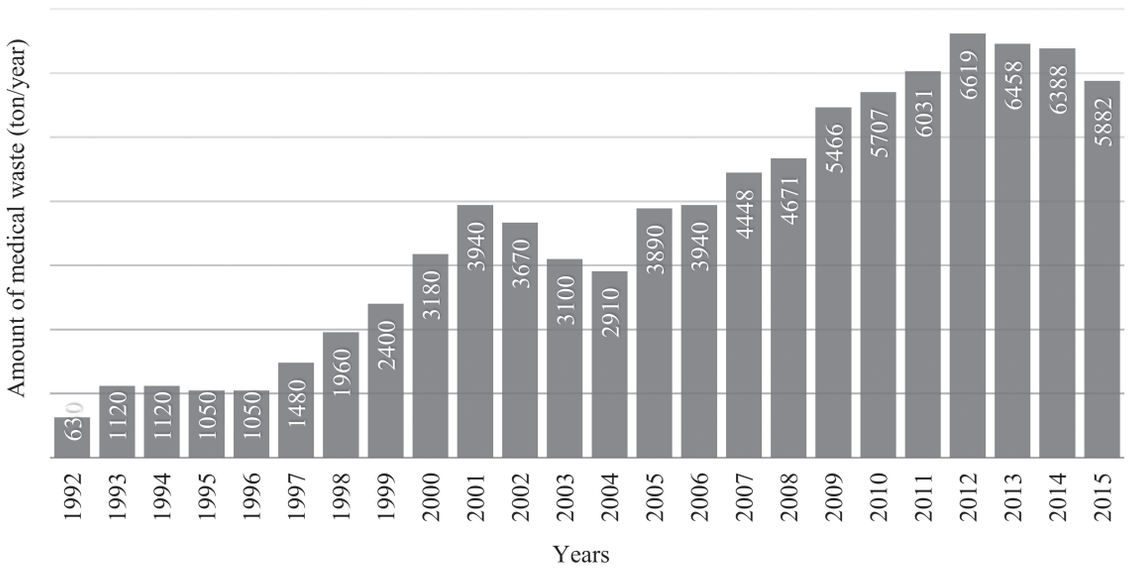


Fig. 2: The amount of medical waste collected in İzmir per year.

In healthcare institutions, municipal waste was separated by staff of the institution, collected and transported by district municipality and disposed in the metropolitan sanitary landfill area apart from other waste of healthcare facilities. Healthcare waste was separated by staff in each unit of the health institution, collected by trained workers, and stored temporarily to a maximum of 48 hours at a special area in the institution. Storage was provided according to the management plan of healthcare waste in units in health institutions. An authorized personnel of the institution conceded the temporarily stored healthcare waste to metropolitan municipality by signing a formal paper for transportation. The waste was transported to Harmandalı Sanitary Landfill Site to be stored apart from other waste. For transportation of the healthcare waste, registered medical waste collecting vehicles were used. Healthcare waste of surgeries was collected daily without temporary storage by the metropolitan municipality (Soysal et al. 2011).

5 CONCLUSIONS

The number of private and government hospitals throughout Turkey were constantly increasing. This leads to an increase in the quantity of medical waste generated. Recent surveys and statistics indicate that all healthcare institutions have a waste management plan that consists of responsible staff for medical waste and their duties, training of staff about medical waste, collecting processes of medical wastes and transferring of medical wastes to municipalities. As mentioned earlier, medical waste generation rates per bed show significant variations between different cities. It is supposed that these variations are caused by different socio-economic structures in cities/regions and the application levels of the medical waste management programs. Besides, the accuracy of the medical waste statistics may vary by regions.

In Turkey the most problematic issue in medical waste disposal is dumping and landfilling without any pre-treatment (such as sterilization) which is still implemented in some regions. Therefore, dumping and landfilling without pre-treatment has to be abandoned urgently and new medical waste management systems have to be developed. It is also crucial that medical waste segregation schemes must be updated for better waste processing and disposal such as incineration-only healthcare waste and the healthcare waste suitable for alternative treatment technologies must be separated at the healthcare institutions level. It is evident that putting the task of building a new medical waste management system on the agenda of the central government will require significant effort coupled with the cooperation between the stakeholders in the sector. Although the regulations have developed for appropriate handling and processing of medical waste in Turkey, there is still need to put the regulations into practice.

REFERENCES

Akkaya, S., Şengöz, G., Pehlivanoğlu, F., Güngör-Özdemir, E. & Akkaya-Tek, Ş. (2014) Kesici ve Delici Alet Yaralanmalarıyla İlgili Anket Sonuçlarının Değerlendirilmesi. *Klimik Dergisi* 27(3), 95-8.

Alagöz, B.A., Kocasoy, G. & Kılıç, M. (2006) The evaluation of the medical waste control regulation of Turkey in comparison with the E.U. environmental directives. In: *Proceedings of the ISWA Annual Congress 2006*. Copenhagen, Denmark.

Bayir, Ç. (2011) *Ülkemizde Tıbbi Atık Yönetimi, Bertaraf Edilmesi ve Mevcut Durumun İncelenmesi.* Muğla, Turkey: Muğla University.

Birpınar, M.E., Bilgili, M.S. & Erdogan, T. (2009) Medical waste management in Turkey: A case study of İstanbul. *Waste Management* 29, 445–448.

Ciplak, N. (2015) Assessing future scenarios for health care waste management using a multi-criteria decision analysis tool: A case study in the Turkish West Black Sea Region. *Journal of the Air & Waste Management Association* 65(8), 919-929.

Ciplak, N. & Barton, J.R. (2012) A system dynamics approach for healthcare waste management: a case study in Istanbul Metropolitan City, Turkey. *Waste Management & Research* 30(6), 576–586.

Ciplak, N. & Kaskun, S. (2015) Healthcare waste management practice in the West Black Sea Region, Turkey: A comparative analysis with the developed and developing countries. *Journal of the Air & Waste Management Association* 65(12), 1387-1394.

Eker, H.H., Bilgili, M.S., Sekman, E. & Top, S. (2010) Evaluation of the regulation changes in medical waste management in Turkey. *Waste Management & Research* 28(11), 1034–1038.

Gören, S., Yıldız, A., Demir, G. & Yaman, C. (2011) Medical Waste Management By Geographical Region In Turkey. *Journal of Residuals Science & Technology* 8(3).

Küçük, A. (2013) *Tıbbi Atık Yönetiminin Ekonomisi.* Sayıştay Dergisi 90/Temmuz-Eylül.

Soysal, A., Simsek, H., Soysal, D. & Alyu, F. (2010) Management of health-care waste in Izmir, Turkey. *Ann Ist Super Sanità* 46(3), 299-302.

Terekli, G., Özkan, O. & Bayın, G. (2013) Çevre Dostu Hastaneler: Hastaneden Yeşil Hastaneye. *Ankara Sağlık Hizmetleri Dergisi* 12(2), 37-54.

Turkey Ministry of Environment and Forestry (2005) Turkish Medical Waste Control Regulation. In: *Official Gazette* No: 25883. Ankara, Turkey.

TurkStat (2015) *Waste Statistics of Health Institutions 2014.* Online available: http://www.turkstat.gov.tr/.

Uysal, F. & Tinmaz, E. (2004) Medical waste management in Trachea region of Turkey: suggested remedial action. *Waste Manage Res* 22, 403–407.

A New Methodical Approach for Environmental Impact Assessment (EIA) Related to MSW Landfills in Russia

E.E. Zyryanova & O.V. Ulanova
Irkutsk National Research Technical University (INRTU), Irkutsk, Russian Federation

ABSTRACT: A gradual transition to recycling forms a central priority of the modern waste management model. However, a number of factors make it impossible to abandon landfilling, the most widespread way of waste disposal. Municipal solid waste (MSW) landfills are compound engineering facilities and high-quality assessment of their environmental impact has to be carried out. A new methodical approach for environmental impact assessment (EIA) related to MSW landfills for realization in Russia is based on expected negative influence throughout a landfill lifecycle, namely, from the moment of its construction till its decommissioning and creation of a natural/manmade area. For this purpose, legal aspects of waste handling, environmental impact assessment procedure, international standards of lifecycle assessment, landfill lifecycle, landfilling technologies and processes happening inside a landfill body were studied. It is recommended to apply the life-cycle assessment (LCA) and the environmental risk assessment (ERA), a combination of which enables to assess ecological consequences of MSW landfilling accurately and objectively and to decide on permissibility of such activity.

1 INTRODUCTION

Nowadays, the most widespread method of MSW disposal in Russia is landfilling, using the most primitive landfilling technology. On an average, only 3-4 % of municipal solid waste is recycled, but the majority of waste is taken to dumps — there are about 11 thousand in Russia with an area of more than 11,000 hectares of land. About 82 billion tons of waste is buried in them. This fact requires that a full-fledged and accurate assessment of this activity and its influence on environment has to be carried out before its implementation.

An analysis of the current Russian guidelines and regulations with regard to designing landfills has revealed that environmental impact assessment for MSW landfills is performed only for construction, operation and remediation stages. However, the period of potential negative influence which the landfill is able to exert on environment exceeds the said period of time and may be as long as hundreds and thousands years until full assimilation of the landfilled waste by natural environment (Voronkova, 2009).

In Russia, the life-cycle assessment is hardly ever applied. To improve the Russian procedure of impact assessment and to provide for a balanced adaptation of the LCA, it is also possible to apple the experience of the environmental risk assessment application.

2 A NEW METHODICAL APPROACH FOR EIA RELATED TO LANDFILLING MSW

The development of a new methodical approach is aimed at specifying and classifying studies of environmental impact assessment to exclude insufficiency of studies of specific impacts and taking an unbiased decision on acceptability of the projected activity implementation. The methodical approach is industry-specific and is intended for using when designing municipal solid waste landfills on the territory of Russia. A flowchart is represented in Fig. 1.

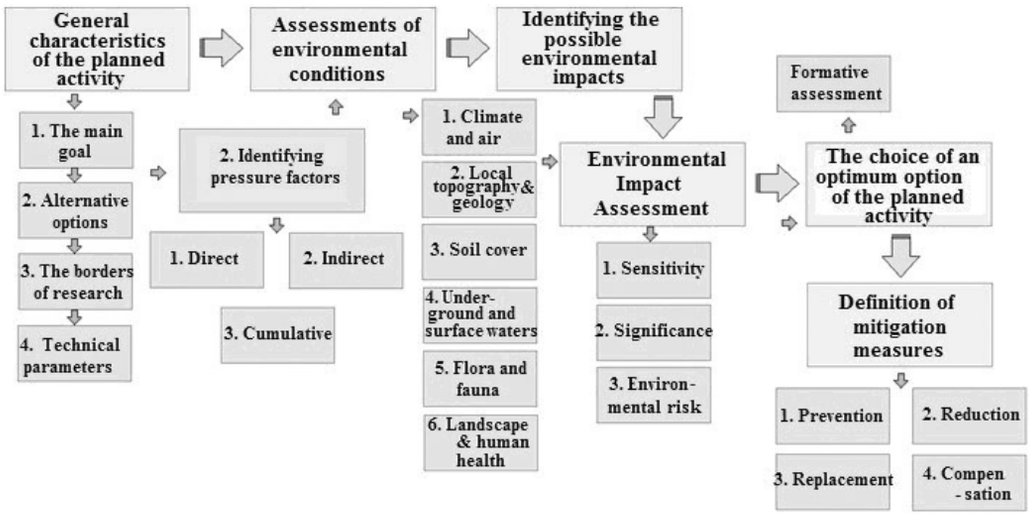


Fig. 1: Scheme of EIA of MSW disposal sites.

2.1 Goal and Necessity of Implementation of Projected Activity

It is inevitable that construction and operation of a MSW landfill, a com-pound process facility, affects and stresses the environment near the site considerably. Therefore, the investment intention of landfill construction must be based on its appropriateness, i.e. the level of demand for its implementation must exceed the level of expected environmental impact.

2.2 Possible Alternatives to Projected Activities

In the course of designing a landfill, it is necessary to consider several variants of its location and at least two technologies of landfill depositing. To prepare combinations of preliminary variants, two criteria are used: ecological compatibility and economic efficiency. The aim is to create a balance between economic and conservation interests. However, if it is impossible to satisfy both of the interests simultaneously, ecological compatibility is preferred.

2.3 Technical Parameters and Process Solutions

Technical parameters are determined for each stage of lifecycle of a MSW landfill. Information on quantity, morphological composition and physical and chemical characteristics of waste is given on the basis of a study of the residential area for which the investment intention is implemented. Process solutions of projected activity are described according to principal studied variants in respect of each stage of the projected activity implementation.

2.4 Determination of Influencing Factors

- Determination of influencing factors is carried out on all stages of projected activity implementation. The following influence types should be described for each component.
- Direct influencing factors of projected activity, such as resources and discharges. A potential danger of influencing factors is expressed in their intensity using quantitative and qualitative characteristics (Muessig & Schemel 1998).
- Indirect influencing factors of projected activity: indirect influences on a component resulted from changes in other components.
- Cumulative impacts of projected activity: their particular feature is accumulation and en-hancement of impacts or their transformation in the course of time.

2.5 Boundaries of the Study

The systemic boundary includes all processes of performing projected activity, input and output flows with regard to lifecycle stages.

For instance, it is possible to perform this by using STAN software (Version 2.5.1202, Vienna).

The temporal boundary reflects the length of stages of the projected activity lifecycle. The lifecycle of a MSW landfill is determined by stages of waste decomposition. Thus, to assess environmental impacts, four lifecycle stages of any MSW landfill are outlined:

- Construction of MSW landfill (1-5 years).
- Operation of MSW landfill (15-25 years).
- Remediation of MSW landfill (5-10 years).
- Post-remediation of MSW landfill (25-60 years).

A territorial boundary of a study is chosen, so that it includes the intention implementation area, the impact area and the area of measures aimed at reduction and prevention of impact on all stages of the MSW landfill lifecycle.

2.6 Assessment of Modern Condition of Environment Components

Evaluation of environment components such as climate and atmospheric air, relief and geological environment, soil cover, ground and surface water, flora, fauna and landscape is performed in the context of impact forecast; also, sensitivity and significance criteria are used.

An algorithm of determining the level of sensitivity to pollution of atmospheric air depending on wind velocity, relief and precipitation during a year is shown in Fig. 2. When there is a combination of low wind velocity, minimal altitude of land and a little of precipitation, the most favourable conditions for the component pollution will be created, hence, the sensitivity will be high.

Annual average wind velocity	Height above ground level		
	< 500 m	500 – 600 m	> 600 m
< 3 m/sec	HIGH	HIGH	NORMAL
3 – 5 m/sec	HIGH	NORMAL	LOW
> 5 m/sec	NORMAL	LOW	LOW

Annual average precipitation	Annual average wind velocity + Height above ground level		
	low	normal	high
< 230 mm	HIGH	HIGH	NORMAL
230 – 250 mm	HIGH	NORMAL	LOW
> 280 mm	NORMAL	LOW	LOW

Fig. 2: The algorithm for determining sensitivity to air pollution.

2.7 Forecast of Expected Impacts of Projected Activity

The impact is assessed component by component: impact on climate and atmospheric air, surface and ground water, geological processes and landscape, flora, fauna and soil cover.

To prepare a forecast of expected impacts of projected activities on the environment, the following methods are used:

- quantitative calculation of parameters of processes in the environment which result from these or those impacts on each stage of the MSW lifecycle;
- qualitative analysis of ecological risk.

2.8 Integral Estimation and Choice of Alternatives

Variants of projected activity are divided depending on location of the site and technology of principal processes, and, to select the most suitable variant, integral estimation is necessary.

The area where projected activity facilities should be located is selected from the evaluation maps of the affected environment components (Kravchenko, 2008).

Selection of a landfill depositing technology is based on quantitative indicators of each vari-ant. The following flows may be used as indicators:

- input flows (land take, water, electricity, fuel);
- output flows (generation of biogas and filtrate).

Thus, using the ecological risk integral map and specific impact factors of technical implementation variants, it is possible to compare implementation variants of projected activity and find the most suitable one for implementation. This is shown in Fig. 3.

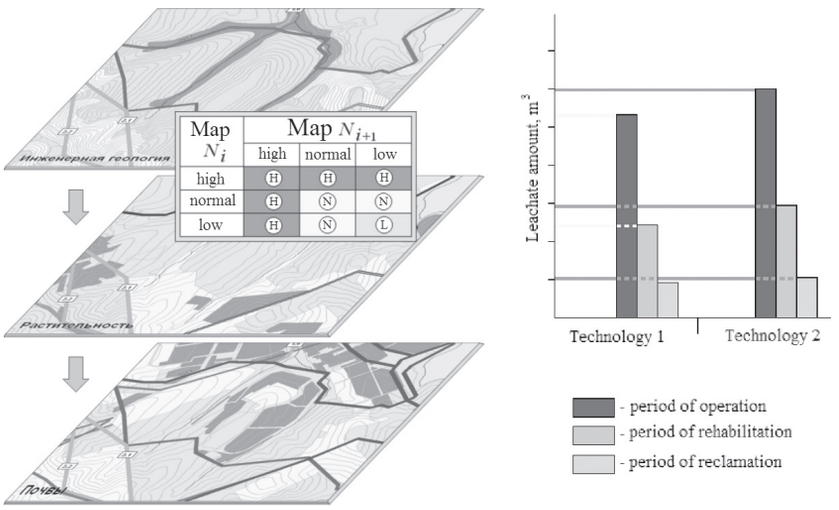


Fig. 3: Charts aggregation scheme and Production of leachate, depending on the technology.

2.9 Development of Measures for Prevention and Reduction of Impacts

Detected impacts conditioned by construction of a MSW landfill on different stages of this intention implementation require that measures for prevention, reduction and compensation of environmental impacts must be taken (Kravchenko, 2013).

3 CONCLUSION

Environmental impact assessment is one of the most important ways and instruments of managing and regulating natural resources which plays the principal role in prevention of environmental problems now and in the future.

The principal regulatory document governing environmental impact assessment is the Regulation Concerning Assessment of Environmental Impact of Projected Economic and Other Activities in the Russian Federation. This document describes assessment procedure without dealing with its technology issues, thus, making it necessary to develop and approve departmental and industry-specific techniques like the presented one intended for MSW landfill designing.

Use of the developed new methodical approach for Environmental Impact Assessment related to MSW landfills will enable to reveal nature, intensity and danger degree of projected activity impact on environment condition and human health for the purpose of deciding on principle admissibility or inadmissibility of the projected activity on the territory of Russia.

REFERENCES

Kravchenko, V.V. & Golubeva, S.G. (2013) *Russian and German Guidance Manual Estimation of Environmental Disturbances and Their Compensation.* Irkutsk. 224 pp.

Kravchenko, V.V., Ignatov, A.V & Venchikova, V.R. (2008) *Russian and German Guidance Manual Environmental Impact Assessment and Ecological Appraisal.* Irkutsk. 199 pp.

Muessig, B. & Schemel, H.-J. (1998) *Handbuch der Umweltverträglichkeitsprüfung* (HdUVP). Nr.5125. Verlag Erich Schmidt, Berlin, Loseblatt-Sammlung.

Voronkova, T.V. (2009) *Improvement of Watertight Barrier for Reduction of Discharge of Pollutants of Municipal Solid Waste Landfills.* PhD Thesis. 153 pp. Available at: http://www.dissercat.com/content/sovershenstvovanie-protivofiltratsionnogo-barera-dlya-snizheniya-emissii-zagryaznyayushchikh.

Changes in the Solid Waste Composition of Metropolitan Cities: A Case Study for Izmir

E.D. Guven
Dokuz Eylül University, Department of Environmental Engineering, Izmir, Turkey

ABSTRACT: Izmir is the third largest metropolitan city of Turkey with an area of 12,007 km^2. Located in the western Anaotolia on the Aegean Coast, the city is surrounded by the Aegean Sea. There are touristic and agricultural activities in some of its surrounding districts while people subsist on commercial, industrial, and educational activities in the city center. The population of Izmir is about 4 million and 4,000 tons of solid wastes are collected per day as an average value. The current study aims to present and compare the results of different solid waste composition and characterization studies conducted for the city of Izmir, in a time period between 1996 and 2015. The data used for comparison is obtained from the previous academic works conducted in Dokuz Eylül University. The increase in the population, development of the big supermarkets which decrease the use of open bazaar, the common use of natural gas in the housings, seasonal changes of the sampling periods are the main factors effecting the changes in waste composition and characterization. In addition, the variations in the sampling districts and areas can also be the reason of the differences found as well as other factors.

1 INTRODUCTION

Knowledge of municipal solid waste amount, composition and characterization in an area plays a key role for the decision makers to determine the proper waste management system and final disposal options. Depending on various factors such as population increases, climatic changes, lifestyle habits, and socio-economic developments, the solid waste amount and composition continuously change in time. Lack of waste data is a big problem in Turkey which is a developing country with young population and rapid industrialization. There are numbers of composition and characterization studies conducted in different districts in Turkey by independent researchers. Nevertheless, continuous regular data is necessary for proper solid waste management.

Izmir is the third largest metropolitan city of Turkey surrounded by the Aegean Sea. The current study aims to present and compare the results of different composition and characterization studies conducted for the city of Izmir, in a time period between 1982 and 2015. The data used for comparison will be obtained from the previous academic works and some studies carried out by the metropolitan municipality of Izmir. The factors effecting the waste composition will also be discussed intensively.

2 IZMIR CITY AND SOLID WASTE MANAGEMENT IN TURKEY

2.1 Legal Framework of Municipal Solid Waste Management in Turkey

In Turkey, Environmental Law (no: 2872) was regulated in 1983 as the first definite arrangement for environmental protection. However, waste management was directly, handled at all points with the Solid Wastes Control Regulation (no: 20814) in 1991. With this regulation, the uncontrolled disposal, storage, and transport of solid wastes were forbidden and the management of harmful consuming products were planned to be managed under a certain discipline (Guven et al. 2011). In 2015, Regulation on Waste Management (RWM) was legislated which abolished the previous arrangements that covers all types of wastes. In the RWM waste management principles,

waste lists arranged due to their properties, hazardous waste definitions and codes are mentioned, and waste management principles are defined. In 2010, Regulation on Sanitary Landfilling (no: 27533) was legislated, defining the technical aspects for the sanitary landfills. In October 2010, the Regulation on the Incineration of Wastes came in to force that covers the incineration principals of all wastes. Also in 2015, The Compost Announcement was put in force which points the composting principles, final compost and composting plant properties. Still, The Biodegradable Wastes Regulation is in its draft form which also covers the municipal solid wastes and waste minimization, prevention, reuse, recycle and recovery aspects are emphasized in addition to the technical aspects of waste processing plants.

Originated from EU Directives, in time, a number of legislations were also regulated for specific waste streams in Turkey.

2.2 Solid Waste Management in Turkey

Turkey, with a population of nearly 79 million, comprises 7 geographical regions. The total number of municipalities in Turkey is 1,396 and all of them give municipal waste services. The amount of municipal waste collected in Turkey in 2014 is about 28 million tons and the amount of municipal solid waste per capita is 1.08 kg/day (Turkstat, 2016). Although there are improving legal arrangements for proper solid waste management in Turkey, landfilling is still the main waste disposal method. Nearly 63 % of the waste generated in Turkey is delivered to contolled landfill sites, while 35 % is disposed in the municipalities' uncontrolled dumping sites. The remaining 2 % waste is disposed via other methods such as composting, burial and some other crude ways.

2.3 Izmir City

Izmir is the third largest metropolitan city of Turkey with an area of 12,007 km^2. Izmir is located in western Anatolia on the Aegean Coast, and it is surrounded by the Aegean Sea. According to the latest data, total population is of nearly 4.2 million, consisting of 30 townships. Due to the latest data, 91.4 % of the population lives in the urban areas while 8.6 % lives in the rural districts such as villages or townships (Turkstat 2011). İzmir is one of the famous cities in Turkey that allow immigrants from other cities. According to the 2015 data, the rate of net migration is 5 %. The immigrants mostly come from the other Aegean cities and various districts from eastern Anatolia region (Südaş 2013).

İzmir's economy to a great extent is comprised of industries, commerce, transportation-communications, and agricultural acitivities. Province of Izmir is above the average in terms of urbanization percentage, literacy percentage, gross domestic product per capita and ratio of those employed in industry to overall employment in Turkey. Industry-university cooperation network has also developed in Izmir (ICE 2016).

İzmir has a huge and dynamic torism potential due to its geographical position, diversity of its historical and cultural resources, geographical features and its infrastructure for tourism (ICE 2016).

Izmir has a typical Mediterranean climate which is characterized by long, hot and dry summers, and mild to cool, rainy winters. The average temperature of 33 years in Izmir was recorded as 180 C and the total precipitation for Izmir averages 690 mm per year; however, 78 % of that falls during November through March (TSMS 2011).

2.4 Solid Waste Management in Izmir

According to the legal framework, Izmir Metropolitan Municipality (IMM) is responsible for the whole city including 30 districts, to carry out the municipal solid waste management in the city. By the year 2014, 1,304,876 tons of municipal solid waste was collected and disposed by the IMM (Çoban 2015). Currently, Harmandalı Solid Waste Landfill Area, which has been operated since 1992 and has almost exhausted its capacity, is accepting most of the municipal industrial,

and medical wastes generated in Izmir (Akinci et al. 2011).In addition, Bergama Sanitary Landfill Area also accepts solid waste generated in Izmir. An Integrated Mechanical Biological Processing Plant has been designed by the IMM which covers recycling and recovery units, anaerobic processing, composting, and sanitary landfilling units. But still, legal processes for the site selection of this integrated plant has not been completed.

3 MATERIALS AND METHODS

The data obtained from three different municipal solid waste characterization studies will be used for comparison in the extent of this paper. Since income level is an important factor that has an impact on solid waste characteristics, all the three studies were carried out by collecting wastes from several districts with low, medium, and high income levels (Figure 1). The solid waste components are disintegrated as biodegradables, recyclables, and others (fine, etc.). On the other hand, the parameters measured for waste characterization are water content, organic matter content, calorific value, and total organic carbon.

Fig. 1: Sampling areas for the studies 2005 and 2014.

In 1996, a study was conducted in Dokuz Eylül University (DEU) with the support of IMM. Solid waste samples were collected from various parts of the city in three consecutive seasons. Domestic solid wastes were collected from high income level (HIL), medium-income level (MIL), and low incomelevel (LIL) areas separately. No composition determination were done and all the wastes were handled as mixed collection for this study. A total of 180 samples were used in this work.

In 2005, another study was performed in DEU as an individual project. Three central regions namely Güzelyali, Gaziemir, and Buca were selected for sampling (Figure 1). In every region, two districts of each income group were chosen for sample collection. By this way, domestic solid wastes of 18 districts were sampled in Izmir city for 14 days (Konac 2005).

In 2014, another individual study was performed in DEU. Sampling has been conducted by taking solid wastes from three districts of each county: Karşıyaka, Bornova and Konak with respect to incomes of residents. During three consecutive days, samples collected by county municipalities were brought to the laboratory for this study. The composition and characterization works were done for each district (Bölükbaş 2015).

4 RESULTS

4.1 Changes in composition of solid wastes

The domestic solid wastes were separated as biodegradables, recyclables, and other wastes in the 2005 and 2014 studies. The average values for each income level areas were calculated and presented in Table 1. According to the data, there is a significant decrease in the recyclables for the high income level areas. Separate collection of domestic solid wastes is not prevalent in the city and as a result, there is an increase in the scavenging activities, and most of the scavenger are employed by the scrap companies, recently. The decrease in the recyclables may be because of the increase in the scavenging activities which are dominant in the high income districts. For the middle income level areas, this situation is just the opposite, the ratio of recyclables increase in these areas. This can be explained by the high migration rate of Izmir (5 % lately), and most of the immigrants settle in the middle and low income level areas. Depending on the extension of population in these areas, the amount of recyclables which is an indicator of high population, also increase.

For the low income level areas, a significant change is observed for the other type of wastes which include trashes, unusable stuff and mainly ash residues. In Izmir, the use of natural gas started in 2002 for the industrial areas and housing started to use natural gas in 2007, beginning from the north of the city. At current, most of the city is surrounded by natural gas distribution pipelines, even the low income level districts. Also the use of electric heaters have been common in the city recently. The high amount of other wastes determined in LIL in 2005, depends on the use of wood-coal burning stoves that produce high amounts of ash.

Tab. 1: The composition of solid wastes in 2005 and 2014.

		2005	2014
HIL	Biodegradables, %	56.6	65.1
	Recyclables, %	36.9	25.6
	Other, %	6.5	9.4
MIL	Biodegradables, %	60.9	57.6
	Recyclables, %	23.2	33.4
	Other, %	15.9	9.0
LIL	Biodegradables, %	40.3	65.4
	Recyclables, %	20.0	29.7
	Other, %	39.7	4.8

4.2 Changes in the characteristics of domestic solid wastes

The solid wastes were analyzed for their water content, organic matter content, calorific value, and total organic carbon concentrations, and the results are presented in Table 2. In the earliest study (1996), there was no separation of recyclables and other wastes and the analyses were conducted for the bulk samples. For the studies conducted in 2005 and 2014, recyclables were separated from the waste mass, and the remaining part was analyzed. Mixed collection in 1996 is the reason for the lower water content when compared with 2005 results. However, water content once again decreases in 2014 for all the areas. This can be explained by the increasing use of packaged food which produces less fruit-vegetable peelings. There is also a decrease in the organic matter content, this reason is the same like the water content decrease. The use of open bazaars become less frequent since the big supermarkets have become prevalent in every part of the city. For the calorific value, there is not much change in the years and no significant changes in the income level areas. The low heat values are around 3,000-3,500 kcal/kg_{DM} which is suitable for further investigations of RDF production. But yet, incineration will not be feasible for the solid wastes of Izmir due to the high water content. On the other hand, there is a significant change in the total organic carbon content of the wastes in 2014, especially for the middle and low income level areas. This situation makes the waste appropriate for anaerobic digestion prior to methane production.

Tab. 2: Changes in the characteristics of solid wastes.

		1996	2005	2014
Water content, %	HIL	62.3	80	60
	MIL	60	74	67
	LIL	56	81	65
Organic matter content, %	HIL	71	88	63
	MIL	58	82	67
	LIL	49	89	67
Calorific value, kcal/kg_{DM}	HIL	3,651	3,358	3,066
	MIL	3,040	3,036	3,322
	LIL	3,227	3,200	3,252
Total organic carbon, % dry weight	HIL		14.0	29.5
	MIL		14.5	35.9
	LIL		10.4	34.9

5 CONCLUSION

The fluctuations in the solid waste characteristics and composition of domestic solid wastes of Izmir are presented in the content of this study. It is clear that solid wastes of Izmir are mainly composed of biodegradables which include kitchen wastes, garden trimmings, etc. On the other hand, more than 60 % of the waste is the water content which makes the waste inappropriate for incineration process. High organic content and total organic carbon concentration should be considered, since these values are proper for the microbial activity to produce methane. The variations in the sampling districts and areas can also be the reason for differences found as well as other factors described above. It is for sure that characterization studies for the domestic solid wastes of Izmir should be maintained permanently to keep the contemporary data.

REFERENCES

Akıncı, G., Güven, E. & Gök, G. (2012) Evaluation of waste management options and resource conservation potentials according to the waste characteristics and household income: A case study in Aegean Region, Turkey, *Resources, Conservation & Recycling* (RCR), 58,114-124.

Bölükbaş, A. (2015) Evaluation of rdf production from municipal solid waste: a case study for Izmir City-Turkey, MSc Thesis Dissertation, *DEU Institute of Natural and Applies Sciences*, Izmir, Turkey.

Çoban, S. (2015) Solid waste management applications of Izmir Metropolitan Municiplity. In: *Turk-Alman Katı Atık Günleri -Deutsch-Türkische Abfalltage -TAKAG 2015 Proceedings*, İzmir.

Güven, E., Gök, G., Boy, İ. & Akıncı G. (2011) An assesment of the limit values for Turkish national waste legislations in accordance with the European Union directives In *Türk-Alman Katı Atık Günleri-TAKAG 2011* Proceedings, Stuttgart, Germany.

Izmir Comodity Exchange (2016) *Economy of Izmir and agriculture of Izmir,* retrieved from 2w1qa<0,1.

Konac, A. (2005) *Characterization of domestic solid waste of Izmir according to the seasons and income levels,* MSc Thesis Dissertation, DEU Institute of Natural and Applies Sciences, Izmir, Turkey.

Südaş, İ. (2016) *Izmir city in terms of humane and economical properties,* retrieved from: http://www.academia.edu/5803903 in August 2016.

Turkish State Meteorological Service (TSMS) (2011) Data assessment. Retrieved from: http://www.dmi.gov.tr/veridegerlendirme/il-ve-ilceler-istatistik.aspx7m in March 2011.

An Investigation on GIS-based Estimation of Municipal Solid Waste Generation

F. Aydın & H. Sarptaş
Ege University, Solar Energy Institute, İzmir, Turkey

ABSTRACT: All planning, design and evaluation practices – from selection of waste bins (i.e. the number and the capacity) to evaluating alternative disposal options and planning actions for waste reduction – in municipal solid waste (MSW) management depend on the solid waste generation data.
Solid waste generation is affected by different aspects. So, setting a general approach (forecasting model) for the estimation of solid waste generation in all regions or cities is impossible. This behavior, in turn, is affected by many other factors. These range from environmental factors to economic and demographic factors.
GIS are effective tools for the analysis of spatial variability (distribution) of demographic factors (e.g. population), and thus solid waste generation. This study aims to analyze spatial relationship between MSW generation and demographic factor "population" and estimate solid waste generation rate in Turkey by applying a GIS-based statistical approach.

1 INTRODUCTION

The amount of municipal solid waste (MSW) generated in a town or city is directly related with population living in the urban area. Therefore, growing MSW problem in developing countries is a result of dramatic increases in population in the mega cities of these countries. On the other hand, MSW generation is affected by many other parameters such as household income, education level, urban size, and industrialization (World Bank 2012, Kawai & Tasaki 2015).

In Turkey, MSW management is the most challenging issue for local governments today due to the increase in population, urbanization (i.e. rise of MSW generation in an area/region, kg/km^2) and industrialization (i.e. increase of the per-capita MSW generation, kg/ca * day) (ÇYGM 2008). While Turkey's current population is 78 million, ranking 19th in the world, recent estimates by TurkStat and the United Nations indicate that it may increase to approximately 97 million in 2050 (Department of Economic and Social Affairs 2004). Together with high birthrate, migration from rural areas to metropolises is another significant factor in the rise in urban population in Turkey. While the population increase rate was 6.7 % from 2007 to 2012 in Turkey, the amount of MSW has raised approximately 6.2 % in the same period of time, according to TurkStat's statistics (TurkStat 2015).

The analysis of spatial variability of MSW generation has been started to be a part of MSW management planning and implementation very recently in metropolises of Turkey, because of widespread use of centralized / single waste disposal methods (mainly landfilling). The problems associated with centralized landfilling include high hauling costs, rapidly exhausting landfill capacities, environmental impacts and public opposition to such facilities. With growing urban areas and rising populations, local governments currently construct numerous waste transfer stations and plan to implement multiple waste disposal facilities for different districts of their cities.

It's clear that past methods / practices applied for quantification of MSW stream do not meet today's spatial assessment needs in MSW generation forecasting. With considering this need, this study aims to analyze spatial variability in MSW generation and apply Geographic Information Systems (GIS)-based MSW forecasting in NUTS-3 level in Turkey.

2 MATERIALS AND METHODS

2.1 Study Area

Turkey is located at a point where the Asian, African and European continents are closest to each other and where Asia and Europe meet (Fig. 1). Turkey's NUTS (Nomenclature of Territorial Units for Statistics) regions – officially termed statistical regions due to Turkey not beeing a member of the EU – have been defined in 2002. And MSW generation forecasting was conducted for NUTS-3 regions (i.e. 81 provinces of Turkey) in this study.

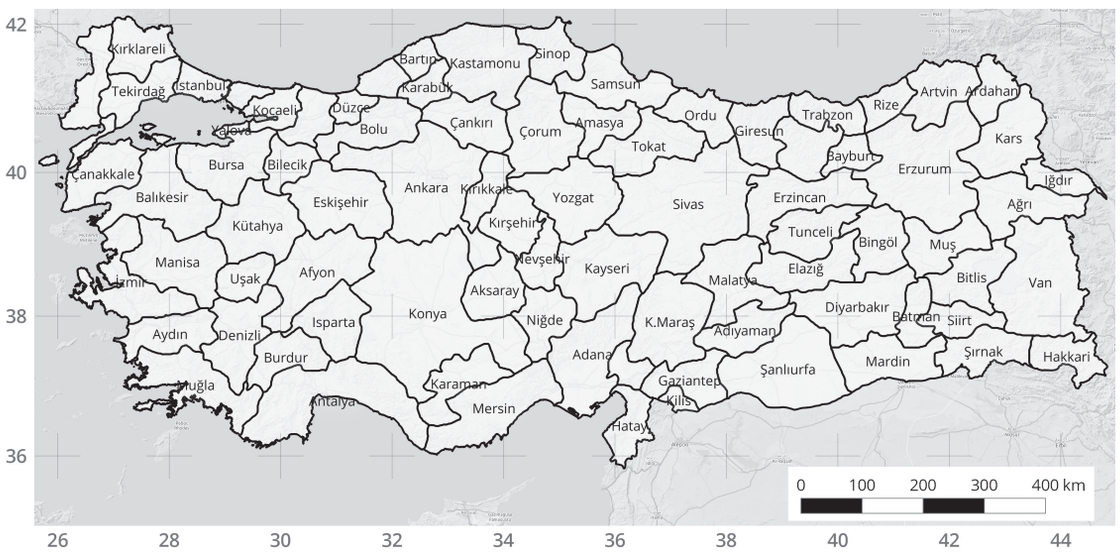


Fig. 1: Political boundary and NUTS-3 regions (provinces) of Turkey.

2.2 Population and MSW Generation Data

Turkey is among the 20 most populous countries of the world (it's current rank is 19), and it is the second most populous country of the Middle East after Iran and the second populous country of Europe after Germany. At the end of 2015, the population of Turkey was determined to be 78.7 million with a growth rate of 1.34 % per annum (TurkStat 2016). While Turkey has very high population and higher annual population growth, this increase trend has declined from 2.89 % in 1960 to 1.30 – 1.40 % in 2000s. One of the main characteristics of population in Turkey is migration from rural areas to urban areas (i.e. urbanization). In 1950, 75 % of total population lived in rural areas, while today urban population ratio exceeds 77 % (UNIDO 2015). Turkey's total population size increased from 62.9 million to 73.7 million between the years 1994 and 2010, implying an increase of 17.2 % (average annum 1.07 %), whereas the size of municipal population increased from 47.6 million to 61.6 million, thereby incorporating a percentage growth of even 29.4 % (average annum 1.84 %).

Population data for provinces of Turkey was obtained from TurkStat's Address Based Population Registration System for the years 2007 – 2012. And the data for 10 most populated provinces are given in Tab. 1.

According to the Municipal Waste Indicators for 1994–2014 by TurkStat, the total amount of MSW collected under municipal services increased from 17.8 million tons/y in 1994 to 28 million ton/y in 2014. In the same time frame, per capita waste generation rate increased from 1.10 kg/ca * day in 1994 to 1.51 kg/ca * day in 1998 and then decreased to 1.08 kg/ca * day in 2014.

In quantification of MSW generation, two different factors must be considered: (i) the increase in MSW generation via population increase and urbanization and (ii) the expansion of MSW services. The rate of municipal population served by standard (i.e., collection, transportation and separation) MSW services in total population increased from 71 % in 1994 to 91 % in 2014. The population rate receiving services from waste disposal and recovery facilities in total population has increased from 4 % in 1994 to 61 % in 2014. This indicates that a significant portion of the municipal population still does not receive municipal waste disposal and recovery services. This

situation is another factor making MSW forecasting a complicated task for local governments in Turkey. MSW generation data for provinces of Turkey was obtained from TurkStat Municipal Waste Statistics and data on MSW generation for 10-most populated city was given in Tab. 2 and per capita waste generation rates of provinces are shown in Fig. 3.

Tab. 1: Population in the 10-most populous cities of Turkey between 2007 and 2015 (x million ca).

City	2007		2008		2009		2010		2011		2012		2013		2014		2015	
	T	U	T	U	T	U	T	U	T	U	T	U	T	U	T	U	T	U
İstanbul	12.6	11.2	12.7	12.6	12.9	12.8	13.3	13.1	13.6	13.5	13.9	13.7	14.2	14.2	14.4	14.4	14.7	14.7
Ankara	4.5	4.1	4.5	4.4	4.7	4.5	4.8	4.6	4.9	4.8	5.0	4.8	5.0	5.0	5.2	5.2	5.3	5.3
İzmir	3.7	3.2	3.8	3.5	3.9	3.5	3.9	3.6	4.0	3.6	4.0	3.7	4.1	4.1	4.1	4.1	4.2	4.2
Bursa	2.4	2.0	2.5	2.2	2.6	2.2	2.6	2.3	2.7	2.4	2.7	2.4	2.7	2.7	2.8	2.8	2.8	2.8
Antalya	1.8	1.1	1.9	1.3	1.9	1.3	2.0	1.4	2.0	1.5	2.1	1.5	2.2	2.2	2.2	2.2	2.3	2.3
Adana	2.0	1.6	2.0	1.8	2.1	1.8	2.1	1.8	2.1	1.9	2.1	1.9	2.1	2.1	2.2	2.2	2.2	2.2
Konya	2.0	1.4	2.0	1.4	2.0	1.5	2.0	1.5	2.0	1.5	2.1	1.6	2.1	2.1	2.1	2.1	2.1	2.1
G.antep	1.6	1.3	1.6	1.4	1.7	1.5	1.7	1.5	1.8	1.6	1.8	1.6	1.8	1.8	1.9	1.9	1.9	1.9
Ş.urfa	1.5	0.9	1.6	0.9	1.6	0.9	1.7	0.9	1.7	1.0	1.8	1.0	1.8	1.8	1.8	1.8	1.9	1.9
Kocaeli	1.4	0.9	1.5	1.4	1.5	1.4	1.6	1.5	1.6	1.5	1.6	1.5	1.7	1.7	1.7	1.7	1.8	1.8

U = Urban population (in MSW service area).
T = Total population.

Tab. 2: Top 10 MSW generation cities in Turkey between 2007-2014 (x 1,000 tons/year).

City	2001	2002	2003	2004	2006	2008	2010	2012	2014 ▼
İstanbul	6,112	5,231	5,375	4,471	4,772	5,215	5,731	5,671	6,065
Ankara	2,327	2,363	2,360	2,189	2,278	2,166	2,002	1,881	2,059
İzmir	1,455	1,332	1,329	1,440	1,342	1,351	1,686	1,613	1,660
Antalya	666	726	761	808	849	838	896	943	1,016
Bursa	625	674	706	743	803	849	858	860	1,011
Konya	689	763	814	716	691	643	653	706	789
Adana	700	727	741	785	775	771	826	614	667
Mersin	510	555	571	610	618	599	565	567	637
Manisa	350	402	456	458	486	474	481	492	619
G.antep	263	306	344	338	444	411	413	523	584

2.3 Software

All calculations on population projections and MSW generation were conducted in spreadsheet environment in Microsoft Excel software. For the development of a spatial database for the study and mapping of resulting population and MSW generation characteristics, Quantum GIS (QGIS v2.16) (QGIS Dev. Team 2016), free and open-source GIS software, was employed in the study.

2.4 Methodology

In order to assess the spatial variations in MSW generation rates by GIS-based mapping, in the presented study, a 4-steps methodology was applied: (1) data collection and processing; (2) population projection; (3) calculation MSW generation rates; and (4) mapping of population and MSW generation.

As detailed above, population data and MSW generation rates for the provinces of Turkey were obtained from TurkStat's Address Based Population Registration System and Municipal Waste Statistics databases. For the mapping of projected MSW generation rates, spatial data (i.e. administrative boundaries of provinces) were obtained from GADM online database (gadm.org).

According to the official UN population projection reports, the years 2030, 2050 and 2100 have been considered as breaking points in understanding the demographic changes of world population. Thus, these years are key to the design and implementation of projects and programs such as waste generation management, poverty eradication, preserving the health etc. Hereby, the years 2030 and 2050 were considered as projection years for estimation of MSW generation rates.

Future populations were projected by applying İller Bankası population projection method, a form of exponential growth model. In Turkey, this method is widely applied in urban infrastruc-

ture projects such as water supply, water and wastewater treatment plant design and the design of MSW disposal facilities. The equations for the calculation of annual growth rate (p) and future population (Ng) were given in Eq. 1 and Eq. 2 (Özdağlar & Sarptaş 2010).

$$p = 100 \cdot \sqrt[\Delta t]{N_p/N_0} - 1 \qquad \Delta t = t_p - t_0 \qquad \{1 \leq p \leq 3\} \tag{1}$$

$$N_g = N_p \cdot (1 + 0.01 \cdot p)^{\Delta t} \qquad \Delta t = t_g - t_p \tag{2}$$

Np represents the reliable present population at year t_p, N_0 is the reliable historic population at year t_0 and N_g is the future population at the projection year t_g. p is the annual growth rate (%). As stated by Özdağlar & Sarptaş (2010), İller Bankası (Bank of Provinces), a governmental bank funding municipal infrastructure projects and identifying design principals for these projects, limits the annual growth rate in the range of 1 and 3 (i.e. p values less than 1 are considered as 1 and p values higher than 3 are considered as 3). In this study, this limitation for determining p values were applied in population projections.

The accuracy of a population projection study mostly depends on better estimation of future annual growth rates. While future variations in growth rates do not always similar with past trends, future growth rates can only be assessed by past values. However, in this study, an additional difficulty exits in the assessment of the future annual growth rates, because the past values of growth rates for the whole city and for urban area show a great variation in several provinces. For instance, these values are 1.06 % for the whole city and 3.87 % for municipal area for Adana, 1.14 % for the whole city and 10.08 % for municipal area for Denizli, 1.37 % for the whole city and 3.46 % for municipal area for İzmir (12.007 km²), or even 2.16 % for the whole city and 14.37 % for municipal area for Muğla etc. These huge differences have been caused by the expansion of urban areas in most of the greater cities such as İstanbul and İzmir by Turkish Local Government Reorganisation Law in 2013. By this law, most of the small town municipalities have been merged to districts, 30 municipalities defined as metropolitan municipality and boundaries of municipalities are extended to whole city boundaries in order to better manage municipal services. But this change quickly increases urban populations and alters annual growth rates. With consideration of this situation, future urban populations for 30 metropolitan municipalities were projected by using their whole city growth rates.

In Turkey, per capita waste generation rates have significant variations in time and place. The increasing trends in per capita waste generation rates are observed in most of the cities due to urbanization and rising standards of living. In several provinces, per capita waste generation rates started to decrease as the result of public awareness and programs for waste reuse and recycling. Future per capita waste generation rates for 2016 - 2050 were determined by considering the increase or decrease in historical per capita waste generation rates for 2001 – 2014.

Based on projected population and per capita waste generation rate, future MSW generation rates were calculated for each city for 2030 and 2050. A spatial geodatabase, including administrative boundaries of provinces of Turkey and table data for resulting values of population projections and MSW generations for 2030 and 2050, was created in QGIS environment. Proposed spatial distributions such as population and MSW generation were mapped in QGIS.

3 RESULTS AND DISCUSSIONS

The spatial distribution of recent city populations, the first result of the study, was mapped to describe current level of urban growth in Turkey (Fig. 2). Cities with higher population sizes (i.e. İstanbul, Ankara, İzmir, Bursa, Antalya, Adana and Konya) can easily be distinguished in Fig. 2. With using determined annual growth rates, future populations were identified for each province for 2030 and 2050 separately and their spatial distributions were given in Fig. 3. These maps were created with the same scale in order to better represent spatial and temporal changes in population in Turkey. The resulting maps indicate that the number of provinces with urban population higher than 5 million will increases from 2 in 2015 to 3 in 2030 and 5 in 2050. The figures for 2.5 million limit are very remarkable: the number of cities having population sizes higher than 2.5 million will rise to 13 in 2050 from 4 in 2015.

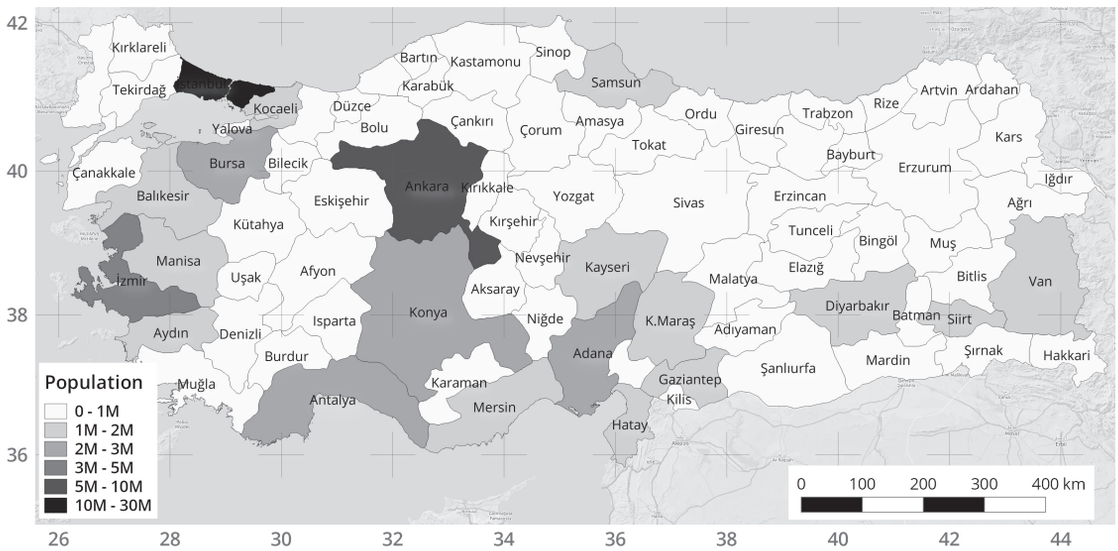


Fig. 2: Present populations of provinces of Turkey at 2015.

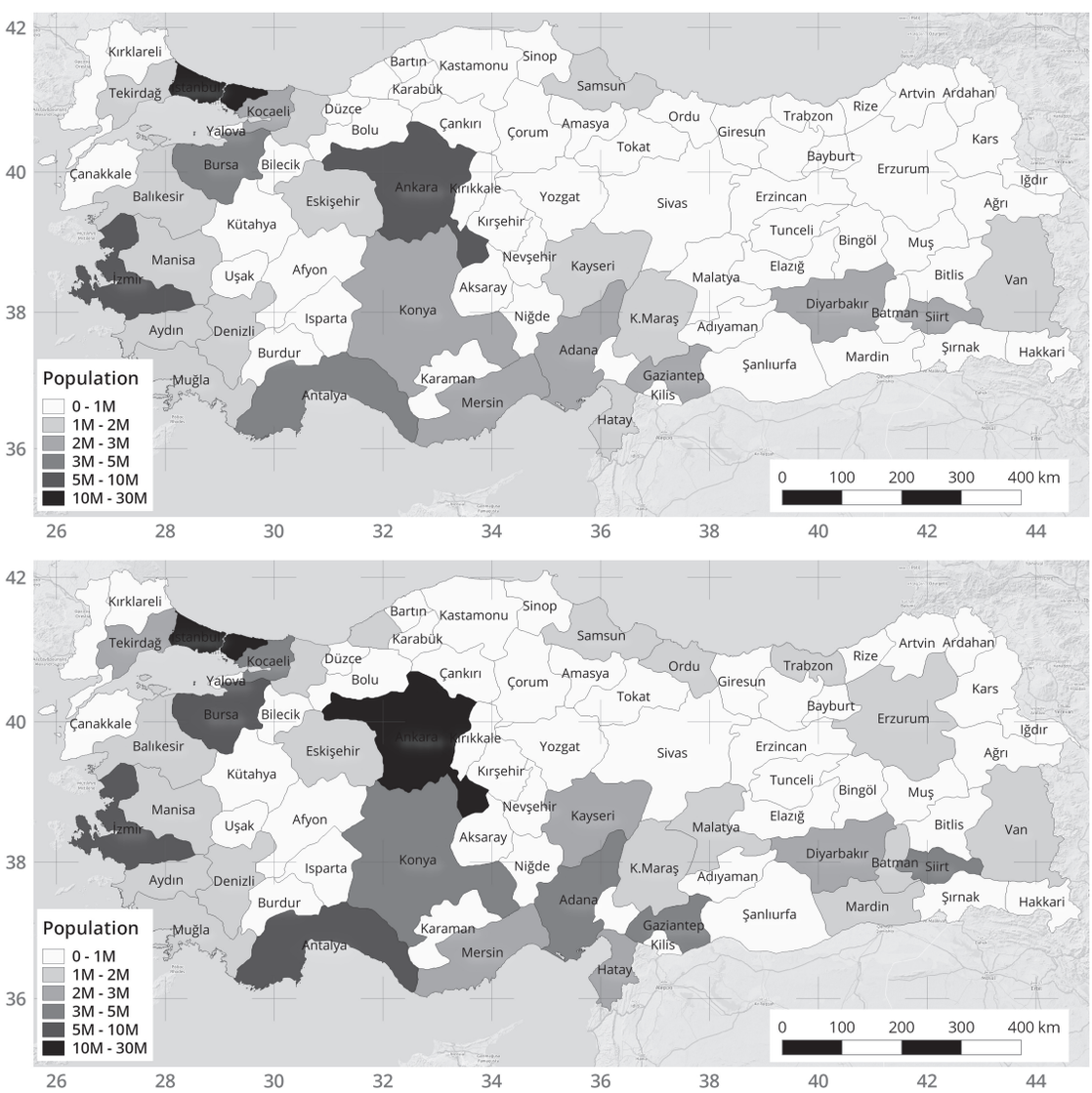


Fig. 3: Projected urban populations for 2030 and 2050.

A spatial distribution of the annual growth rates utilized for the projection of future populations – 2030 and 2050 – was given in Fig. 4.

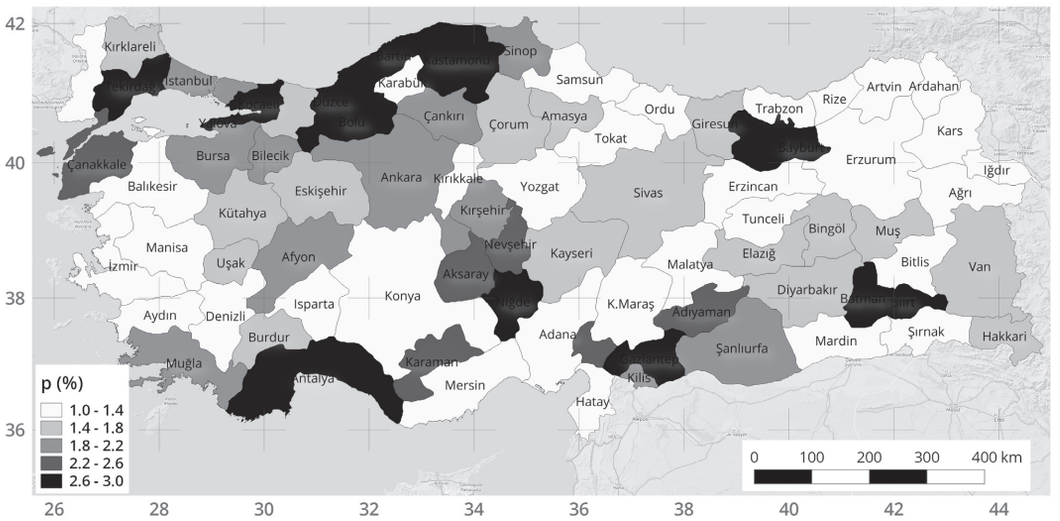


Fig. 4: Annual population growth rates for the period 2015 – 2050.

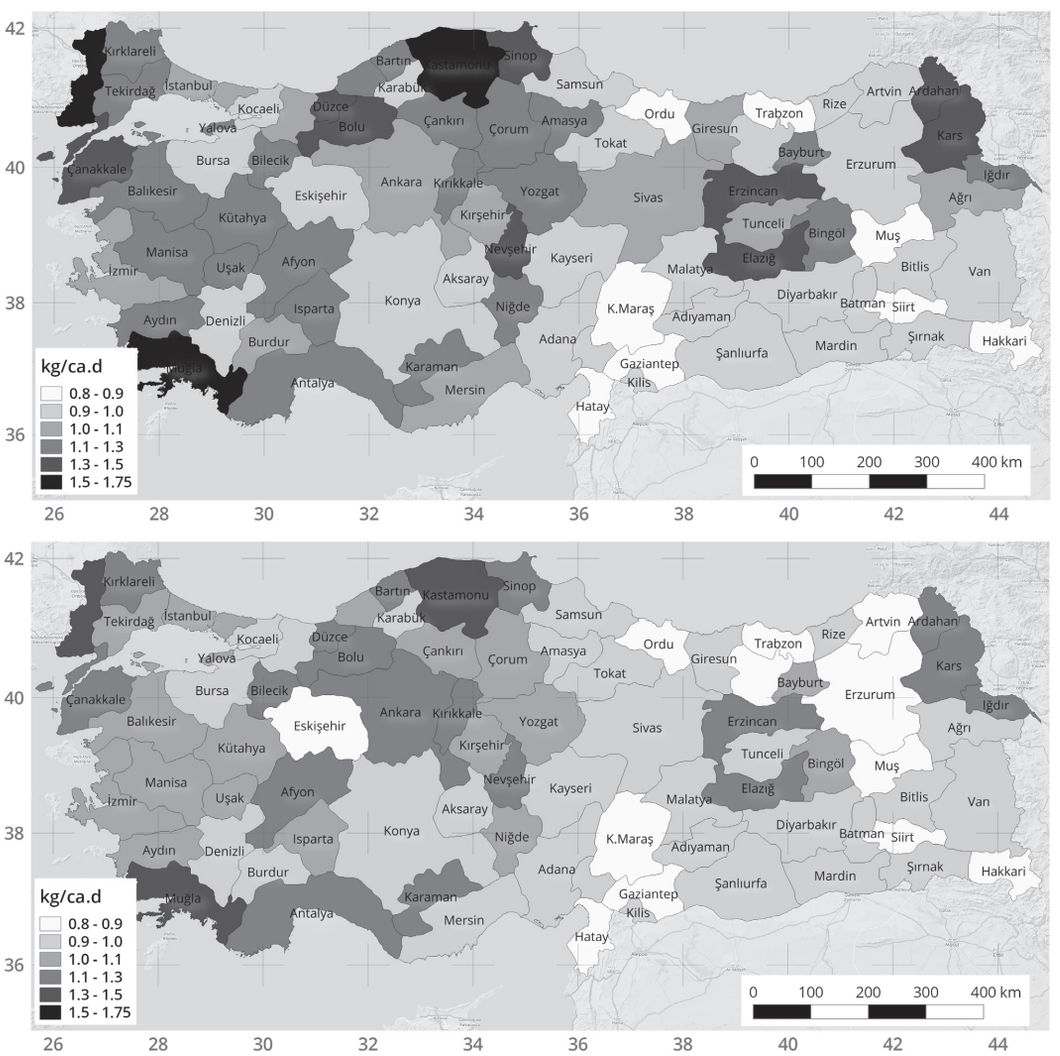


Fig. 5: Future per capita waste generation rates for 2030 and 2050.

As pointed out earlier, future annual growth rates (p) were identified based on the change in whole city population for metropolitan cities whereas projections for other cities were based on the urban population growth rates as normal. In 15 provinces, annual growth rates were considered as 1 % due to minimum growth rate limitation of 1 % while there were 10 provinces in which growth rates were considered as 3% due to maximum growth rate limitation. As it can be seen in Fig. 4, the growth rates were classified into 5 classes. The limits and frequencies of these classes are: (i) 39.5 % for 1.0 – 1.4, (ii) 21 % for 1.4 – 1.8, (iii) 13.6 % for 1.8 – 2.2, (iv) 8.6 % for 2.2 – 2.6 and (v) 17.3 % for 2.6 – 3.0.

Future per capita waste generation rates for 2030 and 2050 were identified with considering past values. The spatial distributions of per capita waste generation rates were given in Fig 5. As shown in Fig. 5, it was assumed that per capita waste generation rates will generally decrease from 2030 to 2050. The considered rates of per capita waste generation decrease in 45 cities and are the same for 33 cities for 2030 and 2050. Highest per capita waste generation rate is 1.75 (kg/ca * d) in Muğla for 2030 whereas this value becomes 1.5 (kg/ca * d) for 2050.

MSW generation rates in urban areas were calculated by using population projection results and per capita waste generation data. The total amount MSW generation was estimated as 37.5 million tons/y for 2030 and 53.4 million tons/y for 2050. The spatial distribution of MSW generation for 2030 and 2050 was given in Fig. 6.

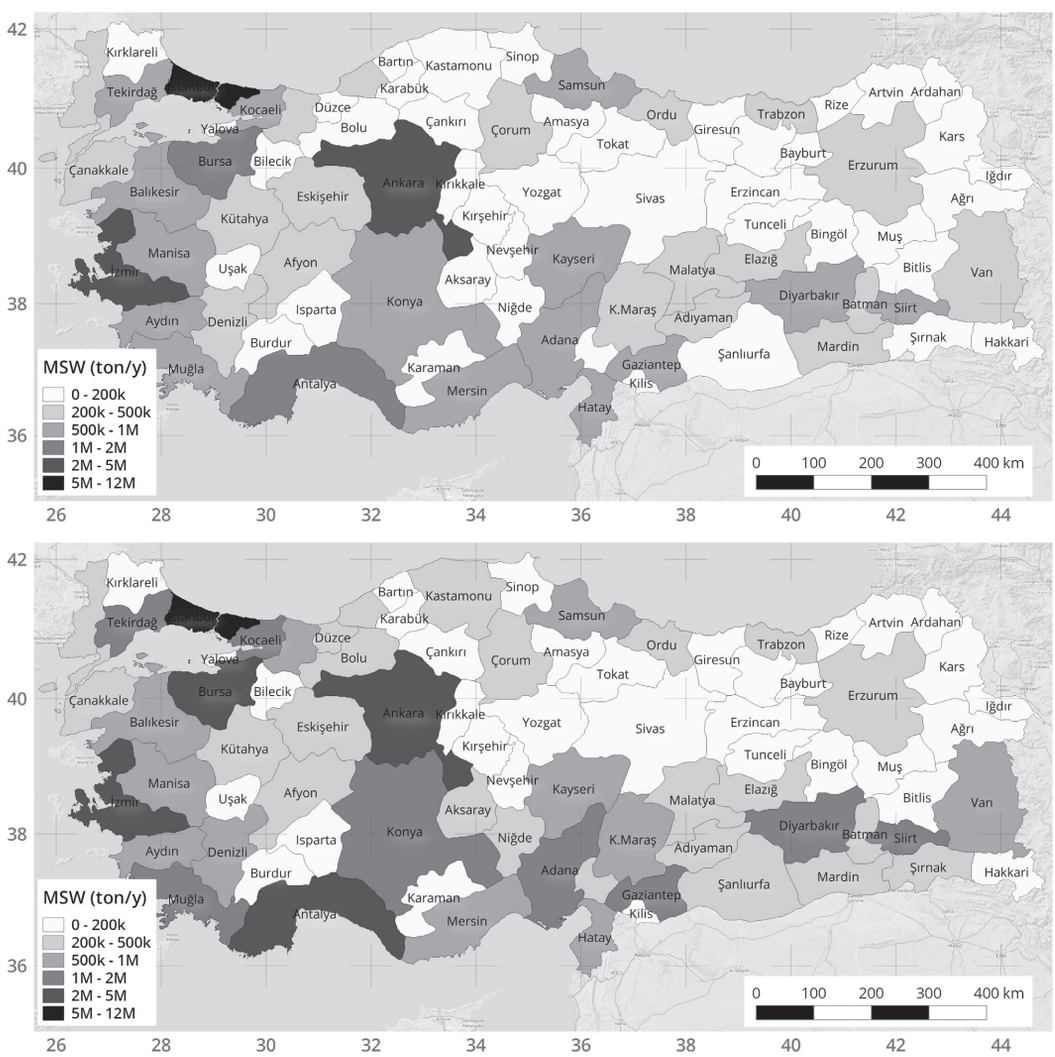


Fig. 6: The amount of MSW generation for the years 2030 and 2050 (ton/y).

It's estimated that İstanbul, producing the maximum amount of MSW currently (i.e. 6 million tons/y), will continue to have the highest amount of MSW in both 2030 and 2050, with the figures of 7.8 million tons/y and 11.5 million tons/y, respectively. MSW generation maps indicate

the trends in the possible increase of MSW generation. As seen on Fig 6, it's predicted that the number of provinces with MSW generation rates higher than 2 million tons/y will increase to 3 in 2030 and to 5 in 2050.

4 CONCLUSIONS

The amount of MSW generation is the principal input for waste management planning and the design of waste treatment facilities regardless of the size of urban area. Most of the models and decision aid tools for waste management are based on this input. However, spatial variability in MSW generation is a significant factor for better planning of waste collection systems, recycling programs and treatment facilities and for better locating of waste bins, drop-off stations, transfer stations and final disposal sites. So, this study was investigating spatial variability and assessment of future MSW generation in provinces of Turkey with the help of GIS. The results show that GIS-based analysis and mapping facilitate the understanding of spatial variability in population dynamics, per capita waste generation and MSW generation. This study also showed that GIS-based analysis also allows to evaluate temporal variations in MSW generation by mapping multi-year data and predictions.

REFERENCES

ÇYGM (Çevre Yönetimi Genel Müdürlüğü) (2008) *Atık Yönetimi Eylem Planı. Ankara;* Türkiye: T.C. Çevre ve Orman Bakanlığı.

Department of Economic and Social Affairs (2004) *World Population to 2300.* New York; U.S.A: United Nations.

Kawai, K. & Tasaki, T. (2015) Revisiting estimates of municipal solid waste generation per capita and their reliability. *J Mater Cycles Waste Manag.* 18, pp. 1–13.

Özdağlar, D. & Sarptaş, H. (2010) *Su Getirme ve Kanalizasyon Formül Kitabı.* İzmir; Türkiye: Dokuz Eylül Üniversitesi Mühendislik Fakültesi Yayınları.

QGIS Development Team (2016) *Quantum GIS Geographic Information System.* Open Source Geospatial Foundation Project. http://qgis.osgeo.org.

The World Bank (2012) Chapter 3: Waste generation. In: *What a waste: A global review of solid waste management.* Urban Development Series Knowledge Papers, No:15, pp. 8-12.

TurkStat (2016) *The Results of Address Based Population Registration System* – 2015. http://www.turkstat.gov.tr/PreHaberBultenleri.do?id=21507.

TurkStat (2015) http://www.tuik.gov.tr/PreTabloArama.do?araType=vt&metod=search.

TurkStat (2015) *Municipal Waste Indicators 1994–2014* (In Turkish). http://www.tuik.gov.tr/PreIstatistikTablo.do?istab_id=496.

TurkStat (2011) *Address based population registration system results of 2010.* Press Release, No:19, pp. 1-2.

UNIDO (2015) http://www.unido.org/fileadmin/import/73121_General_Information_on_Turkey.pdf.

Aktueller Zustand eines aktiven Absetzteiches: Feststellungen und Empfehlungen

L.P. Draganov
UBG „St. Ivan Rilski“, Sofia, Bulgarien

C. Drebenstedt
TU Bergakademie, Freiberg, Deutschland

KURZFASSUNG: Vorgestellt wird ein Absetzteich des größten kupfergewinnendes Unternehmens in der Republik Bulgarien zusammen mit der Technologie für Abwaschen des Abfalls. Die Autoren machen Feststellungen, Analysen und praktische Empfehlungen zur Erhöhung seiner gefahrlosen Ausbeutung.

1 EINLEITUNG

Die Unterschätzung des Problems beim Ablagern der Abfälle von der Aufbereitung von Bodenschätzen wurzelt oft in der Nichteinhaltung der standardisierten Ansprüche beim Projektieren und Aufbauen von Absetzteichen.

Häufige Uhrsachen sind: ungenügende Kapazität der Projektanten, Mangel oder schwache Investitionskontrolle; „Ersparnisse“ durch Einlegen von nach Umfang ungenügenden und von der Qualität her nicht passenden Eigenschaften der Materialien in den Dämmen (Draganov 2000).

2 INFORMATION ÜBER ABSETZTEICHE “BENKOVSKI” 2 - TECHNOLOGIE DES EINSPÜLENS

Die Absetzteiche “Benkovski“ 2 gehören zu dem Aufbereitungskomplex “ElaziteMed“AG, gelegen auf dem südlichen Abhang vom Balkangebirge beim Dorf Mirkovo, Bulgarien. Sie nehmen eine Fläche von 4 km² und in der Perspektive 6 km² ein, Abbildung 1.

Das Becken besteht aus zwei Teilen: „Ai dere“ für die groben Fraktionen und “Suludja dere“ für die feinen Fraktionen und das Umsatzwasser für die Aufbereitungsfabrik. Dazwischen ist der Damm für Hydrozyklone zur Entwässerung und Trennung der Abfälle von der Aufbereitung, siehe Abbildung 2.

Das Dränieren des Wassers von den groben Fraktionen geschieht durch Grundkollektordränage und zusätzliche Seitendränagen (Schema “Fischbein“). Das Wasser akkumuliert dabei im „Suludja dere“ durch Pumpenstation und kommt aus dem Umsatz in die Aufbereitungsfabrik. Das Waschen der groben Fraktionen in „Ai dere“ erfolgt von Kote 619,4 im Jahre 1998 bis Kote 700 im Jahre 2030 nach Schichten mit einer Stärke von 10-15-20 m.

Das piezometrische Niveau darin wird mit fünf Reihen Piezometern beobachtet. Das Gefälle (Neigungen) der Böschungen sind 1:3-1:3,77.

3 UMZÄUNENDE ELEMENTE DER BEIDEN GRUNDTEILE

Die Situierung des Dammes 1 von „Suludja dere“ ist in Abbildung 3 und 4 gezeigt. Der Damm (Abb. 5) ist aus Bodenmaterial aufgeschüttet mit einer Länge von 600 m und einer Neigung der Böschungen von 1:1,8. Es gibt unbedeutende Beimengungen aus zerbröckeltem Gestein (~ 3%). In seinem Bau sind ein Filter eingeschlossen und ein Tonkern in einer Tiefe von 2,5 m. eingegraben, der etwa 20 % von den Querschnitten beträgt. Die Neigung des Kerns und Filter dazu ist 1:0,15. Der mittlere Damm zwischen “Ai dere“ und “Suludja dere“ ist in Abbildung 2 gezeigt.

Der Enddamm von „Ai dere“ und das Querprofil sind auf den Abbildungen 5 und 6 dargestellt.

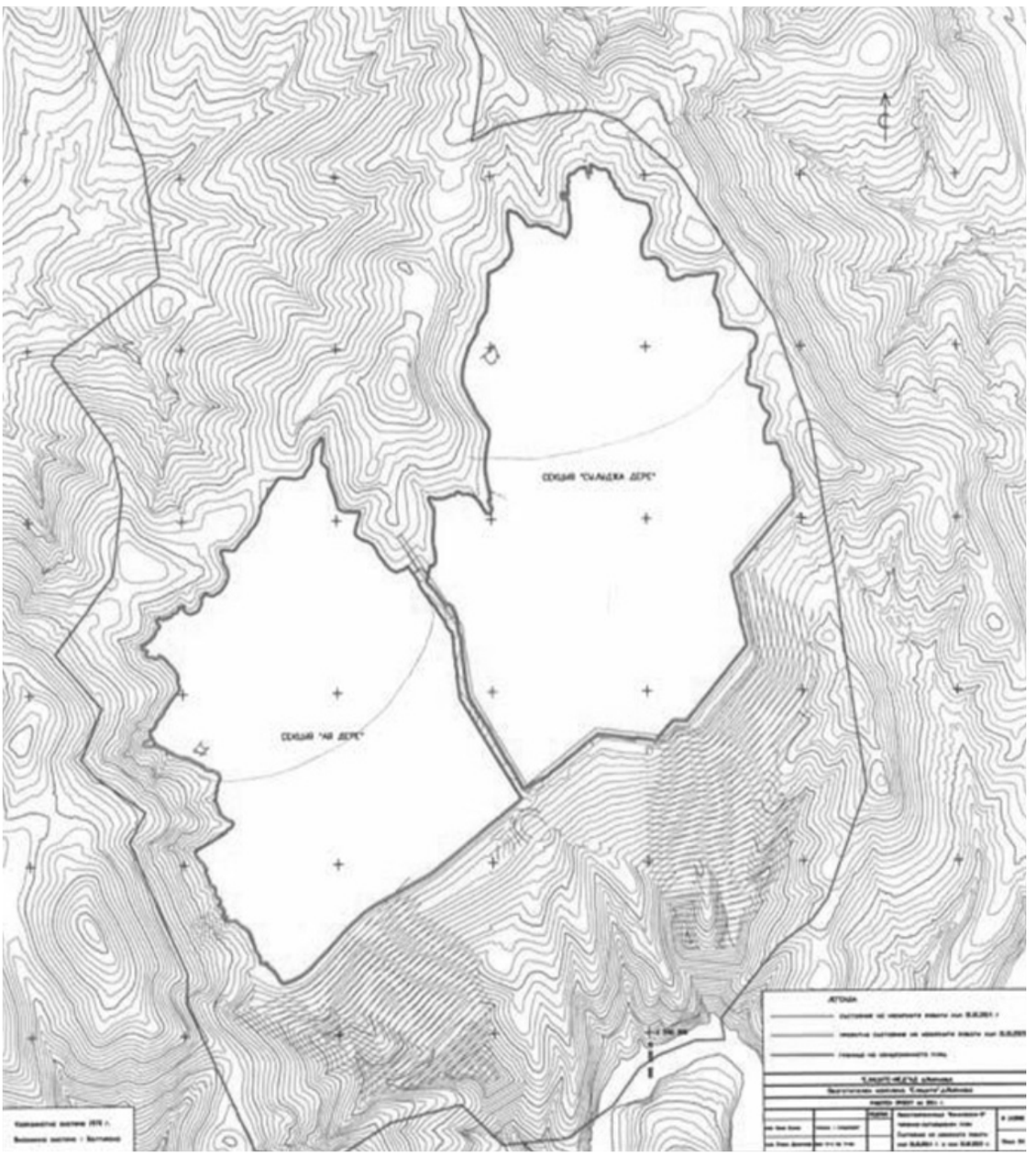


Abb. 1: Situationsplан von “Benkovski “ 2 - Absetzteiche.

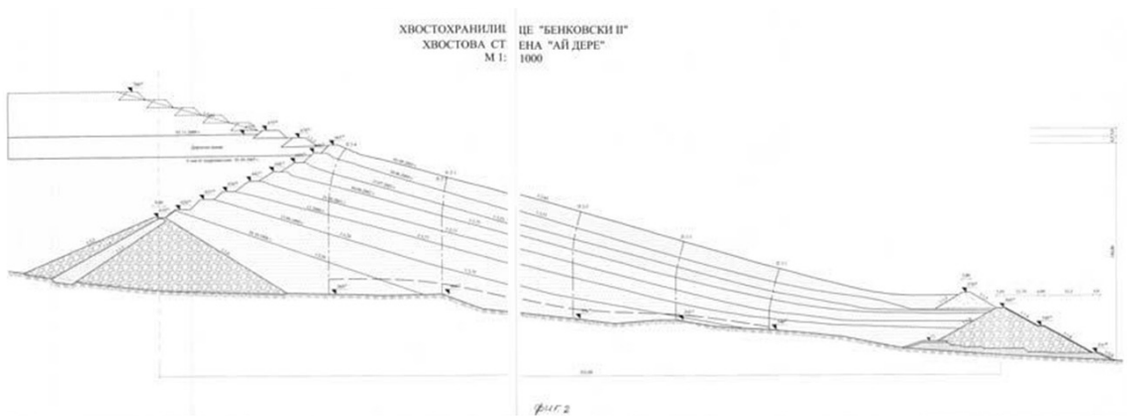


Abb. 2: Aufbau von “Benkovski “ 2 - Absetzteiche.

4 FESTSTELLUNGEN DES AUTORS

- Für die umzäunten Dämme von “Ai dere“ (Abbildung 2, 6, 7) und für den Damm von “Suludja dere“ (Abb. 3, 4, 5) gibt es keine Piezometrie d.h. es fehlt jede Vorstellung für die piezometrische Kurve (das piezometrische Nideau).
- In unmittelbarer Nähe zu dem Damm von „Ai dere“ ist das Dorf Benkovski und der Fluss Toploniza und zum Damm von „Suludja dere“ ist das Dorf Tschavdar.
- Es fehlt eine äussere Isolation der Wasserschwaden für die Dämme.
- Die Neigung der Schwaden des Damms von „Suludja dere“ ist 1:1,8 statt 1:2,5 bis 1:3,5.
- Es ist nicht die Herkunft und Art des Tones im Tonkern in dem Dämmen bekannt.

5 OBLIGATORISCHE PRÜFUNGEN FÜR DIE RICHTIGE BEWERTUGN DES ZUSTANDES DER DÄMME, UM EINE MÖGLICHE DESTABILISIERUNG AUSZUSCHLIESSEN

- Eine Einschätzung der durchgeführten Analysen für die statische und dynamische Festigkeit der Dämme ist erforderlich.
- Die Prüfung und Analyse des in den Dämmen vorlegten Materials (nach exekutiven Protokollen) ist durchzuführen.
- Untersuchungen der Materialproben aus der Dämmen und des Flotationsabfall in Labor, müssen folgende Aspekte und Parameter miteinschließen:
- Die Prüfung der chemisch-mineralen Zusammensetzung des Materials in den Dämmen und die Bestimmung der Menge der organischen Beimengungen.
- Bestimme der elementaren Zusammensetzung der Hauptgesteinsarten (ISPI).
- Bestimmen der Mineralienzusammensetzung der Grundtonarten (mittels Roentgen-Struktur Analyse).
- Bestimmen des Austauschionen-Volumens und der Sorptionskapazität der Tone.
- Bestimmen der chemischen Zusammensetzung des Wassers in beiden Teilen des Absetzteiches (insbesondere: pH, SO_4^{2-}, Ionenzusammensetzung u.a.).
- Untersuchung der physikalischen Eigenschaften der Grund - Boden - Ton Abarten.
- Bestimmen der Wasserlöslichkeit, Volumensverbreiterung (Aufquellen) und der Grenzen der Plastizität.
- Bestimmen des Volumsgewichtes und des Filtrationskoeffizienten des Abfalls und der Gesteine in den Dämmen.
- Bestimmen der mechanischen Parameter der Materialien (Böden, Tone und Abfall).
- In diesem Fall sind das zehn Untersuchungen / Prüfungen.

6 SCHLUSSFOLGERUNG

Auf Grund der Resultate von der Gesamt-Analyse bzw. den Prüfungen, die die oberen Punkte einschließen, müssen Maßnahmen bezeichnet zur Vermeidung der Erhöhung des piezometrischen Niveaus. Die Befeuchtung der Gesteine in den Dämmen d.h. die Senkung ihrer mechanischen Parameter (C und φ) und das eventuelles Anschwellen des Tonkernes, das zu Selbstzerstörung führt und damit zum Bedrohen des Nachbarterrains und der Siedlungen muss unter Kontrolle gehalten werden.

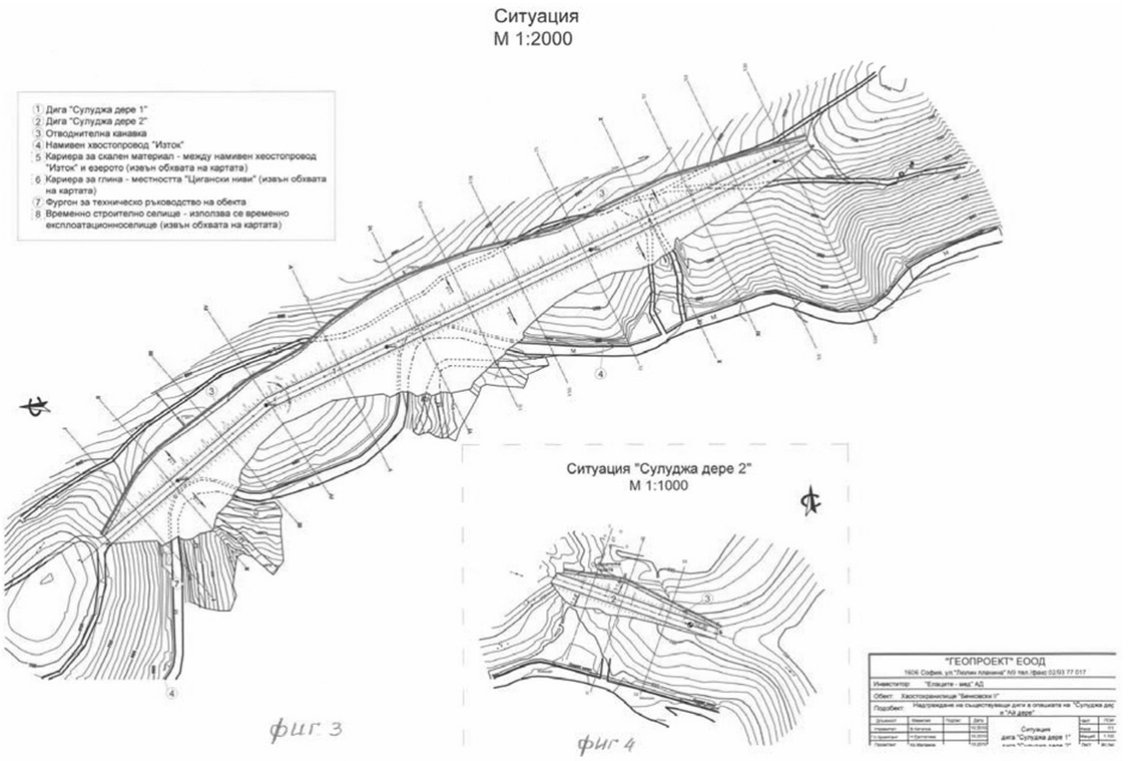


Abb. 3: Situierung des Damms von “Suludja dere“ (pur 3) und des Damms von “Suludja dere“ (pur 4).

7 SETZEN VON RADIKALEN MASSNAHMEN BEIM VORHANDENSEIN VON UNGÜNSTIGEN BEDINGUNGEN DIE SICH AUS DEN ERGEBNISSEN AUS DEN DURCHGEFÜHRTEN PRÜFUNGEN ABLEITEN LASSEN

Bei einer festgestellter Erhöhung des piezometrischen Niveaus im Damm von “Suludja dere“ ist die erste radikale Massnahme des Schaffen von einer horizontalen Dränagebohrung an seinem Grund, nach dem Methode HDD (Draganov et al. 2014).

Die zweite Maßnahme ist das Einlegen von isolierender Schichten auf die nassen Schwaden mit Bentonitmatten GTD (HUESKER Synthetic GmbH 2015).

Die Lage und Parameter der horizontalen dränierenden Bohrung hängen von der wasserabstossende Fähigkeit der irdischen Aufschüttung des Tonkerns ab. Diese werden durch ein ergänzendes Projekt bestimmt.

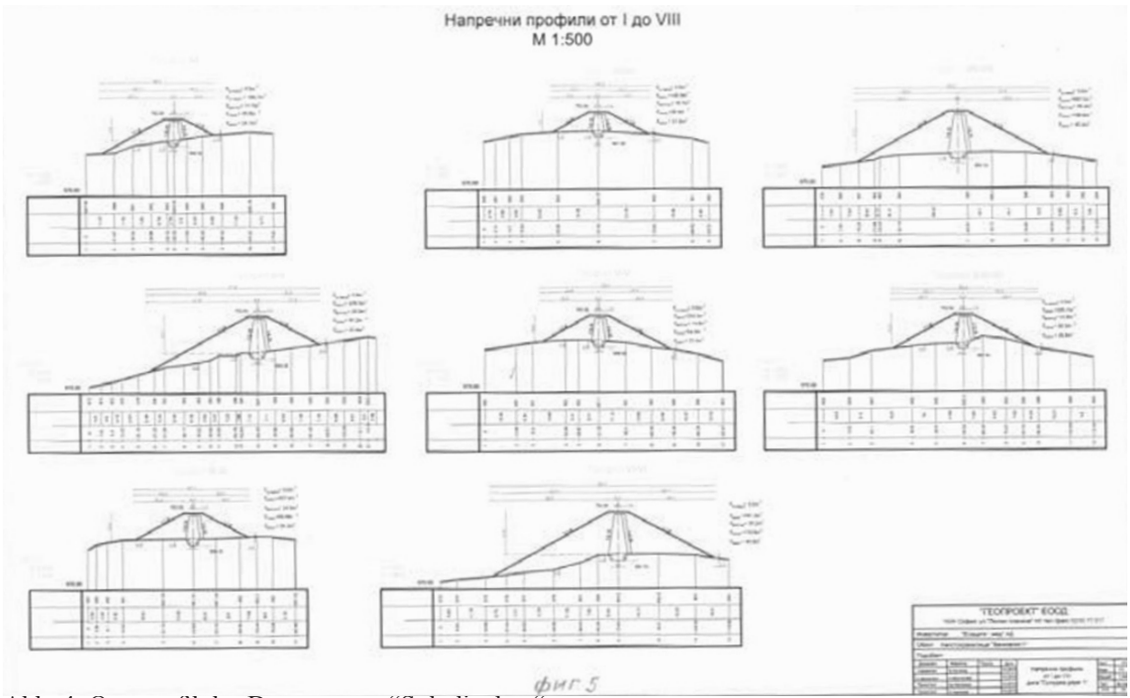


Abb. 4: Querprofil des Damms von “Suludja dere“.

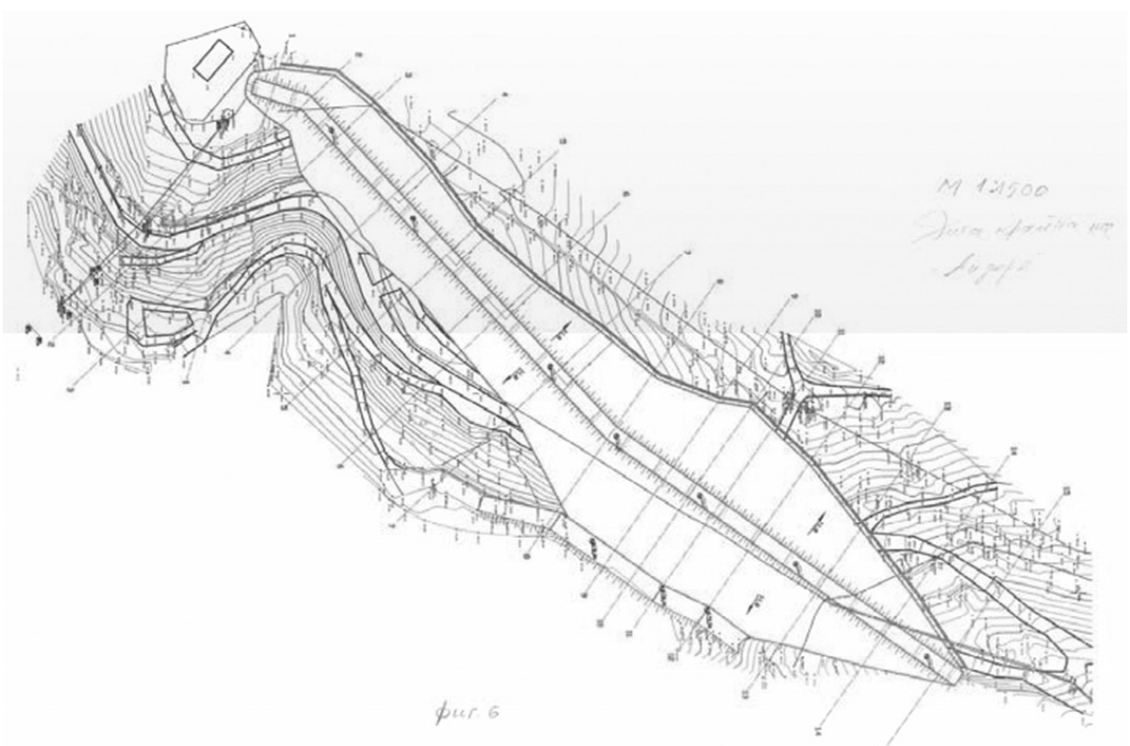


Abb. 5: Damm von “Ai dere“.

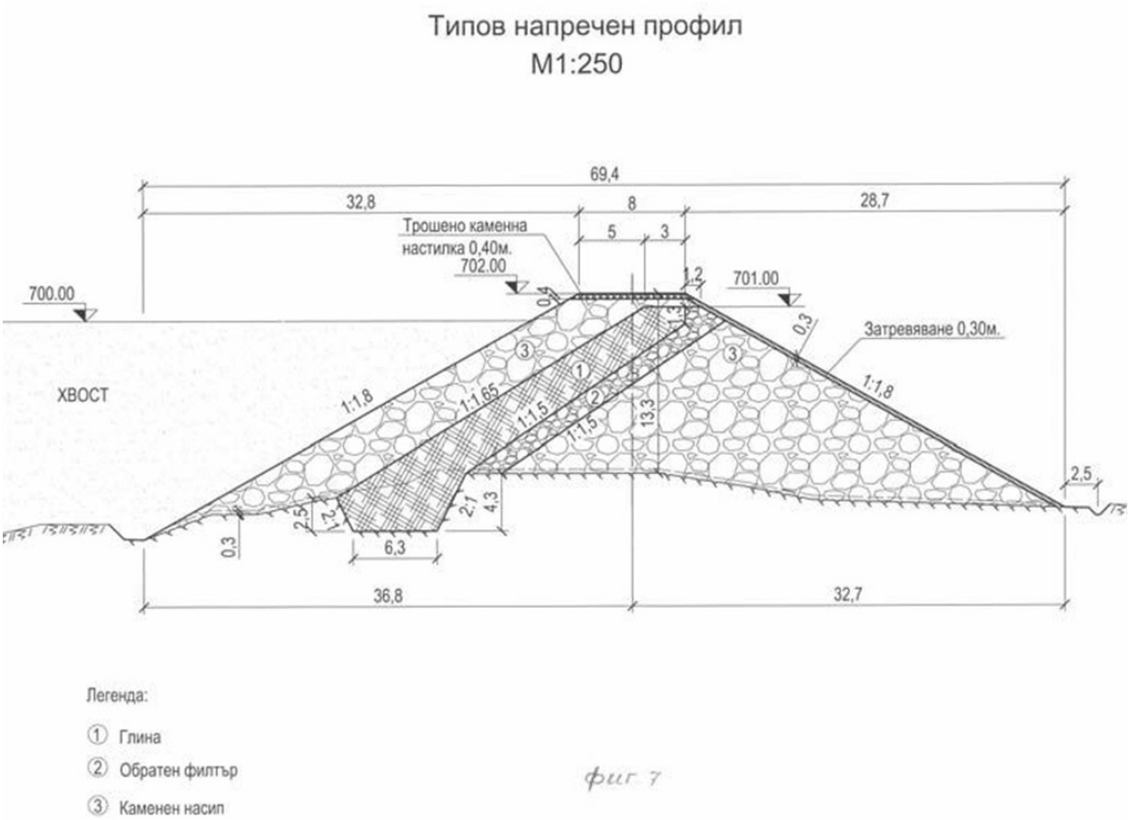


Abb. 6: Querprofil des Damms von "Ai dere".

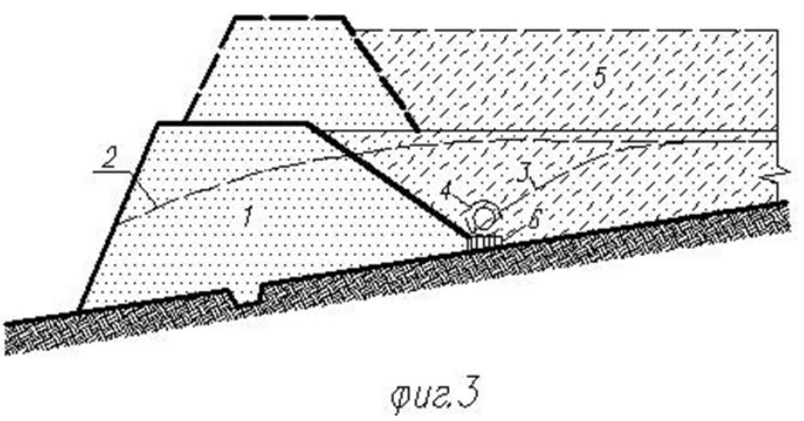


Abb. 7: Beispiel für das Abnehmen des piesometrischen Niveaus im Damm eines Absetzteiches.
Erklärung: 1 = Damm; 2 = erhöhtes piezometrischen Niveau; 3 = niedriges piezometrisches Niveau; 4 = horizontale dränierende Bohrung; 5 = zusätzliches abwaschendes Material; 6 = kolmatierende Dränage.

LITERATUR

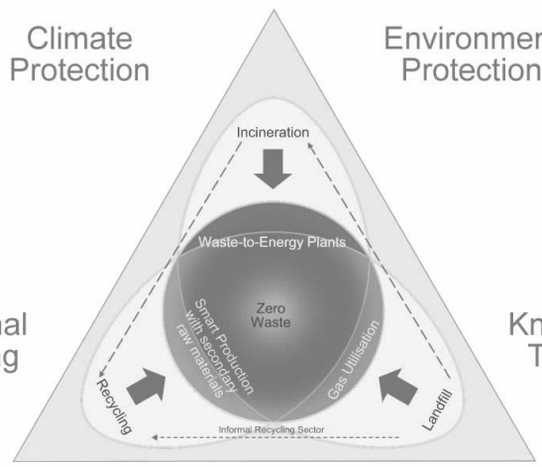
Draganov, L. (2000) *Deponieren von Abfällen und Reinigung von Böden Vorlesungs-Zyklus,* nicht veröffentlicht.

Draganov, L., Drebenstedt, C. & Konstantinov, G. (2014) Innovative Methods to Improve Stability in Damps and to Enlarge their Capacity. *12th International Symposium Continuous Surface Mining*, Aachen 2014.

HUESKER Synthetic GmbH (2015) Firmeninterne Information.

W$_t$ERT

Waste-to-Energy Research and Technology Council



WtERT Germany GmbH – Lipowsky Straße 8 – 81373 München
Phone: +49 89 189 1787 16 - E-Mail: postmaster@wtert.eu - Domain: www.wtert.eu

GREEN TECH CLUSTER

World's 1st in Green Tech

Hier wachsen grüne Innovationen!

www.greentech.at

styria region unlimited®

Poster

File: 1.1

Untersuchungen zur Kupferrückgewinnung aus Feinfraktionen von MVA-Schlacken mittels Flotation

A. Haas, B. Breitenstein, T. Elwert & D. Goldmann
Technische Universität Clausthal, Institut für Aufbereitung, Deponietechnik & Geomechanik, Lehrstuhl für Rohstoffaufbereitung und Recycling, Clausthal-Zellerfeld, Deutschland

KURZFASSUNG: In Deutschland werden jährlich über 5 Millionen Tonnen an MVA-Schlacken aufbereitet, um enthaltene Wertmetallfrachten zurückzugewinnen. Mit Aufbereitungsanlagen, die nach dem Stand der Technik arbeiten, kann die Metallrückgewinnung bis zu einer unteren Korngröße von 2 mm realisiert werden. Die als Rückstand verbleibende Fraktion < 2 mm wird in der Regel einer deponiegebundenen Verwertung, zugeführt. Trotz hoher Konzentrationen an NE-Metallen, insbesondere Kupfer, werden die Feinkornfraktionen nicht aufbereitet. Somit werden jährlich mehrere 1.000 Tonnen Kupfer aus dem Wertstoffkreislauf ausgeschleust. Im Folgenden wird ein Ansatz beschrieben, mit dem Kupfer zukünftig mittels Flotation aus bereits aufbereiteten Schlacken einer Körnung < 0,2 mm angereichert werden könnte. Im Rahmen der Untersuchungen wurden verschiedene Flotationsreagenzien sowie die Variation unterschiedlicher Flotationsparameter untersucht. Es konnte gezeigt werden, dass hohe Kupferausbringen von bis zu 60 % bei Kupferkonzentrationen von etwa 5 % erreicht werden können.

1 EINLEITUNG

Schlacken aus Müllverbrennungsanlagen (MVA) und Ersatzbrennstoff (EBS)-Kraftwerken sind anthropogene Wertstofflager, da sie signifikante Mengen an Wertmetallen, vor allem Eisen, Aluminium und Kupfer, beinhalten. Letzteres besitzt den höchsten Wert und die beste Recyclingfähigkeit vor allem im Feinkornbereich. In Aufbereitungsanlagen, die nach dem Stand der Technik mit trocken-mechanischen Verfahren arbeiten, können diese Wertmetalle bis zu einer unteren Behandlungskorngröße von ca. 2 mm zurückgewonnen werden. Während für Eisen hohe Rückgewinnungsquoten erreicht werden, sind diese für NE-Metalle deutlich geringer (Alwast & Riemann 2010), (Deike et al. 2012), (Kuchta & Enzner 2015).

Eine Metallrückgewinnung aus den Fraktionen < 2 mm findet derzeit industriell nicht statt, obwohl diese Kupferkonzentrationen von ca. 0,4 % mit steigender Tendenz aufweisen (Deike et al. 2012), welche jenen von Kupferarmerzen entsprechen (Deutsches Kupferinstitut 1997). Durch den Einsatz von weitergehenden Verfahren, wie dem bis in den Technikumsmaßstab entwickelten RENE-Verfahrens (Breitenstein et al. 2013), (Breitenstein et al. 2015) können ca. $^2/_3$ des in den Fraktionen < 2 mm enthaltenen Kupfers zurückgewonnen werden, dennoch verbleibt $^1/_3$ des Kupfers insbesondere in den Fraktionen < 0,16 mm. Die Schwierigkeit der Rückgewinnung aus diesen Fraktionen besteht darin, dass das Kupfer in verschiedenen Erscheinungsformen vorliegt und das Material hohe Verwachsungsgrade aufweist (Deike et al. 2012), (Speiser 2001), (Wei et al. 2015). Um eine Kupferrückgewinnung auch aus diesen Fraktionen zu ermöglichen, werden derzeit sowohl Untersuchungen zur selektiven Laugung als auch zur Flotation durchgeführt. Dieser Beitrag stellt erste Ergebnisse der Flotationsuntersuchungen vor.

2 AUSGANGSMATERIAL

Für die Flotationsuntersuchungen wurden eine magnetische und eine nicht magnetische Rückstandsfraktion < 0,16 mm aus dem RENE-Verfahren verwendet. Die Gehalte an relevanten chemischen Elementen ist in Tabelle 1 gegeben.

Tab. 1: Elementanalysen der nicht magnetischen und der magnetischen Fraktion.

Konzentration [%] Fraktion	Cu	Fe	Pb	Zn	Al	Ca	Mg	Si
Nicht magnetische Fraktion	0,68	2,73	0,17	0,88	6,13	11,03	1,30	24,25
Magnetische Fraktion	0,58	14,21	0,13	0,66	4,94	11,41	1,43	15,87

Beide Fraktionen weisen eine ähnliche Kupferkonzentration auf, zeigen aber deutliche Unterschiede bei der Eisen- und Siliziumkonzentration.

Um Informationen über die Bindungsformen des Kupfers und wesentliche Matrixphasen zu erhalten, wurden von beiden Fraktionen polierte Dünnschliffe angefertigt und mittels Elektronenstrahlmikrosondenanalytik (ESMA) untersucht. Abbildung 1 zeigt exemplarisch ein Rückstreuelektronenbild des Ausgangsmaterials.

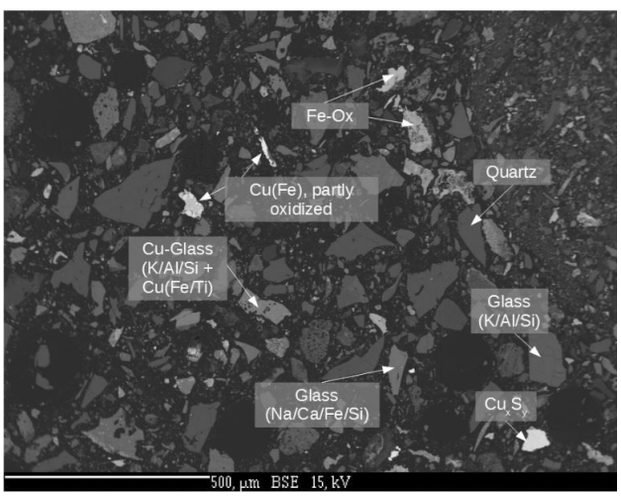


Abb. 1: Rückstreuelektronenbild (Z-Kontrast) des Ausgangsmaterials.

Die Untersuchungen haben gezeigt, dass das Material sehr heterogen ist. Kupfer liegt überwiegend metallisch, teilweise legiert mit unterschiedlichen Gehalten an Eisen, vor. Darüber hinaus findet sich Kupfer aber auch in oxidischen, sulfidischen und silikatischen Partikeln. Hauptmatrixphasen sind glasartige Silikate mit stark variierenden Gehalten an Natrium, Calcium, Aluminium und Eisen sowie Eisenoxide. Die mineralogischen Unterschiede zwischen der magnetischen und der unmagnetischen Fraktion sind insgesamt gering. Die magnetische weist gegenüber der unmagnetischen Fraktion deutlich höhere Gehalte an Eisenverbindungen auf, während letztere höhere Gehalte an Silikaten zeigt.

3 FLOTATIONSUNTERSUCHUNGEN

Ziel der hier vorgestellten Untersuchungen war es zu klären, ob eine Kupferrückgewinnung mittels Flotation aus den Feinfraktionen < 0,16 mm grundsätzlich möglich ist. Aufgrund der Komplexität des Materials bestehen hieran durchaus Zweifel (Simon & Holm 2014). Da der Flotationsprozess durch sehr viele Parameter beeinflusst wird, wurden die Untersuchungen in einem ersten Schritt auf die wichtigsten beschränkt. Diese sind der eingesetzte Sammler sowie die Sammlerkonzentration, der pH-Wert, die Konditionierungszeit sowie die Korngrößenverteilung der zu behandelnden Fraktion. Die Untersuchungen wurden in einer 1L-Rührwerksflotationszelle (Typ Denver) durchgeführt.

Zunächst wurden sechs unterschiedliche Flotationsreagenzien der Firma Cytec Industries Inc. auf ihre Eignung für das vorliegende System untersucht. Im Primärrohstoffbereich werden diese für die Kupfergewinnung aus sulfidischen Erzen mit teilweise oxidierten Komponenten eingesetzt. Als aktive Gruppen dienen Dithiophosphate, Alkylhydroxamate sowie Thiocarbamate, teilweise in Mischungen und ergänzt durch Dispergiermittel und Schäumer.

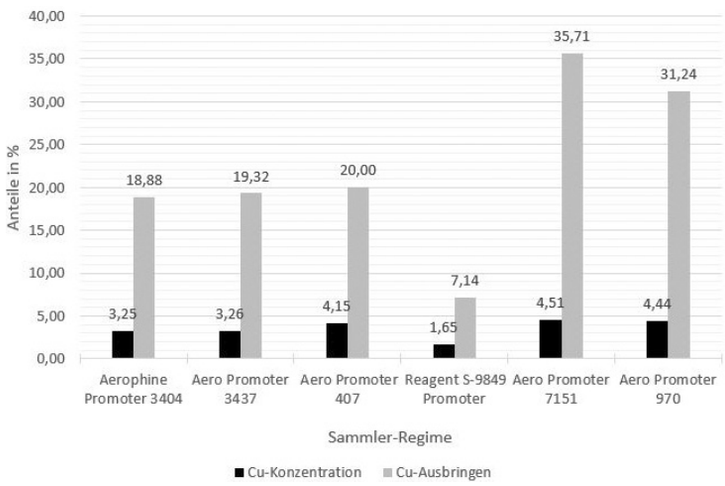


Abb. 2: Cu-Konzentration und Cu-Ausbringen in Abhängigkeit des Sammler-Regimes (nicht magnetische Fraktion); Parameter: c: 200 g/L, $c_{Reagenz}$: 400 g/t, pH 7 (H_2SO_4, 1 mol/L), t_{Kond}: 5 min, 2000 U/min., ohne Schäumer, $t_{Flotation}$: 5 min.

Abbildung 2 zeigt exemplarisch die Kupferkonzentrationen und -ausbringen für die nicht magnetische Fraktion bei pH 7. Es sind deutliche Unterschiede zwischen den Reagenzien zu erkennen, wobei die besten Ergebnisse mit dem Einsatz von Aero Promoter 7151 erzielt werden konnten. Hierbei handelt es sich um eine Mischung aus Natrium-diisobuthyl-dithiophosphat und Thionocarbamaten. Auf Grundlage dieser Ergebnisse wurden einige weitergehende Untersuchungen mit diesem Sammler vorgenommen.

Als erstes wurden der Einfluss des pH-Wertes und der Sammlerkonzentration detaillierter untersucht. Die Untersuchungen zum pH-Werteinfluss zeigten ein Optimum bei 8,5. Die Resultate für die Variation der Sammlerkonzentration sind in Tabelle 2 dargestellt. Die Versuchsreihe zur Sammlerkonzentration wurde jeweils zweimal durchgeführt, um die Reproduzierbarkeit der Versuche zu untersuchen. Die erste Versuchsdurchführung ist mit Ziffer 1 gekennzeichnet, die zweite dementsprechend mit einer 2.

Tab. 2: Cu-Konzentration und Cu-Ausbringen in Abhängigkeit der Sammlerkonzentration für Aero Promoter 7151 (nicht magnetische Fraktion); Parameter: c: 200 g/L, pH 8,5 (H_2SO_4, 1 mol/L), t_{Kond}: 5 min, 2.000 U/min., ohne Schäumer, $t_{Flotation}$: 5 min.

Sammlerkonzentration [g/t]	Cu-Konz. 1 [%]	Cu-Ausbringen 1 [%]	Cu-Konz.2 [%]	Cu-Ausbringen 2 [%]
200	3,50	23,00	3,80	28,00
400	4,34	27,36	3,75	35,81
600	4,78	30,13	4,93	36,61
800	2,90	40,73	5,01	43,36
1.000	3,65	43,07	4,38	44,69
1.200	3,98	43,41	4,05	42,50

Wie aus Tabelle 2 hervorgeht, wurden unter Einsatz von 800 g/t Aero Promoter 7151 Kupferkonzentrationen von bis zu 5 % mit entsprechenden Ausbringen von über 40 % erreicht. Eine weitere Steigerung der Sammlerkonzentration zeigte keinen zusätzlichen positiven Effekt. Die Ergebnisse aus den Versuchen von 200 g/t bis 600 g/t erreichen zwar ebenfalls Konzentrationen zwischen 3,50 % und 4,93 %, die Ausbringen sind allerdings deutlich geringer als bei einer Sammlerkonzentration von 800 g/t. Aus diesem Grund wurden die nachfolgenden Untersuchungen mit einer Sammlerkonzentration von 800 g/t durchgeführt. Die zum Teil signifikanten Abweichungen der Ergebnisse untereinander sind auf das hohe Maß an Heterogenität des Materials zurückzuführen. Weitere Untersuchungen wurden in Bezug auf die Konditionierungszeit, die Flotationskinetik (minutenweiser, fraktionierter Flotataustrag), einer stufenweisen Sammlerzugabe sowie des Einflusses der Korngrößenverteilung (Abtrennung von Grob- (> 100 µm) und Feinstkorn (< 10 µm)) durchgeführt.

Dabei konnte gezeigt werden, dass eine Verlängerung der Konditionierungszeit auf 10 und 20 Minuten keinen bzw. einen negativen Effekt sowohl auf die Kupferkonzentration als auch auf das -ausbringen hat. Die Untersuchungen zur Kinetik verifizierten die Annahme, dass in der ersten Minute der Flotation der Großteil der flotierbaren Kupferfracht ausgetragen wird. Eine stufenweise Sammlerzugabe hatte keinen Einfluss auf das Gesamtausbringen.

Bei Verwendung der klassierten Fraktion konnte ein Kupferausbringen von 52,71 % bei einer Konzentration von 5,01 % erzielt werden. Zudem konnte der Verbrauch an Schwefelsäure durch die Abtrennung der hochreaktiven feinen Calciumverbindungen signifikant reduziert werden. Nachteilig sind hierbei allerdings die Kupferverluste im Grob- und Feinstkorn.

Alle für die nicht magnetische Fraktion durchgeführten Versuche wurden in gleicher Weise auch mit dem magnetischen Material durchgeführt. Festzuhalten ist, dass sämtliche Ergebnisse für die magnetische Fraktion schlechter ausfielen als für die nicht magnetische Fraktion. Zusätzlich wurde ein Eisenoxid-Sammler bei unterschiedlichen pH-Werten eingesetzt, um das in oder an Eisenphasen gebundene Kupfer auszutragen. Diese Versuchsreihe blieb jedoch ohne Erfolg.

4 ZUSAMMENFASSUNG

Es konnte gezeigt werden, dass die Flotation zur Kupferrückgewinnung aus Feinstfraktionen < 0,16 mm von MVA-Schlacken trotz der Komplexität des Materials prinzipiell einsetzbar ist. Da die bisher erzielten Ergebnisse noch nicht zufriedenstellend sind, sind weitere Untersuchungen zur Steigerung von Ausbringen und Konzentratqualität notwendig. Als bisher am besten geeignete Sammler wurden jene mit Dithiophosphat und Thiocarbamat als aktive Gruppen identifiziert. Da die genutzten Reagenzienregime speziell auf die Aufbereitung von Primärrohstoffen abgestimmt sind, liegt ein wesentliches Optimierungspotential in der Entwicklung von angepassten Reagenzien für das vorliegende System. Dies wird demnächst im Rahmen eines Grundlagenforschungsprojektes untersucht. Eine detailliertere Darstellung der bisherigen Ergebnisse findet sich in (Breitenstein et al. 2016).

LITERATUR

Alwast, H. & Riemann, A. (2010) *Verbesserung der umweltrelevanten Qualitäten von Schlacken aus Verbrennungsanlagen*. Dessau-Roßlau, Germany: Umweltbundesamt.

Breitenstein, B., Elwert, T., Goldmann, D., Haas, A., Schirmer, T. & Vogt, V. (2016) Froth flotation of copper and copper compounds from fine fractions of waste incineration bottom ashes. *Chemie Ingenieur Technik*, accepted paper.

Breitenstein, B., Goldmann, D. & Heitmann, B. (2015) NE-Metallrückgewinnung aus Abfallverbrennungsschlacken unterschiedlicher Herkunft. In: *Mineralische Nebenprodukte und Abfälle, Band 2*. Neuruppin, Germany: TK Verlag Karl Thomé-Kozmiensky.

Breitenstein, B., Goldmann, D. & Quedenfeld, I. (2013) ReNe-Verfahren zur Rückgewinnung von dissipativ verteilten Metallen aus Verbrennungsrückständen der thermischen Abfallbehandlung. In: *Aschen - Schlacken - Stäube – aus Abfallverbrennung und Metallurgie.* Neuruppin, Germany: TK Verlag Karl Thomé-Kozmiensky.

Deike, R., Ebert, D., Warnecke, R. & Vogell, M. (2012) Abschlussbericht zum Projekt „Recyclingpotentiale bei Rückständen aus der Müllverbrennung“.

Deutsches Kupferinstitut (1997) *Kupfer – Vorkommen, Gewinnung, Eigenschaften, Verarbeitung, Verwendung*. Berlin, Germany.

Kuchta, K. & Enzner V. (2015) *Metallrückgewinnung aus Rostaschen aus Abfallverbrennungsanlagen – Bewertung der Ressourceneffizienz.* Köln, Germany: Entsorgergemeinschaft der Deutschen Entsorgungswirtschaft e.V. (EdDE).

Simon, F.-G. & Holm, O. (2014) Recovery of copper from small grain sizes of municipal solid waste incineration bottom ash by means of density separation; *2nd Symposium on Urban Mining.* Bergamo, Italy.

Speiser, C. (2001) *Exothermer Stoffumsatz in MVA-Schlackedeponien: Mineralogische und geochemische Charakterisierung von Müllverbrennungsschlacken, Stoff- und Wärmebilanz. Dissertation.* Technische Universität München, Germany.

Wei, Y., Shimaoka, T., Saffarzadeh, A. & Takahashi, F. (2015) Mineralogical characterization of municipal solid waste incineration bottom ash with an emphasis on heavy metal-bearing phases. *Journal of Hazardous Materials* 187, 534-543.

File: 1.2

Untersuchung zur Entstehung brennbarer Gase beim Recycling von Li-Ionen Batterien

M. Lammer, A. Königseder, K. Mayer, S. Lux & V. Hacker
Technische Universität Graz, Institut für Chemische Verfahrenstechnik und Umwelttechnik, NAWI Graz, Graz, Österreich

KURZFASSUNG: Beim Einsatz und der Entsorgung von Lithium-Ionen-Akkumulatoren kann es durch Kurzschlüsse in den Zellen bzw. durch Überhitzung zum Schmelzen des Polymerseparators und zur Zersetzung der Kathodenmaterialien kommen. Die Sauerstofffreisetzung durch die oxidischen Elektrodenmaterialien fördert eine Reihe von weiteren exothermen Vorgängen mit einer Vielzahl von gasförmigen Emissionen wie zum Beispiel Wasserstoff und Kohlenmonoxid. Im Teststand werden Li-Ionen-Akkus einer thermischen Rampe unterworfen und dabei elektrisch überwacht. Ist die kritische Auslösetemperatur erreicht, steigt die Oberflächentemperatur in Sekunden auf bis zu 1,000 °C an. Die austretenden Gase werden analysiert und quantifiziert. Die elektrische Charakterisierung erlaubt Rückschlüsse auf elektrochemische Vorgänge im Zellinneren.

1 EINLEITUNG

Lithium-Ionen-Akkumulatoren werden in einer Vielzahl von Anwendungen wie mobilen Elektrogeräten, Laptop und Smartphones, Akkuschrauber und Handstaubsauger, aber auch in Elektrofahrzeugen eingesetzt. Die hohe Energiedichte, Zuverlässigkeit und die hohe Anzahl der Lade-/Entladezyklen zeichnen diese Energiespeichersysteme aus (Dubaniewicz & DuCarme 2014). Kritische Nutzungsbedingungen wie hohe Temperaturen oder mechanische Beschädigung der Zellen führen zur Freisetzung von brennbaren Gasen wie Wasserstoff, Kohlenmonoxid oder Kohlenwasserstoffen (Golubkov et al. 2015).

Diese Gasemissionen treten als Zersetzungsprodukte der Zellbestandteile unter erhöhter Temperatur auf. Viele der Zersetzungsreaktionen sind exotherm, die freiwerdende Wärme beschleunigt die Zersetzung weiter (Wang et al. 2012). Das sogenannte thermische Durchgehen („Thermal Runaway“) stellt nicht nur im Betrieb sondern auch bei der Lagerung im ungesicherten Lagerzustand ein potentielles Risiko dar. Bereits durch einen Kurzschluss kann die benötigte Auslösetemperatur erreicht werden. Beim thermischen Durchgehen werden brennbare und toxische Gase wie H_2 und CO frei, die sich in Verbindung mit Luftsauerstoff entzünden können.

2 VERSUCHSFÜHRUNG

Ein Akku der Spezifikation 18650 (Durchmesser 18 mm, Länge 65 mm) mit definiertem Ladezustand wird im Probehalter verbaut und elektrisch über gefederte Kontakte kontaktiert. Drei Typ-K-Thermoelemente werden auf der Zelloberfläche fixiert. Der Rohrofen (Gero/Carbolite), erwärmt den Akku mit konstanter Leistung.

2.1 Bestimmung der Gaszusammensetzung beim thermischen Durchgehen

Durch das Verdampfen und die Zersetzung des Elektrolyten beim Aufheizen kommt es zum Druckanstieg innerhalb des Akkus. Es kommt zum Ausgasen, dabei kühlt der Akku (Joule-Thomson-Effekt) während der Gasexpansion messbar ab. Beim weiteren Erwärmen treten exotherme Reaktionen – das thermische Durchgehen – im Akku auf. Die Zelltemperatur steigt rasch über die Ofentemperatur an (Abb. 1 - links). Die Gasprobenahme erfolgt automatisiert in vorbe-

reitete Gefäße. Die Proben werden nachfolgend gaschromatographisch untersucht. Dabei werden Permanentgase (H_2, CO, CO_2 und CH_4) aber auch kurzkettige Kohlenwasserstoffe quantifiziert (Abb. 1 - rechts).

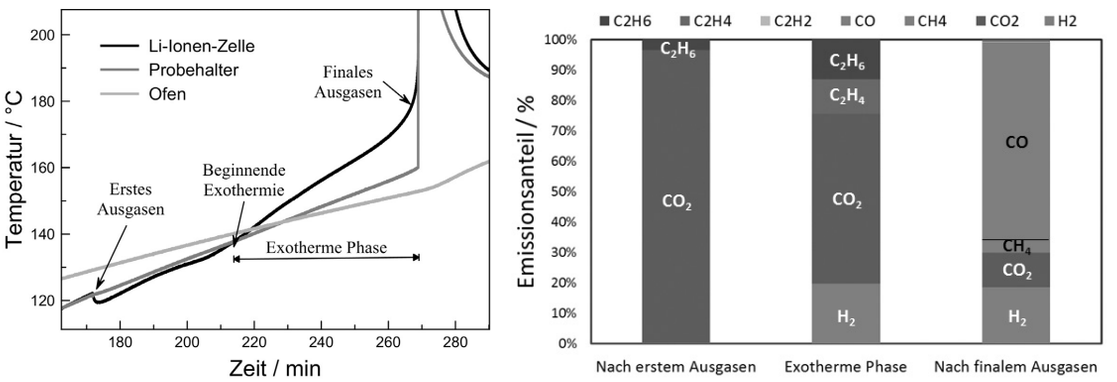


Abb. 1: Links – Temperaturprofil inklusive markanter Punkte; Rechts – Gaszusammensetzung bei entsprechenden Ereignissen.

2.2 Bestimmung der Gasmenge

Das freigesetzte Zellgas strömt in ein System kommunizierender Gefäße. Dort wird Flüssigkeit verdrängt und diese kontinuierlich ausgewogen. Da die Versuche unter Atmosphärendruck ablaufen korrespondiert die Masse der verdrängten Flüssigkeit mit der Menge bzw. dem Volumen des freigesetzten Gases. Die Gasmenge ist Abhängig von Ladezustand und Zellchemie und beträgt bis zu sechs Liter Gas, zusammengesetzt aus Wasserstoff, Kohlenmonoxid, Methan und Kohlendioxid (Abb. 1 - rechts).

3 SCHLUSSFOLGERUNG

Lithium-Ionen-Batteriesysteme sind Hochtechnologieprodukte. Ihre elektrochemisch aktiven Materialien (Elektroden und Elektrolyt mit Leitsalz) sind empfindlich gegenüber thermischer Belastung und neigen zur Zersetzung bei erhöhter Temperatur. Exotherme Zersetzungsreaktionen führen schließlich zum thermischen Durchgehen. Viele Produkte dieser Reaktionen sind brennbar, allen voran Wasserstoff und Kohlenmonoxid. Als Hauptkomponente des Zellgases beim thermischen Durchgehen wurde CO identifiziert. Durch seine akute Toxizität stellt dieses Gas eine besondere Gefahrenquelle für die Umwelt und für Personen dar.

Im Bereich der Altstoffsammlung und Aufbereitung ist die Temperaturüberwachung von zentraler Bedeutung, um teilweise geladene Batterien dem Recycling auf sichere Weise zuzuführen. Externe Kurzschlüsse sind z.B. durch Abkleben der Pole vermeidbar, interne Schädigungen durch Erschütterungen oder Quetschen der Zellen bei Transport und Lagerung sind dennoch möglich. Da die Emission bis zu zwei Drittel der Zellmasse umfasst, steht ein unkontrolliertes thermisches Durchgehen auch dem stofflichen Recycling entgegen.

LITERATUR

Dubaniewicz, T. & DuCarme, J. (2014) Further study of the intrinsic safety of internally shorted lithium and lithium-ion cells within methane-air. *Journal of Loss Prevention in the Process Industries* 32, 165-173.

Golubkov, A., Scheikl, S., Planteu, R., Voitic, G., Wiltsche, H., Stangl, C., Fauler, G., Thaler, A. & Hacker, V. (2015) Thermal runaway of commercial 18650 Li-ion batteries with LFP and NCA cathodes – impact of state of charge and overcharge. *RSC Advances* 5, 57171-57186.

Wang, Q., Ping, P., Zhao, X., Chu, G., Sun, J. & Chen, C. (2012) Thermal runaway caused fire and explosion of lithium ion battery. *Journal of Power Sources* 208, 210-224.

File: 1.3

Is an Effective Recovery of Heavy Metals from Industrial Effluents Feasible?

A.L. Huber, S. Heuss-Aßbichler & M. John
Ludwig-Maximilians-Universität München, Department for Earth and Environmental Sciences, Munich, Germany

ABSTRACT: Usual methods for wastewater purification produce metal bearing remnants. These are deposited in landfills and the included metals are lost by dissipation. Exemplarily, we estimated the re-source potential of the neutralisation sludges. Referring to a low estimated annual volume of 50,000 tons, the loss sums up to 2,000 tons for Cu and 5,300 tons for Ni on macroeconomic scale. We developed a new method for effective recovery of heavy metals (> 99.9 %) while preserving efficient purification of wastewater. Our treatment procedure provides recycling or even upcycling of the recovered zero-valent phases or diverse metal oxides. Moreover, this method leads to a drastic decrease of the precipitate volume compared to the usual neutralization treatment of wastewater. It combines ecological benefit and economic advantages with regard to both, business and macro economy. Additionally to the recovery of metals as secondary raw materials, our method contributes to save costs of transport and disposal (av. 100-200 €/t). The introduction of a new urban mining technology needs also an analysis of the stock and dynamics of waste flows. Due to applied statistical nomenclature systematics, the suitability of official statistical reports for urban mining purposes is only limited. As a first approach, we used the official monitoring data for wastewater treatment to derive maps showing potential sources for secondary raw materials.

1 INTRODUCTION

Metallic elements and their compounds represent, depending on their concentration and bioavailability, a potential hazard to the health of humans, animals, plants and other living organisms. Large volumes of water contaminated with heavy metals or radioactive elements are generated e.g. during mining processes or industrial productions. In general, legal limits are low and strict to ensure purifying of wastewater. However, despite of statutory requirements, worldwide metal loaded effluents pollute surface water, groundwater or soil. The main goal of treatment procedures is the removal and not the recovery of heavy metals. Consequently, most of the residues resulting from wastewater purification are ending up in landfills and the included metals are lost by dissipation (e.g. Heuss-Aßbichler et al. 2016a). Faced with positive demand in secondary raw materials, useable as non-ferrous precursors for manufacturing of pure metals, alloys or castings (e.g. WVM 2014, WVM 2015), we developed a new procedure to recover heavy metals from industrial effluents. The introduction of a new technology, however, depends largely on the advantages of this method. Therefore, we address following issues in this study:

- What is the economic potential of recovery of heavy metals from wastewater?
- Are there suitable techniques providing both, efficient purification of industrial effluents and effective recovery of heavy metals?
- Better still – is it possible to gain marketable products directly from metal loaded wastewater?
- Is it possible to estimate the exploration potential of secondary raw materials in a region?

2 ECONOMIC POTENTIAL

Economic impacts occur by the loss of metals by dissipation and costs incurred by transport and disposal of remnants resulting from wastewater treatment.

2.1 Aspects of dissipating heavy metals – At an economy-wide level

Most commonly used operation principles for wastewater purification base on precipitation of heavy metals as hydroxides or sulphides or ion exchange methods. The lion's share of these substances are deposited directly or retreated at physico-chemical treatment plants to meet the criteria for acceptance of waste at landfills (e.g. Heuss et al. 2016a). Exemplified by the waste flow of neutralisation sludges, the scale of ecological impact can be estimated. Neutralisation sludges resulting from electroplating industry are reported under European List of Waste code 11 01 09: sludges and filter cakes containing dangerous substances, showing a total volume of 429,700 tons in Germany in 2013 (Destatis 2015). The metal contents of these sludges may differ extremely. In average they show metal contents (67 kg/t (Danzer & Förster 1991)) that are comparable to mineable ore deposits (e.g. Danzer & Förster 1991, Zimpel 1995, ABAG-itm 2012). Only 3 % (13,500 tons) of these residues are recycled, e.g. by smelting. The major part (97 %) is deposited, usually after applying immobilising and stabilising treatment procedures. Related to 50,000 t/a neutralization sludges and based on average concentrations of included heavy metals, the resource potential was calculated, being 2,000 t/a for Cu and 5,300 t/a for Ni indicating. Accordingly, the loss of the elements by dissipation is considerable.

2.2 Profit or loss? - On economic scale

Depending on individual production steps, the annual emissions of heavy metals by industrial effluents are in the range of 1.3-8.4 tons for Cu and 0.6-1.75 tons for Ni (Heuss-Aßbichler et al. 2016b). Economically more important for production plants are great expenses on transport and disposal of wastewater treatment residues. Average annual volume of neutralisation sludges is in the range of about 100-500 tons for smaller facilities and it may exceed 10,000 tons for industrial plants. Even if cost structure of transport and disposal is very inhomogeneous, in Germany (2015) average costs of about 100-200 € must be reckoned (Heuss-Aßbichler et al. 2016c).

3 TECHNIQUES TO RECOVER HEAVY METALS FROM WASTEWATER

Beneficial are treatment procedures that provide the direct recovery of metals from industrial effluents. Widely used methods base on electrolysis. Depending on specific operation principles, these electrowinning systems provide metal recovery up to lower limits of 30 mg/L and 50 mg/L respectively. More optimised systems enable lower thresholds of 0.5 mg/L or rather 0.1 mg/L for an efficient application (Naja & Volesky 2009). However, electrowinning techniques are energy-intensive. Correspondingly, they are only applied if stock market quotations for (recovered) metals reasonable.

3.1 A new method, providing both effective recovery and efficient wastewater purification

In our research project, we developed an alternative method that combines wastewater purification with effective recovery of heavy metals. Goal of this method is to obtain hydroxide free precipitates. Using our concept, the heavy metals precipitate as oxides or even in zero-valent state. In many cases, industrial wastewaters with initial heavy metal concentrations up to 25 g/L can be successfully treated. The obtained recovery rates of in average 99.99 % for Cu, Ni, Ag, Mn and Zn are very high (Heuss et al. 2016c, Heuss et al. 2016d, John et al. 2016a, John et al. 2016b, John, 2016). The residues recovered by our method in the form of heavy metal concentrate opens up the way for efficient recycling by smelting.

3.2 Viability of the method to implement marketable products directly from metal loaded wastewater

Under optimized parameter settings, the manufacturing of metal oxides with the goal of product design is possible. The particles obtained directly by precipitation from industrial effluents at low temperatures are e.g. nano-sized delafossite ($CuFeO_2$) (John et al. 2016a) or doped ZnO (John et al. 2016b). These materials are extremely interesting for several technical applications. Current methods to synthesize these oxides are complex and often energy-intensive.

4 THEMATIC MAPS FOR URBAN MINING PURPOSES

From a broad perspective, urban mining requires applicable tools for exploration of secondary raw materials. However, official statistical data of reported industrial effluents (and residues of wastewater treatment procedures) only record its hazardousness but not its metal content. Generally, the systematics of European waste classification (e.g. EC 2014) can be applied to record waste flows, either by using a process (and sector) oriented sort key (List of Waste) or by applying a substance oriented statistical nomenclature (European Waste Category). But both systematics are not suitable to report material flows of carrier substances based on the composition of economically valuable ingredients. Accordingly, we focussed our efforts to derive economic and macroeconomic framework data in an open process together with industrial partners and government authorities, with the aim to create thematic maps for urban mining purposes. We analysed barely 4,000 official monitoring data on treated wastewater, collected from Bavarian water authorities in the four years period 2011-2014. Intended purpose was a qualitative traceability of the material flow of heavy metals, such as Cu, Ni, Zn, Pd, Ag, Sn, Pb to rural or urban districts, where metal loaded wastewater occurs. Exemplarily, Figure 1 shows the geographical distribution of potential exploiting sites of secondary raw materials, recoverable from Cu, Ni or Zn bearing wastewater.

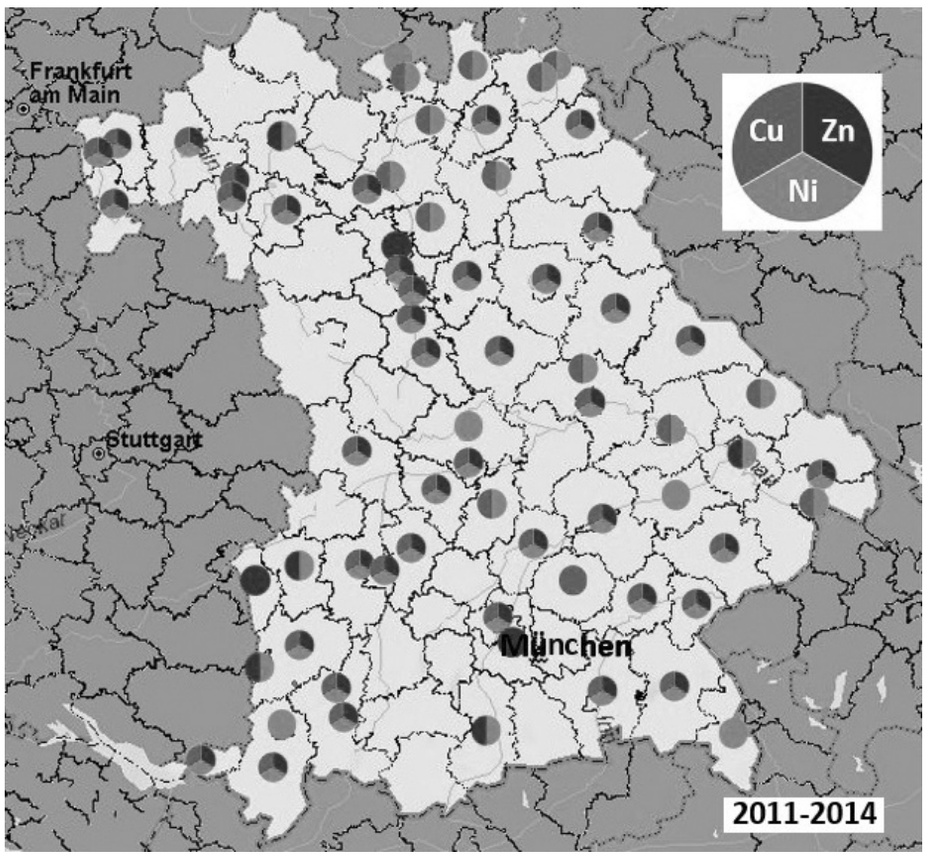


Fig. 1: Thematic map for secondary raw materials ↔ loss of metals (Cu, Ni, Zn) by dissipation e.g. in surface water (dots refer to rural / urban districts; database: official monitoring data from Bavaria).

5 CONCLUSION

Effective recovery of heavy metals from industrial effluents is feasible and makes economically and ecologically sense. Our method provides recycling or even upcycling of metals or metal oxides. Moreover, the application of our procedure is a serious contribution to save landfill space. The implementation of our method supports fundamentally the goals of “Closing the loop”, the present EU action plan for the circular economy (EC 2015). As an important instrument to promote urban mining, official reported statistical data should contain further key criteria such as concentration of (potential) valuable substances, included in waste materials.

6 ACKNOWLEDGEMENTS

The authors wish to thank Unit 65 of the Bavarian Environment Agency, especially J. Schütter, E. Burkart, T. Obermeier, for their support and A. Sedlmeier for his assistance in evaluation of statistical data. As part of the research association "ForCycle - Rohstoffwende Bayern", the Bavarian State Ministry of the Environment and Consumer Protection fund this study.

LITERATUR

ABAG-itm GmbH (2012) IPA > Abfallsteckbrief > 1101 Chemische Oberflächenbearbeitung - Galvanikschlamm. Ed. State Office for the Environment, Measurements and Nature Conservation of the Federal State of Baden-Württemberg (LUBW), Status of data: 24.10.2012 [*WWWDocument*]. URL http://www.abfallbewertung.org/repgen.php?report=ipa&char_id=1101_GalS&lang_id=de&avv=&synon=&kapitel=1&gtactive= (accessed 25.05.2016).

Destatis - Federal Statistical Office of Germany (2015) Fachserie 19 - Umwelt Abfallentsorgung 2013. Status of data: 10.08.2015 [*WWWDocument*]. URL https://www.destatis.de/DE/Publikationen/Thematisch/UmweltstatistischeErhebungen/Abfallwirtschaft/Abfallentsorgung2190100137004.pdf?__blob=publicationFile (accessed 30.04.2016).

EC - European Commission (2014) Commission Decision of 18 December 2014 amending Decision 2000/532/EC on the list of waste pursuant to Directive 2008/98/EC of the European Parliament and of the Council (Text with EEA relevance) (2014/955/EU). Official Journal of the European Union (L/370/44 30.12.2014) [*WWWDocument*]. URL http://eur-lex.europa.eu/legal-content/DE/TXT/PDF/?uri=CELEX:32014D0955&from=EN (accessed 15.07.16).

EU – European Commission (2015) Communication from the Commission to the European Parliament, the Council, the European Economic and Social Committee and the Committee of the Regions - Closing the loop - An EU action plan for the Circular Economy. Status of data: 2.12.2015 (COM(2015) 614 final) [*WWWDocument*]. URL http://eur-lex.europa.eu/resource.html?uri=cellar:8a8ef5e8-99a0-11e5-b3b7-01aa75ed71a1.0012.02/DOC_1&format=PDF (accessed 05.07.16).

Heuss-Aßbichler, S., Huber, A.L. & John, M. (2016a) Recovery of heavy metals from industrial wastewater – Is it worth it? *Proceedings Crete 2016*, 5th International Conference on Industrial and Hazardous Waste Management, Crete, Greece; 27 - 30 September 2016.

Heuss-Aßbichler, S., John, M. & Huber, A.L. (2016b) Können Buntmetalle effektiv aus Industrieabwässern zurückgewonnen werden? In: Teipel U. & Reller, A. (Ed.) *4. Symposium Rohstoffeffizienz und Rohstoffinnovationen.* Fraunhofer Verlag, Stuttgart, Germany, 375-389.

Heuss-Aßbichler, S., John M. & Huber A.L. (2016c) New procedure to recover heavy metals in industrial wastewater. Proceedings of the 8th International Conference on Waste Management and The Environment (WM 2016); *WIT Transactions on Ecology and The Environment*, 202, 85-96.

Heuss-Aßbichler, S., John, M., Klapper, D., Bläß, U.W. & Kochetov, G. (2016d) Recovery of Cu as zero-valent phase and /or Cu oxide nanoparticles from wastewater by ferritization. *Journal of Environmental Management,* 181, 1-7.

John, M. (2016) *Low temperature synthesis of nano crystalline zero-valent phases and (doped) metal oxides as AxB3-xO4 (ferrite), ABO2 (delafossite), A2O and AO. A new process to treat industrial wastewaters?* Dissertation, Ludwig-Maximilians-Universität München, DOI: 10.13140/RG.2.1.3910.8088.

John, M., Heuss-Aßbichler, S. & Ullrich, A. (2016b) Purification of wastewater form zinc plating industry by precipitation of (doped) ZnO nanoparticles. *International Journal of Environmental Science and Technology*, in press.

John, M., Heuss-Aßbichler, S., Ullrich, A. & Rettenwander, D. (2016a) Purification of heavy metal loaded wastewater from electroplating industry under synthesis of delafossite (ABO2) by "Lt-delafossite process". *Water research*, 100, 98-104.

Naja, G.M. & Volesky, B. (2009) Treatment of Metal-Bearing Effluents: Removal and Recovery (Chapter 9). In: Wang L.K., Chen J.P., Hung Y.-T., Shammas N.K. (Ed.) *Heavy Metals in the Environment.* CRC Press, BocaRaton, London, New York, 253-297.

WVM - WirtschaftsVereinigung Metalle (Ed.) (2015) Metallstatistik 2015. [*WWWDocument*]. URL http://www.wvmetalle.de/fileadmin/uploads/public/Metallstatistik/Metallstatistik_2015.pdf (accessed 19.07.2016).

WVM - WirtschaftsVereinigung Metalle (Ed.) (2014) Metallstatistik 2014. [*WWWDocument*]. URL http://www.wvmetalle.de/fileadmin/uploads/public/Metallstatistik/Metallstatistik_2014.pdf (accessed 19.07.2016).

File: 1.4

Flugaschezugabe in einen Drehrohrofen zur Behandlung von gefährlichen Abfällen – Auswirkungen auf die Schlackenqualität

F. Huber, A. Purgar, D. Blasenbauer, F. Winter & J. Fellner
TU Wien, Christian Doppler Labor für anthropogene Ressourcen, Wien, Österreich

KURZFASSUNG: Um die bei der Abfallverbrennung entstehende, als gefährlicher Abfall eingestufte Flugasche in einen ungefährlichen Reststoff umzuwandeln, kann diese zusammen mit brennbaren, gefährlichen Abfällen in einem Drehrohrofen thermisch behandelt werden. Ziel der vorliegenden Studie ist es die Auswirkungen dieser Mitbehandlung auf die im Drehrohrofen anfallende Schlacke zu bewerten. Dazu wurde ein Drehrohrofen über einen Zeitraum von 102 Stunden mit 0,25 Tonnen befeuchteter Flugasche pro Tonne brennbarem, gefährlichen Abfall beschickt. Ein zweiter Drehrohrofen wurde mit derselben Menge an gefährlichen Abfällen aber keiner Flugasche beschickt und als Vergleich herangezogen. Die gezogenen Schlackeproben und die daraus hergestellten Eluate wurden chemisch analysiert. Die Konzentration an jenen Elementen, die den Hauptanteil der Flugasche ausmachen, in der Schlacke wurde durch die Flugaschenzugabe erhöht, was ein Hinweis für die Einbindung in die Schlacke ist. Die Schwermetallkonzentration in den Eluaten war jedoch nicht signifikant erhöht. Lediglich der Abdampfrückstand war in jenem Drehrohr, in dem die Flugasche behandelt wurde, höher. Der entstandene Rückstand erfüllte jedoch alle Kriterien für die Ablagerung auf einer Reststoffdeponie laut Deponieverordnung.

1 EINLEITUNG

Bei der Verbrennung von Siedlungsabfällen kann das Volumen um circa 90 %, die Masse um 60-90 % und der Anteil an organischen Substanzen um nahezu 100 % reduziert werden (Chandler et al. 1997), (Kuo et al. 2007), wodurch begrenztes Deponievolumen eingespart und Schadstoffemissionen aus Deponien in Luft, Wasser und Böden vermieden werden. Bei der Abfallverbrennung entstehen Schlacke (ungefähr 20 % der Masse des verbrannten Abfalls) und Flugasche (ungefähr 5 % der Masse des verbrannten Abfalls) und geringe Mengen an Filterkuchen aus der Abwasserbehandlung. Aufgrund des hohen Anteils an leicht löslichen Salzen und Schwermetallen, stellt Müllverbrennungsflugasche einen gefährlichen Reststoff dar. In vielen Ländern, unter anderem in Österreich, werden diese Flugaschen mit Zement stabilisiert und anschließend auf einer Reststoffdeponie entsorgt oder ohne Stabilisierung auf einer Deponie für gefährliche Abfälle abgelagert. Da es jedoch keine Deponie für gefährliche Abfälle in Österreich gibt, müssen die Aschen in diesem Fall ins Ausland exportiert werden.

Da beide Optionen mit Kosten und Umweltauswirkungen (wie etwa CO_2-Emissionen aus der Zementherstellung) verbunden sind, beschäftigt sich eine Vielzahl von Studien mit Verfahren um aus Müllverbrennungsflugasche einen ungefährlichen Reststoff zu generieren (Ecke et al. 2000), (Margallo et al. 2015), (Quina et al. 2008), (Zacco et al. 2014). Bei der Mitbehandlung von befeuchteter Flugasche in einer Müllverbrennungsanlage für gefährliche Abfälle wird der Großteil (> 90 %) der feuchten Flugasche in die Schlacke eingebunden und nur ein geringer Anteil wird ins Rauchgas transferiert (Huber et al. 2016). Ziel dieser Studie ist es daher zu untersuchen, welchen Einfluss ein derartiges Verfahren auf die Qualität der Schlacke hat. Da die Schlacke der beiden Drehrohröfen auch weiterhin auf einer Reststoffdeponie entsorgt werden soll, werden die Eigenschaften der Schlacke insbesondere mit den Grenzwerten der Deponieverordnung (DVO 2008) verglichen.

2 MATERIAL UND METHODEN

Die verwendete Flugasche stammte aus einer Müllverbrennungsanlage, bei der Siedlungsabfälle und siedlungsabfallähnliche Gewerbeabfälle einer Rostfeuerung zugeführt werden, und wurde im Verhältnis 77:23 mit Wasser vermengt um Staubemissionen vorzubeugen.

Zwei Drehrohröfen wurden mit derselben Menge an gefährlichen Abfällen befeuert. Während der Versuchsdauer von 102 Stunden wurden in einen Drehrohrofen (DRO 1) zusätzlich durchschnittlich 0,25 Tonnen an befeuchteter Müllverbrennungsflugasche pro Tonne gefährlicher Abfall eingebracht, während der andere Ofen (DRO 2) als Vergleich verwendet wurde. Alle 4 Stunden wurde je Drehrohrofen eine Schlackeprobe entnommen und diese Stichproben zu einer Tagesmischprobe vereint. Die Tagesmischproben wurden zu einer Gesamtmischprobe vereint. Diese Vorgehensweise sollte die übliche Probenahme des Anlagenbetreibers abbilden. Es wurden alle Tagesmischproben und die Gesamtmischproben für die chemische Analyse herangezogen. Für die Bestimmung der Gesamtgehalte wurden die Proben laut EN 13657 (2002) mit Königswasser aufgeschlossen und anschließend mit ICP-OES (optische Emissionsspektrometrie mittels induktiv gekoppelten Plasmas) laut EN 11885 (2009) analysiert. Eluate wurden mit einem Flüssigkeit/Feststoff-Verhältnis von 10 L/kg laut EN 12457-4 (2002) hergestellt und wie oben beschrieben analysiert. Für die Bestimmung des Chlorgehaltes wurden die Proben auf eine Korngröße von 250 µm gemahlen und mittels Röntgenfluoreszenzspektroskopie analysiert. Die Schwefelbestimmung erfolgte mit einem Gesamtschwefelanalysator.

3 ERGEBNISSE UND DISKUSSION

Die Ergebnisse der chemischen Analyse der Schlackeproben sind in Abbildung 1 dargestellt. Durch die Zugabe an Flugasche in den Drehrohrofen 1 sind die Konzentrationen an Ca (+35 %), K (+67 %), Na (+38 %), Pb (+46 %), Zn (+27 %), Cl (+74%), S (+17 %) höher im Vergleich zu Drehrohrofen 2. Dieses Ergebnis war zu erwarten, da alle diese Elemente einen bedeutenden Anteil der Flugasche ausmachen. Jedoch sind in der Deponieverordnung (2008) keine Grenzwerte für den Gesamtgehalt dieser Elemente definiert. Hg war in der Schlacke des Drehrohrofens 2 nicht nachweisbar, während die Konzentration in der Schlacke des Drehrohrofens 1 0,34 mg/kg betrug. Der entsprechende Grenzwert liegt jedoch mit 20 mg/kg weit darüber.

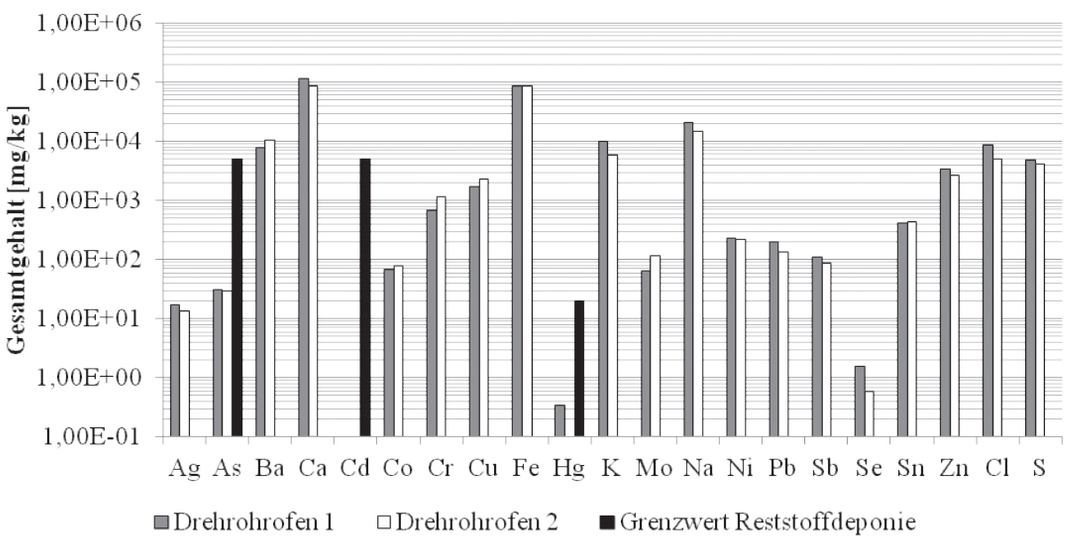


Abb. 1: Zusammensetzung der Schlacke beider Drehrohröfen (Wochenmischproben).

Die Ergebnisse der chemischen Analyse der aus den Schlackeproben hergestellten Eluate sind in Abb. 2 dargestellt. Die Konzentration im Eluat der Schlacke aus Drehrohrofen 1 war nur für das Element Mo (+40 %) höher als beim Drehrohrofen 2. Außerdem war der Abdampfrückstand leicht von 7.000 mg/kg Trockensubstanz auf 8.000 mg/kg Trockensubstanz erhöht (+13 %). Ein bloßes Vermischen von Schlacke und Flugasche im Verhältnis 1:1,25, was dem Verhältnis von Inertma-

terial aus gefährlichem Abfall und Inertmaterial aus aufgegebener Flugasche während dem Versuch entspricht, würde einen Abdampfrückstand im Eluat von ungefähr 100.000 mg/kg Trockensubstanz ergeben. Aufgrund der hohen Variabilität des behandelten gefährlichen Abfalls und der damit einhergehenden Variabilität der Schlackenzusammensetzung müsste in diesem Fall mit regelmäßigen Grenzwertüberschreitungen gerechnet werden. Abgesehen davon würde ein derartiges Vermischen von Schlacke und Flugasche gegen das Abfallwirtschaftsgesetz (AWG 2002) verstoßen. Bei der thermischen Mitbehandlung von Müllverbrennungsflugasche mit brennbaren, gefährlichen Abfällen können hingegen alle Grenzwerte der Deponieverordnung (DVO 2008) eingehalten werden.

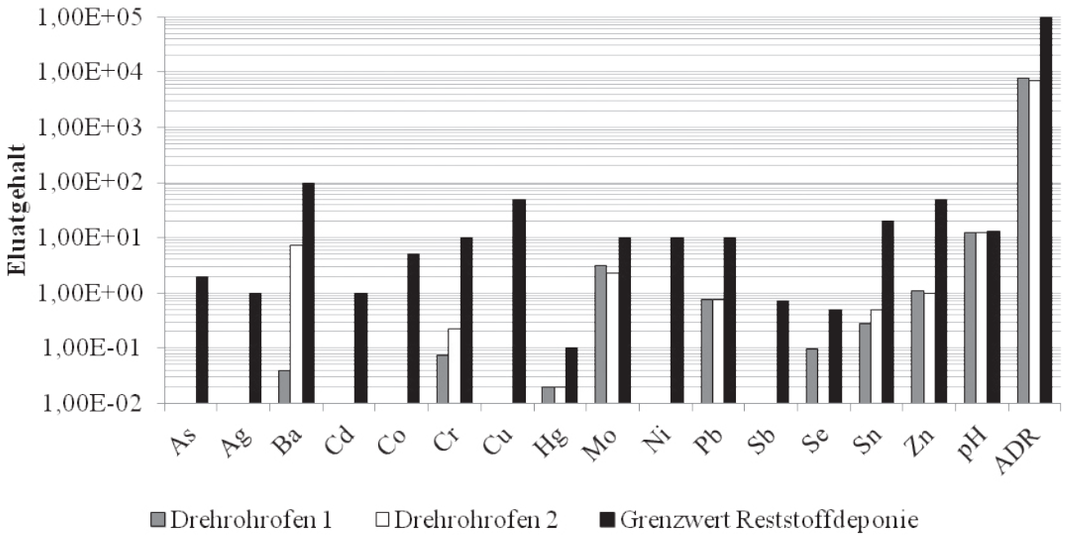


Abb. 2: Zusammensetzung der Eluate aus den Schlacken beider Drehrohröfen in mg/kg Trockensubstanz (außer pH-Wert, Wochenmischproben). ADR = Abdampfrückstand.

4 SCHLUSSFOLGERUNG

Bei der Verbrennung von Abfall entstehen erhebliche Mengen an Flugasche, die auf Grund des Schwermetallgehalts und des Abdampfrückstands im Eluat als gefährlicher Reststoff entsorgt werden müssen (ungefähr 5 % des verbrannten Abfalls). Bei der thermischen Mitbehandlung von befeuchteter Müllverbrennungsflugasche zusammen mit brennbaren, gefährlichen Abfällen in einem Drehrohrofen wird der überwiegende Großteil der Flugasche in die anfallende Schlacke eingebunden. Leicht flüchtige Schwermetalle werden ins Rohgas und in weiterer Folge entweder in die Wäscher oder in die neu entstandene Flugasche transferiert. Dabei ist darauf zu achten, die Wäscher so zu betreiben, dass das zusätzliche Hg im ersten Wäscher abgeschieden wird und nicht in den zweiten Wäscher durchbricht, damit der Hg-Anteil im erzeugten REA-Gips nicht ansteigt. Da der Abdampfrückstand durch die Zugabe von Flugasche nur leicht erhöht wurde (+13 %) kann außerdem davon ausgegangen werden, dass Sinterungsprozesse im Drehrohrofen stattgefunden haben. In dieser Studie konnte gezeigt werden, dass bei der thermischen Mitbehandlung von Müllverbrennungsflugasche die Grenzwerte der Deponieverordnung (DVO 2008) im Gegensatz zu einer reinen Vermischung von Schlacke und Flugasche eingehalten werden und die entstehende Schlacke auf einer Reststoffdeponie entsorgt werden kann.

5 DANKSAGUNG

Die vorliegende Arbeit ist Teil einer groß angelegten Forschungsinitiative zu anthropogenen Ressourcen (Christian-Doppler-Labor für Anthropogene Ressourcen). Für die finanzielle Unterstützung dieser Forschungsinitiative wird dem österreichischen Bundesministerium für Wissenschaft, Forschung und Wirtschaft und der Nationalstiftung für Forschung, Technologie und Entwicklung sowie der Wien Energie GmbH und der Wiener Kommunal-Umweltschutz-

projektgesellschaft mbH (WKU) gedankt. Darüber hinaus ergeht ein spezieller Dank an die Magistratsabteilung 48 der Stadt Wien, die über ihre Tochtergesellschaft WKU das Projekt nicht nur kofinanziert, sondern auch unverzichtbare Leistungen in Form von Anlagen und Personal für Versuche zur Verfügung stellt.

LITERATUR

AWG (2002) *Bundesgesetz über eine nachhaltige Abfallwirtschaft.*

Chandler, A.J., Eighmy, T.T., Hartén, J., Hjelmar, O., Kosson, D.S., Sawell, S.E., van der Sloot, H. & Vehlow, J. (1997) *Municipal Solid Waste Incineration Residues*. Amsterdam, Netherlands: Elsevier.

DVO (2008) *Verordnung des Bundesministers für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft über Deponien.*

Ecke, H., Sakanakura, H., Matsuto, T., Tanaka, N. & Lagerkvist, A. (2000) State-of-the-art treatment processes for municipal solid waste incineration residues in Japan. *Waste Manag. Res.* 18, 41–51. doi:10.1034/j.1399-3070.2000.00097.x.

EN 11885 (2009) Characterization of waste, determination of selected elements by inductively coupled plasma optical emission spectrometry (ICP-OES).

EN 12457-4 (2002) Characterisation of waste. Leaching. Compliance test for leaching of granular waste materials and sludges. One stage batch test at a liquid to solid ratio of 10 l/kg for materials with particle size below 10 mm (without or with size reduction).

EN 13657 (2002) Characterization of waste, digestion for subsequent determination of aqua regia soluble portion of elements.

Huber, F., Purgar, A., Blasenbauer, D., Winter, F. & Fellner, J. (2016) Addition of Fly Ash to the Fuel of a Rotary Kiln used for Hazardous Waste Incineration, In: *Proceeding of the 5th International Conference on Industrial & Hazardous Waste Management.* Chania, Greece. International Waste Working Group.

Kuo, N.W., Ma, H.W., Yang, Y.M., Hsiao, T.Y. & Huang, C.M. (2007) An investigation on the potential of metal recovery from the municipal waste incinerator in Taiwan. *Waste Manag.* 27, 1673-1690. doi:10.1016/j.wasman. 2006.11.009.

Margallo, M., Taddei, M.B.M., Hernández-Pellón, A., Aldaco, R. & Irabien, Á. (2015) Environmental sustainability assessment of the management of municipal solid waste incineration residues: a review of the current situation. *Clean Technol. Environ.* Policy 17, 1333–1353. doi:10.1007/s10098-015-0961-6.

Quina, M.J., Bordado, J.C. & Quinta-Ferreira, R.M. (2008) Treatment and use of air pollution control residues from MSW incineration: An overview. *Waste Manag.* 28, 2097–2121. doi:10.1016/j.wasman.2007.08.030.

Zacco, A., Borgese, L., Gianoncelli, A., Struis, R.P.W.J., Depero, L.E. & Bontempi, E. (2014) Review of fly ash inertisation treatments and recycling. Environ. *Chem. Lett.* 12, 153–175. doi:10.1007/s10311-014-0454-6.

File: 1.5

Rohstoffliches Recycling von Biomasserückständen als Koksersatz in der Eisen- und Stahlerzeugung

A. Sauter
Clausthaler Umwelttechnik-Institut GmbH, Abteilung Metallrecycling, Clausthal, Deutschland

S. Freitas Seabra da Rocha
Hochschule Ruhr West, Institut Energiesysteme und Energiewirtschaft, Bottrop, Deutschland

KURZFASSUNG: Das Bundesministerium für Bildung und Forschung (BMBF) bewilligte im Rahmen der CLIENT Bekanntmachung ein internationales Forschungsvorhaben mit den Partnerländern Brasilien und Deutschland. Gegenstand des Vorhabens ist der Einsatz von Biorestmassen zur Substitution von Koks in den Retorten der Eisen- und Stahlherstellung. Zu diesem Zwecke sollen die Biorestmassen einem Pyrolyse- und Agglomerationsschritt unterzogen werden, um einen vergleichbaren Koksersatz auf biogener Basis zu erhalten. Die Biorestmassenpotenziale in den Partnerländern liegen additiv bei rund 640 Mio. Tonnen pro Jahr und sind als beachtlich einzuschätzen. Die beteiligten Projektpartner auf deutscher Seite sind zum einen die Clausthaler Umwelttechnik-Institut GmbH, die auch das Vorhaben koordiniert, die Hochschule Ruhr West, die RHM Rohstoffhandelsgesellschaft mbH sowie die Fritz Winter Eisengießerei GmbH & Co. KG. Auf brasilianischer Seite nehmen die Universidade Federal de Minas Gerais, die Universidade Luterana do Brasil, der Roheisenhersteller Viena Siderúrgica S/A und der Stahlhersteller Gerdau am Standort Ouro Branco am Vorhaben teil.

1 EINLEITUNG

Mit rund 43 Mio. Tonnen hergestellten Stahls pro Jahr in Deutschland und rund 34 Mio. Tonnen pro Jahr in Brasilien im Jahr 2015 gehören beide Länder zu den zehn größten Stahlherstellern weltweit (Stahl 2016). Von diesen 77 Mio. Tonnen Stahl werden rund 70 % nach dem sog. LD-Verfahren auf Basis von Eisenerzen hergestellt.

Bei der Roheisenherstellung im Hochofen wird Koks benötigt, der durch die Verkokung von spezieller Kokskohle gewonnen wird. Die Koksherstellung wird weltweit durch die VR-China dominiert. Zur Zeit hat sich die Preisentwicklung zwischen 150 US-$/t und 200 US-$/t eingependelt (Steel on the Net 2016). Es ist davon auszugehen, dass bei steigender Stahlnachfrage auch die Kokspreise wieder steigen werden. Vor diesen volatilen Preisbedingungen erscheint es für die deutschen und brasilianischen Stahlhersteller geboten, nach Alternativen für den Kokseinsatz zu suchen. Aus der Roheisen- und Stahlindustrie sind Entwicklungsanstrengungen zum Einsatz verschiedenartiger alternativer Energieträger bekannt, bei denen biogene Einsatzstoffe als feste und flüssige Brennstoffe erfolgreich getestet wurden. Die Verwendung von Biomasse in Form von Holzkohle als Ersatz für Hochofenkoks ist in Brasilien ausgiebig erprobt und wird im industriellen Maßstab praktiziert. Dafür werden in Brasilien Eukalyptusbäume in Plantagen angelegt. Die Stämme werden nach einer 6- bis 7-jährigen Wachstumsphase verkokt. Äste und Blätter werden verbrannt oder verbleiben ungenutzt auf dem Feld, siehe dazu Abb. 1.

Abb. 1: Zurückgelassene Äste und Blätter nach der Eukalyptusstammernte im Bundesstaat Maranhão, Brasilien.

Auf dem World Foundry Congress 2006 in Harrogate, U.K. wurde von einem Team der Kinki University in Higashiosaka, Japan über die Erprobung eines Kokssubstitutes aus Holzabfällen im Kupolofen berichtet (Yamaguchi et al. 2006). In dem vorgestellten Verfahren erfolgt die Carbonisierung bereits während der Brikettierung im Formwerkzeug der Presse. Das bedeutet, dass der Pressvorgang unter hohem Druck erst dann beendet ist, wenn die gewünschte Kohlenstoffanreicherung erfolgt ist. Es wurde festgestellt, dass sich neben einer Energieeinsparung auch positive thermische und metallurgische Effekte ergeben. Diese Vorteile beim Einsatz des biogenen Energieträgers beruhen auf seinem geringen Schwefelgehalt und Aschegehalt, wobei weniger Schlacke anfällt als bei konventionellem Koks. Bestehende technische Verfahrensprobleme sind der hohe Abrieb und der Verschleiß des Formwerkzeugs sowie die Belastung von Antrieb und hydraulischen Systemen durch die hohe Temperatur (> 400 °C). Ein weiterer Nachteil des Verfahrens ist der geringe spezifische Durchsatz. Aufgrund dieser Nachteile erlangte dieses Verfahren zur Produktion von Biokoks keine praktische Bedeutung. Des Weiteren müssen größtenteils nachwachsende Rohstoffe extra für die Herstellung des Koksersatzes angebaut werden. Der Extraanbau von Biomassen stellt keine optimale Verwendung aus Sicht der Bioökonomik dar, zumal die Landnutzungskonkurrenz zur Nahrungs- und Futtermittelherstellung in den letzten Jahren immer mehr ins öffentliche Bewusstsein gerückt ist. Die optimale Nutzung von Biomasserückständen muss die zentrale Aufgabe der Forschung und Entwicklung sein. Bei der Eisen-/Stahlerzeugung steht dieser Ansatz bisher nicht im Fokus der Forschung und Anwendung.

2 ZIELSETZUNG

Das Ziel des BMBF-geförderten Vorhabens (Laufzeit 2015 bis 2017) ist die Entwicklung von Verfahren und Maßnahmen, um Biorestmassen-Briketts als Alternative zum üblichen Koks in der Roheisen- und Stahlherstellung verwenden zu können. Dabei soll die Verfahrensentwicklung bereits ein über den Technikumsmaßstab hinausgehendes scale-up enthalten, um eine wirtschaftliche Anschlussfähigkeit sicherzustellen. Eine ganz klar anwendungsorientierte Forschung und Entwicklung ist somit integraler Bestandteil des Vorhabens.

3 VORGEHENSWEISE

Die Herangehensweise ist wie folgt: Biorestmassen werden für den Einsatz in den Hochöfen der Eisen- und Stahlindustrie verkokt und in stückige Form gebracht. Grundsätzlich ist eine solche Verfahrensweise untersucht und etabliert. Die Innovation besteht in der Erforschung und Weiterentwicklung von anwendungsnahen, „low-cost“ Verkokungsverfahren (Seabra 2010). Das Potenzial der Biorestmassen in Deutschland und Brasilien ist enorm. So fallen jedes Jahr allein 50 Mio. Tonnen in Deutschland und 590 Mio. Tonnen in Brasilien an (Bunzel et al. 2011), (Ferreira-Leitao et al. 2010). Hauptbestandteile der Biorestmassen in Deutschland sind stroh- und holzartige Abfälle, in Brasilien stehen die Biorestmassen aus der Zuckerproduktion wie Blätter und Bagasse an erster Stelle, siehe dazu auch die Abb. 2 und 3.

Abb. 2: Bagasse aus der Zuckerproduktion im Bundesstaat Rio de Janeiro, Brasilien.

Abb. 3: Zuckerrohrspitzen und Blätter, die nach der Ernte auf dem Feld verbleiben im Bundesstaat Rio de Janeiro, Brasilien.

In 2016 wurden Versuche zur Verkokung von Biorestmassen in einer Pyreg-Anlage der Fa. FETZER Rohstoffe + Recycling GmbH in Eislingen durchgeführt. Die Anlage besteht aus zwei getrennten, abgeschlossenen Reaktoren, die parallel nebeneinander schräggelagert sind. Das Material wird mit Schnecken in die Reaktorräume an der Unterseite eingetragen. Durch innenliegende Schnecken wird das Material durch den Reaktor transportiert und währenddessen beheizt. Die entstehenden Gase werden jeweils an der Oberseite der Reaktoren abgeführt und zusammen in einen nachgeschalteten Brenner geleitet. Die anfallende Wärme wird zum einen für die Beheizung der Reaktoren genutzt und kann zum anderen als thermische Energie weitergenutzt werden. Während der Versuchskampagne wurden verschiedene Biomassen eingesetzt. Nach dem vollständigen Füllen der Reaktoren betrugen die Temperaturen jeweils ca. 700 °C. Der maximale Durchsatz für das verwendete Material lag bei ca. 500 kg (Input) pro zehn Stunden. Im weiteren Projektverlauf werden die Arbeitsziele des Vorhabens darin bestehen den so gewonnenen feinkörnigen Koks zu brikettieren sowie die Ergebnisse der erfolgreich durchgeführten Versuche auf einen den anfallenden Mengen angepassten Maßstab hochzuskalieren.

Ein weiterer Verfahrensansatz, der im Rahmen des Vorhabens auch untersucht wird, ist die Herstellung von Briketts aus Biorestmassen und die, sich anschließende Pyrolyse. Erste Ergebnisse zeigen, dass die Briketts auch nach der Pyrolyse ihre Form beibehalten. In weiteren Versuchen wird nun untersucht, welche Pressdrücke zur Brikettierung, Mischungen des Ausgangsmaterials und Temperaturen zur Pyrolyse am geeignetsten sind, um die Festigkeit der Briketts weiter zu optimieren.

4 SCHLUSSFOLGERUNG BZW. ZUSAMMENFASSUNG

Die bisher gewählten Forschungsansätze und bereits durchgeführten Arbeiten waren erfolgsversprechend und haben gezeigt, dass dieser Verfahrensansatz einen Beitrag zur Minimierung des fossilen Koksverbrauchs und damit einhergehend zu einer signifikanten Verbesserung der CO_2-Bilanz für die Roheisenerzeugung leisten kann. Des Weiteren wird eine Reduzierung der Abhängigkeit von zu importierender fossiler Kokskohle bzw. Koks erwartet. Mit diesem Vorhaben wird ein Beitrag zur Ressourceneffizienz in der Grundstoffindustrie geleistet werden, der nicht in Konkurrenz zur Nahrungs- und Futtermittelherstellung steht.

LITERATUR

Bunzel, K., Thrän, D., Seyfert, U., Zeller, V. & Buchhorn, M. (2011) Forstwirtschaftliche Biomassepotenziale und Reststoffpotenziale in Deutschland. *Informationen zur Raumentwicklung* 5/6.

Ferreira-Leitao, V., Gottschalk, L.M.F., Ferrara, M.A., Nepomuceno, A.L., Molinari, H.B.C. & Bon, E.P.S. (2010) Biomass Residues in Brazil: Availability and Potential Uses. *Waste Biomass* Valor 1, 65–76.

Seabra, S. (2010) Biokoks als Substitutionsprodukt für fossilen Hüttenkoks. In: *DGMK-Tagungsbericht 2010-2*. Gelsenkirchen, Germany: DGMK- Fachbereichstagung „Konversion von Biomassen“ („Velen IX“), 10.-12. Mai 2010.

Stahl (2016) Wirtschaftsvereinigung Stahl. Online verfügbar: http://www.stahl-online.de/index.php/statistiken. Zugriff: 03.08.2016.

Steel on the Net (2016) *Europe 2008–2014 Steelmaking input costs – Blast furnace raw materials*. Online verfügbar: http://www.steelonthenet.com/files/blast-furnace-coke.html. Zugriff: 02.08.2016.

Yamaguchi, Y., Kiguchi, S. & Murata, H. (2006) Development of Coke Alternate Material Using Woody Biomass. *Proceedings of the World Foundry Congress 2006*, Harrogate, United Kingdom.

File: 1.6

European Harmonization of Methods to Quantify Methane Emissions from Biogas Plants

M. Hrad & M. Huber-Humer
University of Natural Resources and Life Sciences Vienna (BOKU), Institute of Waste Management, Vienna, Austria

ABSTRACT: The preceding discussion has described anaerobic digestion as a strategy to substantially mitigate anthropogenic greenhouse gases (GHG). However, the overall positive environmental benefit of the biogas plant will, in particular, depend on net GHG (e.g. methane) emissions from the process itself. Robust and reliable measurement techniques are needed to quantify these fugitive emissions in order to reflect and improve the plant-specific process efficiency as well as to obtain robust emission factor estimates. The research project "MetHarmo" aims at evaluating the performance of five selected techniques (on-site methods including detection of gas leakages and flux chambers; remote sensing methods including inverse dispersion modelling and mobile tracer method with either open-path Tunable Diode Laser Absorption Spectrometry (OP-TDLS) or Cavity ring-down spectroscopy (CRDS), as well as Differential Absorption Light Detection and Ranging (DIAL) measurements) tested simultaneously on a German biogas and upgrading plant. The study will result in a practical guideline, which may serve as a basis for a common European standardization of measurement procedures and data evaluation to generate precise and comparable results within the EU.

1 INTRODUCTION

The preceding discussion has described biogas and the use of its energy content as a strategy to substantially mitigate anthropogenic greenhouse gases (IPCC 2014). During the last years, the numbers of biogas and upgrading plants has considerably increased in Europe as well as worldwide, due to the growing demand for renewable energy as substitute for fossil energy carriers and the implementation of sustainable waste management practices. The European biogas sector accounts for thousands of biogas installations. However, the positive environmental benefit depends on the level of unintended methane (CH_4) emissions during production and upgrading of biogas. Robust and reliable monitoring of the overall CH_4 losses from practical biogas applications is thus crucial not only from an environmental perspective, but also from a safety and financial one. In addition, it is an important aspect in order to reflect and improve the plant-specific process efficiency. Since biogas plants are a composite of different, heterogeneous and time variant CH_4 sources (e.g. substrate storage, feeding system, digestate storage tanks, digester cover, gas utilization facilities, dewatering equipment etc.), the quantification of fugitive emissions is an outstanding challenge.

In the past years, attempts were undertaken to quantify single emission sources as well as overall emissions from biogas plants using on-site (direct) and remote sensing (indirect) methods. While measurements on site often focus on one type of CH_4 sources, remote sensing methods cover the overall emission plume. Among the current available emission measurement techniques, none is in a position to be recognized as the best international reference. Therefore, the establishment of a scientifically based standardization and harmonization of methods would greatly contribute to the assessment of the fugitive emissions from biogas plants.

Within the research project "MetHarmo" the performance of the various methods will be evaluated with the aim to harmonize and standardize the quantification of methane emissions from biogas plants in Europe. Inter-comparison campaigns on field conditions will be, therefore, con-

ducted including innovative quantification approaches such as inverse dispersion modelling and mobile tracer method in combination with either OP-TDLS or CRDS, as well as DIAL.

The Institute of Waste Management will participate in the planned inter-comparison campaigns using the inverse dispersion technique. OP-TDLS will be used to measure average CH_4 concentrations over a set distance in open air (open-path), while a 3D ultrasonic anemometer will provide the required wind and atmospheric stability information for the dispersion model. Within the previous research project "KLIMONEFF" this method proved to be a suitable tool to monitor and quantify fugitive CH_4 emissions from biological waste treatment facilities including composting and anaerobic digestion plants (Hrad et al. 2014a, 2014b, 2015).

2 MEASUREMENT METHODS

The experimental approach for the inter-comparison study consists in the deployment of five different measurement methods, representing remote sensing and on-site measurements as depicted in fig. 1.

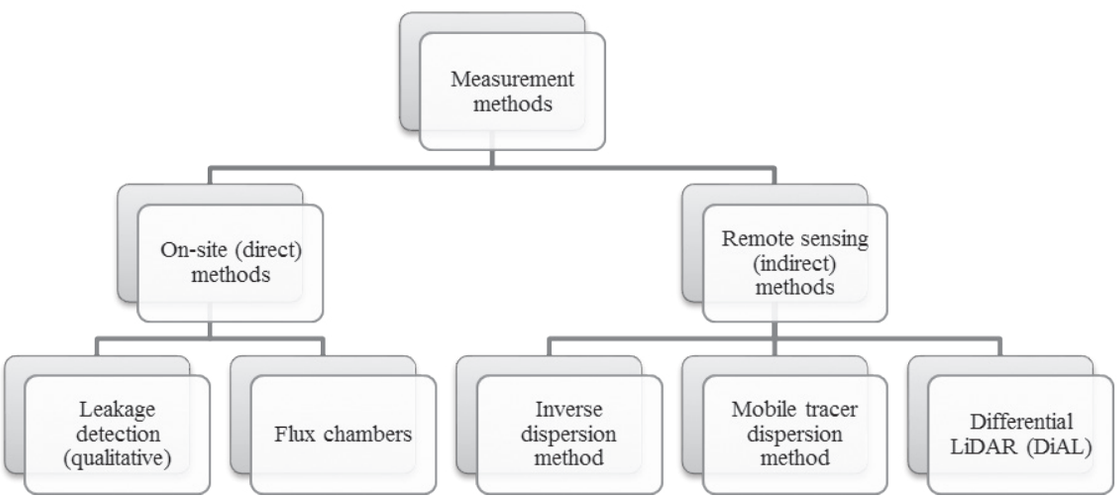


Fig. 1: Overview of used methods to quantify methane emissions from biogas plants.

Remote sensing approaches include a number of different methods all aiming for quantification of whole site emissions by sampling atmospheric methane concentrations at points upwind and downwind of the emission source. The determination of whole site emissions enables the opportunity to include sources that might be missed by other measurement techniques (e.g. small-scale methods such as chamber measurements) without affecting plant operation. In contrast to direct methods, indirect ones depend on transport processes in the atmosphere and are affected by conditions of atmospheric stability. In this project three remote sensing methods are evaluated, namely the inverse dispersion technique, the mobile tracer dispersion method and the mass balance method using DIAL.

Inverse dispersion modelling means to derive source strengths of emissions from measured concentrations at points upwind and downwind from the source combined with meteorological data using a dispersion model. The concentration measurement could be a point or a line average obtained with closed- or open-path analyzers. Typically, open-path sensors (e.g. OP-TDLS, OP-FTIR – Fourier Transform Infrared Spectroscopy) are used since they provide a better average over the source plume and reduce sensitivity to changes of the wind direction. The inverse dispersion method has been successfully used to characterize fugitive emissions from several real-world emission sources including landfills (Zhu et al. 2013), agricultural operations (Flesch et al. 2005), (McGinn et al. 2015, 2006), biogas plants (Flesch et al. 2011), (Groth et al. 2015), (Hrad et al. 2015) and full-scale open windrow composting (Hrad et al. 2014a).

The tracer dispersion combines controlled tracer gas release from the source with time-resolved measurements of downwind concentrations of both tracer and the gas of interest at the same location. In the mobile approach a fast response gas analyzer (e.g. CRDS) is mounted in a vehicle to determine the concentration profiles downwind of the source by performing several traverses across the plume with each transect taking only few minutes (Foster-Wittig et al. 2015), (Mønster et al. 2015). The mobile tracer dispersion method has been successful in measuring GHG emissions from landfills (Foster-Wittig et al. 2015), (Mønster et al. 2015), waste water treatment plants (Yoshida et al. 2014) as well as composting and AD facilities (Andersen et al. 2010).

DIAL, is a backscatter laser-based system used to determine the location and concentration of ambient air pollutants over path lengths ranging from a few hundred meters to few kilometers without the need for remote reflectors (Chambers et al. 2008). The unique advantage of DIAL over other remote sensing technologies is the ability to spatially resolve the concentration of single gas species (or class of compounds) in two or three dimensions by determining the gas concentration profiles along the length of the light beam as opposed to an integrated average concentration in open-path measurements (e.g. OP-TDLS, OP-FTIR). Concentration scans can be combined with wind information (meteorological data) to derive the emission flux from the sources (mass balance approach) (Chambers et al. 2008). Since the early 1990s the DIAL technique has been widely applied for the remote measurement of volatile organic compounds concentrations and subsequent quantification of emissions from industrial facilities (De Caluwé et al. 2014), (Innocenti et al. 2015). In recent years, the system has been successfully used in determining fugitive emissions of methane and other hydrocarbons from (active and closed) landfill sites (Babilotte et al. 2010), (Innocenti et al. 2015).

On-site methods (e.g. flux chambers, IR camera) aim to localize and quantify single sources at the site. It is possible to differentiate between stationary (e.g. gas upgrading) and diffuse (e.g. leaks) sources of emissions. However, enclosure techniques are often criticized because of uncertainties due to lack of spatial integration and discontinuity of measurements.

3 OUTLOOK

The results of the project shall lead to a method harmonization expressed by a written guideline to perform standard measurements and a categorization of different methods. It should guide the user in analyzing and understanding reported emission values using different methods and approaches. This guideline may also serve as a basis for a common European standardization of measurement procedures and data evaluation to generate precise and comparable results within the EU. The inter-comparison campaign will start in autumn 2016. First result will be expected in spring 2017.

4 AKNOWLEDGEMENTS

In the framework of “ERA-NET Bioenergy” the Austrian part of the research project ‘‘MetHarmo’’ is funded by the Austrian “Klima- und Energiefonds”.

REFERENCES

Andersen, J.K., Boldrin, A., Samuelsson, J., Christensen, T.H. & Scheutz, C. (2010) Quantification of Greenhouse Gas Emissions from Windrow Composting of Garden Waste. *Journal of Environmental Quality*, 39, 713-724.

Babilotte, A., Lagier, T., Fiani, E. & Taramini, V. (2010) Fugitive Methane Emissions from Landfills: Field Comparison of Five Methods on a French Landfill. *Journal of Environmental Engineering*, 136(8), 777-784.

Chambers, A.K., Strosher, M., Wootton, T., Moncrieff, J. & McCready, P. (2008) Direct measurement of Fugitive emissions of hydrocarbons from a refinery (Technical report). *Journal of the Air & Waste Management Association*, 58, 1047-1056.

De Caluwé, G., Smithers, B., Leotoing, F., Duclaux, O., Ribeiro, N., Leventos, D., Doyelle, E., Caamano, B., Medina, P., Robinson, R., Innocenti, F., Roberts, P. & Gonzalez, L. (2014) *Towards the establishment of a protocol for the quantification of VOC diffuse emissions using open-path remote monitoring techniques:* DIAL monitoring of a VOC source of known emission flux. Prepared for the Air Quality Management Group by its Special Task Force AQ/STF-69 and UK National Physical Laboratory, Concawe. Brussel.

Flesch, T.K., Desjardins, R.L. & Worth, D. (2011) Fugitive methane emissions from an agricultural biodigester. *Biomass and Bioenergy*, 35(9), 3927-3935.

Flesch, T.K., Wilson, J., Harper, L. & Crenna, B. (2005) Estimating gas emissions from a farm with an inverse-dispersion technique. *Atmospheric Environment*, 39(27), 4863-4874.

Foster-Wittig, T.A., Thoma, E.D., Green, R.B., Hater, G.R., Swan, N.D. & Chanton, J.P. (2015) Development of a mobile tracer correlation method for assessment of air emissions from landfills and other area sources. *Atmospheric Environment*, 102(0), 323-330.

Groth, A., Maurer, C., Reiser, M. & Kranert, M. (2015) Determination of methane emission rates on a biogas plant using data from laser absorption spectrometry. *Bioresource Technology,* 178(0), 359-361.

Hrad, M., Binner, E., Piringer, M. & Huber-Humer, M. (2014a) Quantification of methane emissions from full-scale open windrow composting of biowaste using an inverse dispersion technique. *Waste Management* 34, 2245 – 2453.

Hrad, M., Piringer, M. & Huber-Humer, M. (2015) Determining methane emissions from biogas plants – Operational and meteorological aspects. *Bioresour. Technol.* 191, 234 – 243.

Hrad, M., Piringer, M., Kamard, L., Baumann-Stanzer, K. & Huber-Humer, M. (2014b) Multisource emission retrieval within a biogas plant based on inverse dispersion calculations – a real-life example. Environ. *Monit. Assess.* 186, 6251 – 6262.

Innocenti, F., Robinson, R.A., Gardiner, T.D., Finlayson, A., Connor, A. & Few, J. (2015) Differential absorption lidar (DIAL) measurements of landfill methane emissions. *Fifteenth International Waste Management and Landfill Symposium,* S. Margherita di Pula -Cagliari, Sardinia, Italy. CISA. pp. 244.

IPCC (2014) *Climate Change 2014: Mitigation of Climate Change.* Contribution of Working Group III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press, Cambridge.

McGinn, S.M., Flesch, T.K., Coates, T.W., Charmley, E., Chen, D., Bai, M. & Bishop-Hurley, G. (2015) Evaluating dispersion modeling options to estimate methane emissions from grazing beef cattle. *Journal of Environmental Quality,* 44(1), 97-102.

McGinn, S.M., Flesch, T.K., Harper, L.A. & Beauchemin, K.A. (2006) An approach for measuring methane emissions from whole farms. *J Environ Qual,* 35(1), 14-20.

Mønster, J., Samuelsson, J., Kjeldsen, P. & Scheutz, C. (2015) Quantification of methane emissions from 15 Danish landfills using the mobile tracer dispersion method. *Waste Management,* 35(0), 177-186.

Yoshida, H., Mønster, J. & Scheutz, C. (2014) Plant-integrated measurement of greenhouse gas emissions from a municipal wastewater treatment plant. *Water Research*, 61(0), 108-118.

Zhu, H., Letzel, M.O., Reiser, M., Kranert, M., Bächlin, W. & Flassak, T. (2013) A new approach to estimation of methane emission rates from landfills. *Waste Management*, 33(12), 2713-2719.

File: 1.7

KIC RawMaterials Scrap Cycle

A. Pichler, T. Wolfinger, M. Zarl & J. Schenk
Montanuniversität, Lehrstuhl für Eisen- und Stahlmetallurgie, Leoben, Österreich

KURZFASSUNG: Im Rahmen des KIC Raw MatTERS Projektes des Europäischen Innovations- und Technologiein-stitutes soll ein Stoffkreislauf für Eisen erstellt werden. Als Grundidee dieses Projektes steht die Entwicklung eines Systems, welches die Massen- und Stoffflüsse Österreichs in Bezug auf Eisen und Stahl darstellt. Dafür ist es nötig, alle erforderlichen Daten aus Produktion, Verbrauch und Bestand, sowie der dazugehörigen Handelsströme (Import- und Exportflüsse) zu erheben. Als Referenzjahr wird 2010 gewählt und als Bilanzraum wird die österreichische Volkswirtschaft definiert. Das verwendete Programm zur Massenstromanalyse und Visualisierung ist die Stoffflussanalysesoftware STAN2. Ziel ist es, den Schrottbedarf und -verbrauch in Österreich zu berechnen und grafisch aufzuzeichnen, um alle Einflussgrößen einzeln beurteilen zu können. Dabei soll ermittelt werden, ob und wann der Bedarf durch den eigenen Verbrauch gedeckt werden kann.

1 EINLEITUNG

Mittels eines geeigneten Systems (STAN2 (IWQ 2012)) sollen die Materialflüsse von Eisen und Stahl innerhalb von Österreich grafisch dargestellt werden. Einerseits gilt es, den Schrottbedarf der Industrie und andererseits den Stahlbestand bzw. Schrottanfall durch die Bevölkerung in das System miteinfließen zu lassen um dessen Zusammenhänge und Abhängigkeiten darzustellen. Dadurch soll ein Stoffkreislauf entstehen, welcher durch Handelsdaten (Import- und Exportsströme) vervollständigt wird.

2 PROJEKT

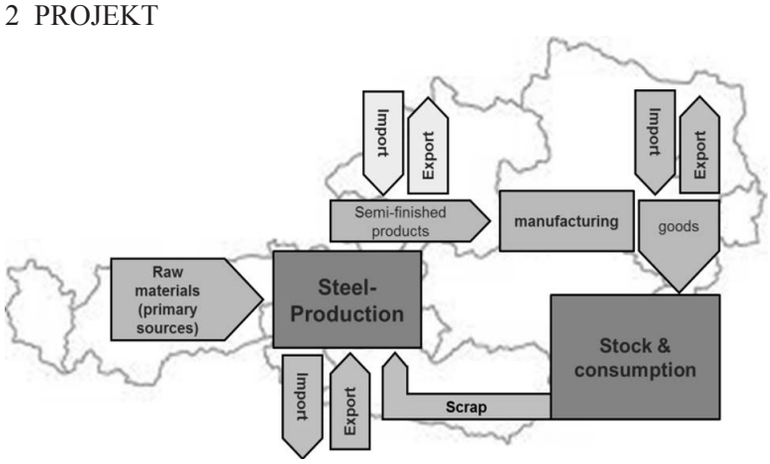


Abb. 1: Grundlegender Aufbau des Systems mit Produktion, Bestand, Verbrauch und Handel.

Zur Veranschaulichung des Projektes soll Abb. 1 dienen. Durch diese sei auf die Komplexität des Systems hingewiesen, welche sämtliche Daten der Industrie in Bezug auf Produktion und Verbrauch, sowie die Daten über den Bestand von Waren/Materialien in Österreich benötigt. Des Weiteren gilt es alle Import- und Exportflüsse zu erheben.

2.1 Durchführung

Als ersten Schritt wurden die Daten der stahlverarbeiteten Industrie Österreichs ermittelt und evaluiert (WCES 2015), (Warrings 2015). Dabei wurde die Produktion auf die einzelnen Verarbeitungsschritte heruntergebrochen, um eine genaue Aufschlüsselung des Materialflusses zu erhalten. Daraus entstand eine Darstellung des Schrotteinsatzes und des Verbrauch in der Produktion. Andererseits wurde auch der Stahlverbrauch in den unterschiedlichen Verbrauchersektoren erhoben und in das System miteinbezogen. Für eine genaue Berechnung ist es notwendig die Erzeugnisse in Produktgruppen aufzuteilen, deren Bestände in Österreich mit dazugehörigen Lebensdauern gekoppelt wurden. Daraus entstand eine Schätzung des österreichischen Stahllagers (IWQ 2012).

2.2 Aufbau des Systems

Die Stoffflussanalysesoftware STAN2 wurde verwendet, um alle erhobenen Daten grafisch darzustellen und anhand von Prozessen miteinander zu verknüpfen. Exemplarisch stellt hier Abb. 2 einen Überblick über die Eisenflüsse auf Basis der Produktionsdaten dar. Dabei werden die Inputdaten über empirische Daten und Verteilungsfunktionen auf Verwendungsgebiete aufgeteilt (siehe Lang- und Flacherzeugnisse bzw. auch Verluste über Verarbeitung und Schlacke). Durch die Erweiterung diese Systems (Verarbeitung, Verbrauch, Handel, Schrott) kann dieser Stoffkreislauf geschlossen werden. Dadurch entsteht ein Kreislauf, welcher den Schrottanfall und -verbrauch abbildet.

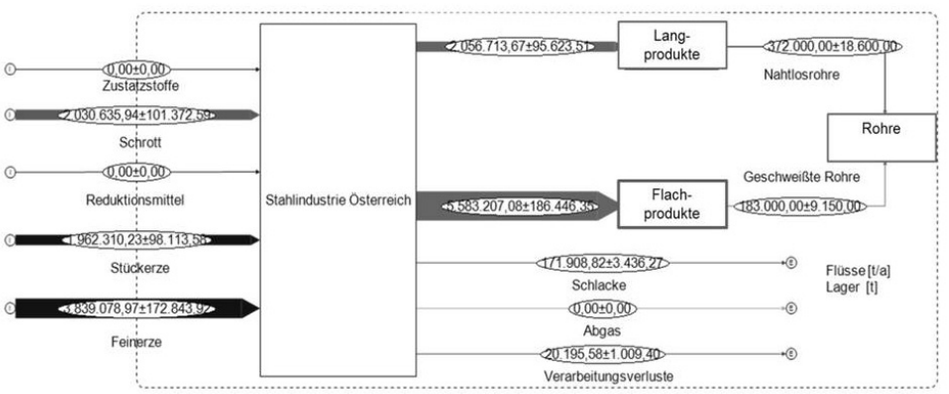


Abb. 2: Überblick über die Stahlströme mit Fokus auf die Produktion.

3 SCHLUSSFOLGERUNG BZW. ZUSAMMENFASSUNG

Anhand der gewonnenen Daten konnte festgestellt werden, dass der Schrottbedarf für die stahlverarbeitende Industrie in Österreich bei etwa 2,1 Mio. Tonnen liegt. Dem gegenüber steht ein Schrottanfall von ungefähr 1,7 Mio. Tonnen durch die österreichische Bevölkerung. Dieses System liefert eine vollständige Betrachtung des Eisen- und Stahlflusses Österreichs. Damit sollen in Zukunft Vorhersagen über den Schrottbedarf sowie den Schrottverbrauch getätigt werden. Wichtig dafür ist auch eine Unterteilung des Schrottes in Klassen und Qualitäten in Hinblick auf die damit zu erzeugenden Stahlgüten. Auf dieser Datenbasis sollen in weiterer Folge dynamische Prognosemodell über den zukünftigen Schrottanfall entwickelt werden.

LITERATUR

Institute for Water Quality (IWQ) (2012) *STAN2*. Resource and Waste Management, Vienna University of Technology, Austria.

Warrings, R. (2015) *Charakterisierung anthropogener Ressourcenlager in Österreich am Beispiel Stahl – eine Bottom-up Analyse.* Wien, Austria.

Worldsteel Committee on Economic Studies (WCES) (2015) *Steel Statistical Yearbook 2015*. Worldsteel Association, pp. 53-112, Brüssel, Belgien.

File: 1.8

Elektrohydraulische Zerkleinerung: Innovative Methode zum Recycling galvanisierter Kunststoffe

T. Hartfeil, S. Grieger, K. Bokelmann, J. Herdegen, A.-L. Bachmann, C. Gellermann & R. Stauber
Fraunhofer-Projektgruppe für Wertstoffkreisläufe und Ressourcenstrategie IWKS, Alzenau, Deutschland

KURZFASSUNG: Das hochwertige Recycling von galvanisierten Thermoplasten setzt eine möglichst vollständige Entfernung der Metallschichten voraus, um das Grundmaterial wieder für den Spritzguss aufbereiten zu können. Als innovative Methode wurde hierfür die elektrohydraulische Zerkleinerung (EHZ) eingesetzt, die auf einem rein mechanisch-physikalischem Prinzip beruht. Als Versuchsmaterial wurden Stücke von galvanisch verchromten Zierleisten aus dem Automobilbereich verwendet. In dem durchgeführten Versuch wurde neben dem Ablöseverhalten der Metallschichten auch der Energieverbrauch betrachtet. Als wesentliches Qualitätsmerkmal wurden schließlich die Restmetallgehalte des entschichteten Materials quantitativ analysiert. Es zeigte sich, dass ein sehr gutes Ergebnis bereits nach einer Behandlungsdauer von wenigen Minuten erreicht wird. Am Ende des Versuchs betrug der Restmetallgehalt deutlich unter 1.000 mg/kg bei einem spezifischen Energieverbrauch von ca. 2,5 kWh/kg. Somit eignet sich das entschichtete Material für eine Regranulierung und den Wiedereinsatz im Spritzguss.

1 EINLEITUNG

Galvanisierte Thermoplaste wie z.B. verchromtes ABS (Acrylnitril-Butadien-Styrol), ABS-PC (Polycarbonat) oder PA (Polyamid) verbinden die Vorteile von Kunststoffen (geringe Dichte, endkonturnahe Fertigung durch Spritzgießen, niedriger Preis etc.) mit denen von Metallen (Optik, Haptik, elektrische Leitfähigkeit, Verschleißfestigkeit etc.). Sie finden breite Anwendung im Automobilbereich (Dahlhaus 2001), aber auch in anderen Branchen wie Elektrotechnik, Haushalt und Sanitär. Der typische Aufbau einer dekorativen Verchromung auf einem thermoplastischen Bauteil beginnt mit einer Kupferschicht (20-25 µm), gefolgt von einer Nickelschicht (5-10 µm) und schließlich der eigentlichen Chromschicht mit einer Dicke von lediglich etwa 0,5 µm. Sollen Produktions- oder auch Konsumabfälle einem hochwertigen Recycling zugeführt werden, müssen diese Metallschichten möglichst vollständig von dem Grundwerkstoff abgetrennt werden. Für eine direkte Wiederverwendung im Spritzguss und eine erneute Galvanisierung ist eine Reinheit der Thermoplaste von > 99 % erforderlich. Die hier vorgestellte Methode der elektrohydraulischen Zerkleinerung (EHZ) erlaubt ein großflächiges Ablösen der Metallschichten auf einem rein mechanisch-physikalischen Weg ohne Einsatz von Lösungsmitteln oder Säuren. Das Ergebnis ist ein Thermoplast hoher Reinheit, der regranuliert und spritzgegossen werden kann.

2 DAS VERFAHREN DER ELEKTROHYDRAULISCHEN ZERKLEINERUNG (EHZ)

Das Verfahren der elektrohydraulischen Zerkleinerung (EHZ) basiert auf Schockwellen, die durch gepulste Funkenentladungen entstehen und über ein flüssiges Trägermedium auf das Material übertragen werden. Durch diese kurzen, aber heftigen mechanischen Stöße werden gezielt Schwachstellen im Material angegriffen: Die Trennung erfolgt an makroskopischen Verbindungsstellen (geklemmt, geklebt, geschraubt) oder an mikroskopischen Grenzflächen (Korn- oder Phasengrenzen).

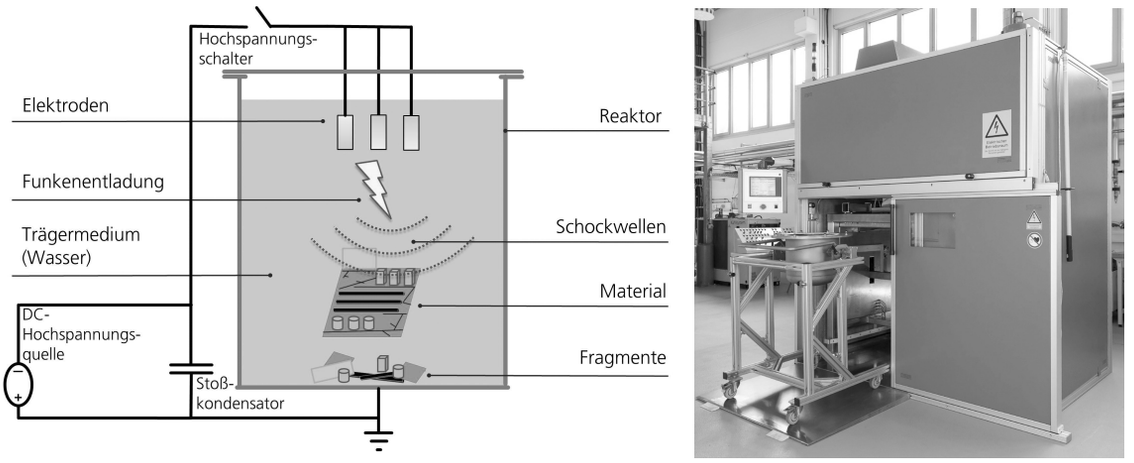


Abb. 1: Funktionsprinzip der EHZ (links) und Pilotanlage für den halbautomatischen Batchbetrieb im Technikum der Fraunhofer-Projektgruppe IWKS in Alzenau (rechts).

Die Anwendungsmöglichkeiten sind vielfältig, das Verfahren eignet sich sowohl für Materialverbunde als auch für Verbundmaterialien, wie z.B.:

- Fragmentierung von Elektroaltgeräten (z.B. Mobiltelefone, Festplatten),
- Freisetzung von metallischen Einschlüssen aus mineralischen Schlacken,
- Aufschluss von Faser- und Schichtverbundwerkstoffen (z.B. Carbonfaserverstärkte Kunststoffe (CFK), Glasfaserverstärkte Kunststoffe (GFK), Glas-Folie-Laminate),
- Aufschluss von teilelastischen Verbundwerkstoffen und
- Kontaminationsfreie Zerkleinerung von hochreinen Materialien.

In Abb. 1 links ist das Funktionsprinzip der EHZ dargestellt. Das zu zerkleinernde Material befindet sich in einem geschlossenen Reaktor, umgeben von einem Trägermedium, in der Regel Wasser. Zwischen drei höhenverstellbaren Elektroden und dem Reaktorboden finden die Funkenentladungen statt, die von einer Hochspannungselektronik gesteuert werden. Dadurch entstehen schnell expandierende Plasmakanäle, die über das Wasser als Schockwellen mit lokalen Drücken von einigen tausend Bar auf das Material übertragen werden (Bluhm et al. 2000).

Die Fraunhofer-Projektgruppe IWKS verfügt über eine Pilotanlage, die für Versuche im halbautomatischen Batchbetrieb ausgelegt ist (Abb. 1 rechts). Die Anlage kann im Regelbetrieb mit Elektrodenspannungen bis 40 kV und Entladungsfrequenzen bis 4 Hz betrieben werden. Es stehen zwei Reaktoren mit 29 bzw. 39 Liter Volumen zur Verfügung.

3 ENTSCHICHTEN VON ZIERLEISTEN AUS GALVANISCH VERCHROMTEM ABS-PC

Als Designelement im Automobilbereich sind Zierleisten aus galvanisch verchromtem ABS-PC sowohl im Interieur als auch am Exterieur zahlreich zu finden. Die Qualitätsanforderungen sind in diesen für den Kunden sichtbaren Bereichen sehr hoch, Fehlstellen oder eine frühzeitige Abnutzung bzw. Ablösung der Metallschichten werden von den Automobilherstellern nicht toleriert. Entsprechend streng sind die Spezifikationen, die ein aus Produktions- oder Konsumabfällen gewonnenes Kunststoffgranulat einhalten muss.

3.1 Versuchsdurchführung

Das Versuchsmaterial wurde von äußerlich anhaftendem Schmutz befreit und händisch auf eine Stückgröße von ca. 5 cm geschnitten. Insgesamt wurden 146 Teile mit einer Gesamtmasse von ca. 1 kg im Reaktor behandelt. Einige Teile wurden vor dem Versuch mit einem Binärsystem codiert, um eine schnelle und einfache Identifizierung zu ermöglichen (Abb. 2 links). Als Versuchsparameter wurden 40 kV Elektrodenspannung bei 2 Hz Entladungsfrequenz gewählt. Der Versuch wurde iterativ durchgeführt, d.h. nach einer definierten Anzahl von Impulsen wurde der Reaktor geöffnet und sämtliche Teile entnommen.

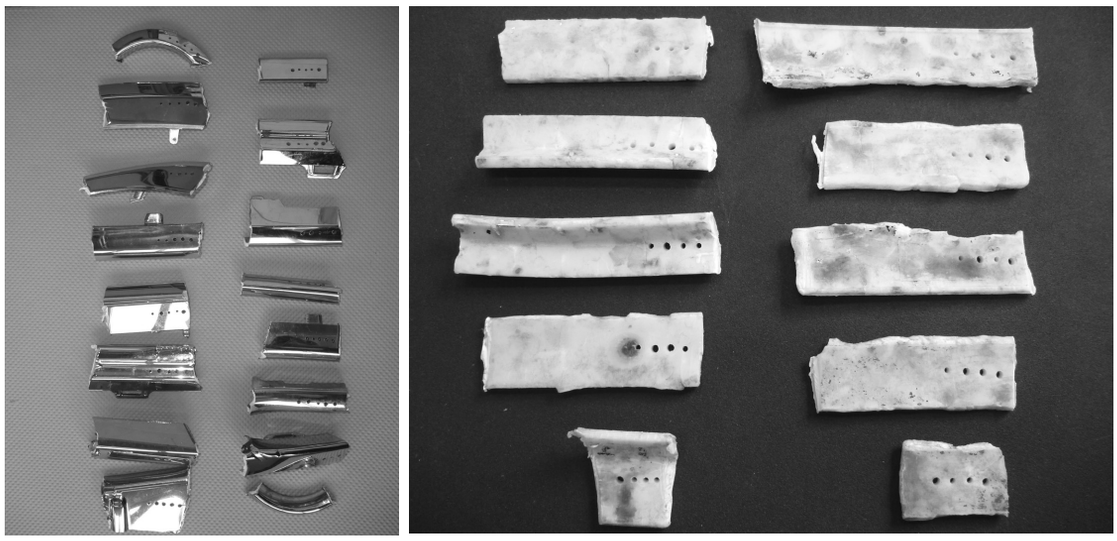


Abb. 2: Teile des Versuchsmaterials vor der EHZ (links) und nach 1.000 Impulsen (rechts). Die einzelnen Teile sind für eine schnelle und eindeutige Identifizierung mit einem Binärsystem codiert.

Lose anhaftendes Schichtmaterial wurde durch Abspülen entfernt, anschließend wurden die Teile leicht trocken getupft und gewogen. Das gesamte Material inklusive Prozesswasser wurde danach wieder zurück in den Reaktor gegeben und die nächste Impulsfolge gestartet. Das Versuchsmaterial wurde einer kumulierten Anzahl von 1.000 Impulsen ausgesetzt. Der erste optische Eindruck verspricht eine nahezu vollständige Entschichtung des Versuchsmaterials (Abb. 2 rechts).

Um die Restmetallgehalte zu bestimmen, wurden jeweils 5 Stücke des entschichteten ABS-PC in 1 mol/l HCl bzw. H_2SO_4 gegeben und für mehrere Stunden bei 50 °C gerührt. Anschließend wurden die Konzentrationen von Kupfer, Nickel und Chrom in den Lösungen mit Hilfe von optischer Emissionsspektrometrie mittels induktiv gekoppelten Plasmas (ICP-OES) bestimmt.

3.2 Ergebnisse und Diskussion

Der quantitative Zusammenhang zwischen der Anzahl der Impulse bzw. der Versuchszeit und der Masse der abgelösten Schicht und dem damit verbundenen spezifischen Energieverbrauch ist in Abb. 3 links dargestellt.

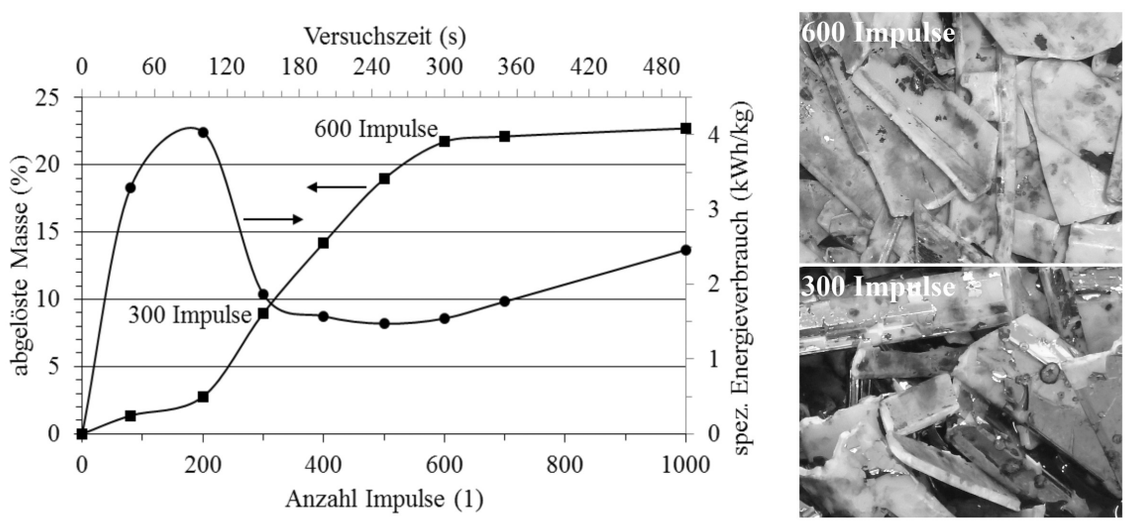


Abb. 3: Abgelöste Masse und spezifischer Energieverbrauch in Abhängigkeit von der Anzahl der Impulse bzw. der Versuchszeit (links). Zustand des Versuchsmaterials nach 300 Impulsen (rechts unten) und 600 Impulsen (rechts oben).

Tab. 1: Ergebnisse der chemischen Analyse (ICP-OES) der Restmetallgehalte nach 1.000 Impulsen. Die Proben 1 und 2 bestanden aus jeweils 5 Stücken des entschichteten ABS-PC.

Element	Probe 1 Konzentration (mg/kg)	Probe 2 Konzentration (mg/kg)
Cu	164	347
Ni	109	216
Cr	2	3
Gesamt	275	566

Der zu Beginn flache Anstieg der abgelösten Masse ist die Folge eines anlagenspezifischen Einfahreffekts. Nach einem annähernd linearen Verlauf zwischen 200 und 600 Impulsen flacht die Kurve erneut ab, weil der größte Teil der Beschichtung bereits abgelöst ist. Nach 300 Impulsen zeigt sich bereits eine deutliche, aber noch unvollständige Ablösung der Beschichtung (Abb. 3 rechts unten), nach 600 Impulsen sind nur noch geringfügige Anhaftungen zu erkennen (Abb. 3 rechts oben). Am Ende des Versuchs konnten von den eingesetzten 1.002 g Zierleisten 775 g entschichteter Kunststoff mit minimalen Metallanhaftungen, 175 g Metallbeschichtung und 49 g Sediment aus dem Prozesswasser zurückgewonnen werden.

Entscheidend für die Eignung des Materials zur direkten Wiederverwendung im Spritzguss- und Galvanikprozess sind die Restmetallgehalte nach der Entschichtung. Die Ergebnisse der chemischen Analyse sind in Tab. 1 zusammengefasst. Alle drei Metalle der Beschichtung konnten in beiden Proben quantitativ nachgewiesen werden. Allerdings sind deutliche Unterschiede bei den Konzentrationen zu erkennen. Während die Verhältnisse der Metalle zueinander annähernd gleich sind, ist die Gesamtkonzentration der Metalle in Probe 2 doppelt so hoch wie in Probe 1. Das zeigt, dass das Ergebnis der Entschichtung einer gewissen Verteilung unterliegt, die unter anderem von der Stückgröße und der Reaktorbeladung bestimmt wird. Insgesamt kann das Ziel einer Reinheit von > 99 % mit Hilfe des EHZ-Verfahrens erreicht werden.

4 ZUSAMMENFASSUNG

Es konnte gezeigt werden, dass sich das Verfahren der EHZ für eine schnelle und gründliche Entschichtung von galvanisierten Thermoplasten sehr gut eignet. Der Restmetallgehalt liegt nach einer Versuchsdauer von weniger als 10 min bei deutlich unter 1.000 mg/kg. Damit eignet sich das Material bereits für eine Regranulierung, bei der die restlichen Verunreinigungen durch Schmelzefiltration entfernt werden. Im nächsten Schritt sind entsprechende Versuche und eine Verarbeitung im Spritzguss mit anschließender Galvanisierung geplant.

Eine systematische Optimierung der Versuchsparameter für spezifische Anwendungsfälle verspricht darüber hinaus eine weitere Verbesserung der Ergebnisse. Dazu zählen vor allem die Stückgröße des zu entschichtenden Materials und die Beladung des Reaktors. Eine Steigerung von Durchsatz und damit Kosteneffizienz ist Voraussetzung für einen großtechnischen Betrieb. Dies kann durch eine Weiterentwicklung der Anlagentechnik für den kontinuierlichen Betrieb erreicht werden. Für eine Gesamtbetrachtung der Investitions- und Betriebskosten muss schließlich die vollständige Prozesskette von Vorzerkleinerung, EHZ, Trennung und Trocknung der Fraktionen bis hin zur Behandlung des Prozesswassers berücksichtigt werden.

LITERATUR

Bluhm, H., Frey, W., Giese, H., Hoppé, P., Schultheiß, C. & Sträßner, R. (2000) Application of pulsed HV discharges to material fragmentation and recycling. In: *IEEE Transactions on Dielectrics and Electrical Insulation* 7, 625–635.

Dahlhaus, M. (2001) Auf Hochglanz gebracht – galvanisierte Kunststoffe im Automobilbau. *JOT Journal für Oberflächentechnik* 41, 60-65.

File: 1.9

Rückbau- und Recyclingstrategien für Wärmedämmverbundsysteme (WDVS)

N. Heller & S. Flamme
FH Münster, IWARU Institut für Wasser·Ressourcen·Umwelt, Münster, Deutschland

KURZFASSUNG: In den vergangenen Jahrzehnten wurden in Deutschland große Mengen an Wärmedammverbundsystemen verbaut, überwiegend mit expandiertem Polystyrol (EPS) als Dämmstoff. Aktuell ist die Rückbaurate noch gering. Zukünftig wird aber mit steigenden Abfallmengen gerechnet, sodass Rückbau- und Recyclingstrategien an Bedeutung gewinnen. Heute zurückgebaute WDVS auf EPS-Basis enthalten in der Regel das seit August 2015 in EPS-Platten verbotene Flammschutzmittel HBCD und werden in geeigneten Anlagen verbrannt. Im Sinne der Kreislaufwirtschaft werden zukünftig höherwerte Verwertungswege an Bedeutung gewinnen.
Recyclingverfahren erfordern i.d.R. eine hohe Sortenreinheit der Stoffe. Durch die wissenschaftliche Begleitung von WDVS-Rückbauprojekten konnte aufgezeigt werden, dass auch der zeitintensive selektive Rückbau nicht direkt zu sortenreinen Abfallströmen führt. Versuche mit Aggregaten aus der Recyclingtechnik bieten aber die Möglichkeit, die einzelnen Werkstoffe aus einem Wärmedämmverbundsystem auf EPS-Basis weitgehend sortenrein aufzubereiten.

1 EINLEITUNG

Die konsequente Steigerung der Energieeffizienz ist ein wichtiger Schlüssel für eine nachhaltige Klima- und Energiepolitik. Bereits seit den 1970er Jahren gelten in Deutschland Gesetze und Verordnungen, die die Energieeffizienz von Gebäuden durch Dämmung regeln. Die Anforderungen sind dabei stetig gestiegen. Die Dämmung der Fassade, welche bei Neubauten, aber auch bei Sanierungsmaßnahmen durchgeführt wird, ist hier ein zentrales Element. Die meistgenutzte Dämmvariante sind derzeit Wärmedämmverbundsysteme (WDVS).

WDVS bestehen aus mehreren, miteinander verbundenen Schichten (z.T. verklebt und verdübelt) und haben die Aufgabe, das Außenmauerwerk zu dämmen und die Fassade zu bilden. Dabei kommen unterschiedliche Dämmstoffe zum Einsatz, wie z. B. Mineralwolle, expandiertes Polystyrol (EPS), Polyurethan-Hartschaum oder natürliche Dämmstoffe wie Holzweichfasern. Als äußere Schicht werden neben anorganischen und organischen Oberputzen auch Flachverblender eingesetzt.

In Deutschland wurden von 1960 – 2012 rund 9 Mio. Mg WDVS, überwiegend auf EPS-Basis, verbaut (Albrecht & Schwitalla 2014). Da diese Systeme die zurzeit kostengünstigste Variante der Fassadendämmung darstellen, ist auch zukünftig mit hohen Zubauraten zu rechnen. Bisher beträgt das Rückbauvolumen bezogen auf die verbaute Menge im Jahr 2012 lediglich 0,1 %. Zukünftig ist aber mit deutlich steigenden Abfallmengen zu rechnen.

2 ENTSORGUNG

EPS aus heute anfallenden WDVS-Abfällen enthält i.d.R. das seit dem 21.08.2015 in EPS-Platten verbotenen, aber bis dahin eingesetzten Flammschutzmittels Hexabromcyclododecan (HBCD). Solche Abfälle gelten ab dem 30.09.2016 als gefährlicher Abfall und werden in geeigneten Anlagen verbrannt, wobei das HBCD zerstört wird. Die Beseitigung kann z.B. in Müllverbrennungsanlagen (MVA) stattfinden, unterliegt dabei aber Einschränkungen. Aufgrund des hohen Heizwertes des auf erdölbasierten Dämmstoffes, und der damit bei der Verbrennung verbundenen Hitzeentwicklung können die EPS-Platten nur in kleinen Mengen dem sonstigen Abfall beige-

mischt werden (Dresch et al. 2015). Anhaftende Reste von mineralischen Putzen erhöhen zudem durch die steigende Masse und den entsprechenden Ascheanteil die Behandlungskosten.

Höherwertige Verwertungswege, wie das Recycling, werden mit steigenden Abfallmengen an Bedeutung gewinnen. Um solche Wege im Sinne der Kreislaufwirtschaft zu etablieren, bedarf es eines Konzepts von der Baustelle bis zur Entsorgungsanlage:

- Rückbau,
- Logistik,
- Aufbereitung und
- Verwertung.

Das Verwertungsverfahren definiert die notwendige Beschaffenheit der eingesetzten Sekundärabfälle. Hier sind Vorgaben zu Sortenreinheit, sowie physikalische Eigenschaften wie die Korngröße einzuhalten. Für das EPS-Recycling werden lediglich Verschnitte aus der Produktion sowie sortenreines EPS aus Verpackungen verwendet. Mit Putz verschmutztes EPS erfüllt die Anforderungen nicht. Einer Verwertung der mineralischen Bestandteile, wie des Putzes, steht hingegen eine Verunreinigung durch den Dämmstoff entgegen.

Für eine stoffliche Verwertung sind daher geeignete Rückbau-, sowie Aufbereitungstechniken vorzuschalten.

3 RÜCKBAU

Die angewandte Rückbautechnik hängt von der Art des verbauten WDVS, sowie der weiteren Nutzung des Gebäudes ab. Grundsätzlich kann zwischen konventionellen Rückbauvarianten sowie dem (teil-)selektiven Rückbau unterschieden werden.

3.1 Konventioneller Rückbau

Beim konventionellen Rückbau findet auf der Baustelle keine Trennung einzelner WDVS-Bestandteile statt. Eine übliche Rückbaumethode ist das maschinelle Abkratzen des Dämmsystems von der Wand mit Hilfe eines Baggers. Aufgrund der Gefahr die Bausubstanz unter dem WDVS zu beschädigen, wird diese Methode in der Regel nur angewandt, wenn das Gebäude in der Folge auch abgerissen werden soll. Zudem ist der Einsatz eines Baggers durch die Gebäudehöhe begrenzt.

3.2 Selektiver Rückbau

Der (teil-)selektive Rückbau findet hauptsächlich manuell statt und erfordert daher ein Baugerüst. Die Methoden des Rückbaus sind abhängig vom verwendeten Putzsystem des WDVS. Sind organische Oberputze verbaut, werden diese z.B. mit einem Winkelschleifer in Streifen geschnitten. Anschließend kann der Putz inkl. Armierung vom Dämmstoff geschält werden. Dieser Vorgang wird auch „Strippen“ genannt. Diese Technik funktioniert bei rein mineralischen Putzen aufgrund seiner Sprödigkeit nicht. Flachverblender oder sonstige Steine, die auf den Dämmstoff geklebt werden, können mechanisch mittels Hammer abgeschlagen werden.

Je nach Art des Dämmstoffes und der Oberbeschichtung verbleiben Kleberreste am Dämmstoff bzw. Dämmstoffreste an der Oberbeschichtung. Der Dämmstoff wird anschließend mit Werkzeugen, welche eine Hebelwirkung erzeugen, von der Wand entfernt.

3.3 Aufwandswerte und Qualitäten

Um den Aufwand des konventionellen Rückbaus zu einem selektiven Rückbau ins Verhältnis setzen zu können, wurden zwei Rückbauvorhaben über mehrere Tage wissenschaftlich begleitet und ausgewertet.

Das konventionell zurückgebaute WDVS beinhaltete 60 mm starke EPS-Dämmplatten sowie einen organischen Putz. Es wurde mit Hilfe eines Baggers mit scharfkantigen Greifer von der Wand gekratzt und fiel als eine gemischte Abfallfraktion an.

Bei dem anderen System handelte es sich um ein WDVS mit 200 mm dicken EPS-Platten und

Flachverblendern als äußerste Schicht. Die Verblender wurden mit Hämmern abgeschlagen, der Dämmstoff mit Werkzeugen wie Spaten und Heugabel abgebrochen. Da das Gebäude saniert wurde, wurde die Wandoberfläche zudem von Kleberesten gesäubert.

Der Zeitaufwand für diesen selektiven Rückbau betrug etwa 30 Minuten pro Person und Quadratmeter. Der konventionelle Abbruch beanspruchte lediglich 1,6 Minuten je Person und Quadratmeter. Aufgrund der unterschiedlichen Randbedingungen (Systemaufbau, Nachnutzung des Gebäudes, Technisierungsgrad) sind diese Werte nicht direkt miteinander zu vergleichen, können aber Relationen aufzeigen.

Der Mehrwert eines selektiven Rückbaus liegt in den getrennt erfassten Abfallfraktionen. Daher wurde die Qualität der Fraktionen beurteilt. In dieser Fallstudie ließen sich die abgeschlagenen Flachverblender als sortenreiner Bauschutt entsorgen. Die verbleibenden Anhaftungen von Putz und Kleber an den getrennt erfassten EPS-Dämmplatten wiesen eine höhere Masse auf, als die Dämmplatten selbst. Eine Sortenreinheit, die z.B. EPS-Recycling erfordert, war hier trotz selektiven Rückbaus nicht gegeben und musste daher durch eine Aufbereitung erreicht werden.

4 AUFBEREITUNG

Bei der Aufbereitung sollen aus den WDVS-Abfällen Fraktionen gewonnen werden, welche den Anforderungen der Verwertungswege genügen. In der Praxis findet heutzutage noch keine gezielte Aufbereitung von WDVS-Abfällen statt. Daher wurden Versuche im Technikumsmaßstab durchgeführt, welche das Ziel hatten, möglichst sortenreine Fraktionen aus WDVS-Abfall herzustellen. Als Testmaterial diente das abgebrochene WDVS aus dem o.g. konventionellen Rückbau. Bei den Versuchen wurde auf Aufbereitungstechnik zurückgegriffen, welche am Markt etabliert ist und keine unverhältnismäßig hohen Kosten verursacht.

4.1 Zerkleinerung

Den ersten Schritt der Aufbereitung stellte die Zerkleinerung dar. Das primäre Ziel der Zerkleinerung in diesem Aufbereitungsprozess war der Aufschluss der Werkstoffverbindungen. Bei einem optimalen Aufschluss hätte der Bruch bzw. die Trennung der Bauteile direkt an den Verbindungsstellen der einzelnen Werkstoffe stattgefunden. Generell sind die Verbindung zwischen dem Dämmstoff und dem Kleber sowie dem Putzsystem Verbindung mit Stoffschluss. Diese sind oftmals von höherer Festigkeit als die der Werkstoffe selbst, sodass der Bruch innerhalb der einzelnen Werkstoffe auftritt (Martens & Goldmann 2016). Daher wird bei der Zerkleinerung auch der Effekt der selektiven Zerkleinerung genutzt. Aufgrund der unterschiedlichen Sprödigkeit der Werkstoffe werden diese unter mechanischer Belastung unterschiedlich stark zerkleinert. Der Kleber sowie der Putz sind spröder und brechen damit schneller als das EPS oder das Armierungsgewebe, bei denen ein Zähbruch stattfindet. Die Aufschlusszerkleinerung und selektive Zerkleinerung findet hauptsächlich bei Druck-, Schlag- oder Prallbeanspruchung statt. Im Versuch wurden die besten Ergebnisse mit einem Prallbrecher erzielt.

4.2 Siebung

Aufgrund der selektiven Zerkleinerung lagen für die verschiedenen Werkstoffe im zerkleinerten Gut unterschiedliche Korngrößenverteilungen vor. Durch eine Siebklassierung ließen sich die hauptsächlich feinkörnigen Putz- und Kleberbestandteile in einer Feinfraktion konzentrieren. Allein durch Siebklassierung ließen sich die Abfallbestandteile jedoch nicht trennen, da sich die Korngrößenverteilungen der Werkstoffe zwar unterschieden, aber überschnitten. Daher wurde ein weiterer Aufbereitungsschritt, eine Sichtung, notwendig.

4.3 Dichtetrennung

Überwiegend mineralische Bestandteile wie Putz und Kleber weisen andere Dichten auf als EPS-basierter Dämmstoff und Armierungsgewebe. Durch eine Dichtetrennung ließen sich diese Stoffe trennen. Bei einer Schwimm-Sink-Trennung mit Wasser als Trennmedium ließ sich der EPS-Bruch von den sonstigen Bestandteilen abtrennen. Die Trennschärfe hinsichtlich der Dichte war

als hoch anzusehen. Nachteil der Schwimm-Sink-Trennung war der erhöhte Aufwand, der z.B. durch die Trocknung des nassen Materials entstand, sodass die Nassaufbereitung mit höheren Aufbereitungskosten als eine trockene Aufbereitung z.B. mittels Windsichter, verbunden sein könnte.

In einem Windsichter werden Partikel anhand ihrer unterschiedlichen Sinkgeschwindigkeit sortiert. Die Sinkgeschwindigkeit steht in Abhängigkeit der Korngröße, der Dichte und der Umströmungseigenschaft des Partikels. Aufgrund der großen Spannweite der Dichte der unterschiedlichen Materialien (z.B. EPS: ~15 kg/m³ und Putz: ~1.800 kg/m³) findet die Trennung maßgeblich nach der Dichte des Partikels statt. Es wurden je Stoffstrom zwei Windsichtungsdurchgänge notwendig, um weitgehend sortenreine Fraktionen mit EPS, Mineralik und Armierungsgewebe zu erzeugen.

5 FAZIT UND AUSBLICK

Die zukünftig steigenden WDVS-Abfallmengen erfordern im Sinne der Kreislaufwirtschaft ein Recyclingkonzept von der Baustelle bis zur Entsorgungsanlage. Verwertungsverfahren stellen dabei Anforderungen an die Abfälle, die allein durch heutige Rückbautechnik nicht erfüllt werden. Die Aufbereitungsversuche haben gezeigt, dass mit einer Prall-Zerkleinerung, einer Siebklassierung und Windsichtung weitgehend sortenreine Fraktionen aus einem WDVS-Abfall gewonnen werden können.

Vereinzelt bestehen aber noch Verunreinigungen in den Fraktionen, wie z.B. Putzanhaftungen an größeren EPS-Bruchstücken. Hier sollen Optimierungsmöglichkeiten im Bereich des Materialaufschlusses geprüft werden. Alternativ können solche unzureichend aufgeschlossene Materialverbunde durch eine optimierte, aufeinander abgestimmte Klassierung und Sichtung selektiert und ggf. der erneuten Zerkleinerung hinzugefügt werden.

Weiterhin sollen die positiven Testergebnisse auf einen großtechnischen Maßstab übertragen und validiert werden.

LITERATUR

Albrecht, W. & Schwitalla, C. (2014) *Rückbau, Recycling und Verwertung von WDVS „Möglichkeiten der Wiederverwertung von Bestandteilen des WDVS nach dessen Rückbau durch Zuführung in den Produktionskreislauf der Dämmstoffe bzw. Downcycling in die Produktion minderwertiger Güter bis hin zur energetischen Verwertung“*. Valley; Deutschland.

Dresch, H., Dima, B., Horn, J., Grüttner, W., Mark, F.E. & Vehlow, J. (2015) *Untersuchung zur energetischen Verwertung von expandiertem Polystyrol-Schaumstoff (EPS) und extrudiertem Polystyrol-Schaumstoff (XPS), die als Flammschutzmittel Hexabromcyclododecan (HBCD) enthalten, durch die Mitverbrennung in der Abfallverbrennungsanlage für kommunale Abfälle der Stadt Würzburg*. Brüssel, Belgien.

Martens, H. & Goldmann, D. (2016) *Recyclingtechnik*, Fachbuch für Lehre und Praxis, 2. Auflage. Wiesbaden; Deutschland: Springer Vieweg.

File: 1.10

Materialzusammensetzung und Recycling von Leiterplatten

A. Jandric
Universität für Bodenkultur Wien, Institut für Abfallwirtschaft, Wien, Österreich

KURZFASSUNG: Die Bedeutung einer angemessenen Recyclingtechnologie für Leiterplatten (LP) ist stark gestiegen, einerseits aufgrund des zunehmenden Massenstroms von Elektroaltgeräten und anderseits aufgrund deren Cu- und Edelmetallgehalt. Die Kosten des Recyclingprozesses und das Ausmaß von Umweltauswirkungen hängen in hohem Maße von der Materialzusammensetzung der LP ab. Die Baumaterialien von LP können im Allgemeinen in drei Gruppen unterteilt werden: Metalle, Keramik und Kunststoffe. In diesem Beitrag sind ein umfassendes Assessment der Materialzusammensetzung von LP und ein Vergleich der verfügbaren metallurgischen Technologien dargestellt. Die derzeit führenden Technologien für Recycling von LP sind die Pyro- und Hydrometallurgie. Basierend auf diesen zwei Technologien sind große Industrieanlagen in Europa und im Rest der Welt aufgebaut. Allerdings, neben diesen wurden auch neue Technologien für Recycling von LP entwickelt, z.B. Biometallurgie und Elektrometallugie. Dementsprechend wurden im Beitrag diese Technologien im Hinblick auf den Stand der Entwicklung und Metallgewinnungseffizienz verglichen.

1 EINLEITUNG

Die Entsorgung von Leiterplatten (LP) stellt eine ökologische Herausforderung dar. Gleichzeitig gewinnt deren Recycling immer mehr an Bedeutung in der Montan- und Recyclingindustrie. Einerseits, wegen der enthaltenen gefährlichen Stoffe, wie zB. Hg, Pb, Cd und Be, chlorierte und bromierte Flammschutzmittel und andere, hat die Entsorgung bzw. Recycling von LP eine wesentliche umweltökologische Relevanz (Yoo et al. 2008). Andererseits, sind in den LP eine große Bandbreite an wertvollen Metallen enthalten, v.a. Cu, Fe, Al, Au, Ag und Pd (Guo et al. 2009), welche das Recycling von LP auch aus reinen wirtschaftlichen Gründen sehr interessant macht. Das entscheidende wirtschaftliche Potenzial von LP liegt in der Tatsache, dass die Konzentrationen von unedlen Metallen in LP 20 bis 40-mal höher sind als im Vergleich zu den Metallerzen und bis zu 250-mal höher im Vergleich zu Edelmetallerzen (Cui and Zhang 2008, Tuncuk et al. 2011). Anhand der durchgeführten Literaturrecherchen und Experteninterviews bin ich jedoch zu dem Schluss gekommen, dass die Materialzusammensetzung von LP hoch variabel ist und eine Feststellung der Trends in der Materialzusammensetzung im Laufe der Zeit ausschließlich anhand der vorhandenen Literaturquellen unmöglich ist.

2 KLASSIFIKATION UND MATERIALZUSAMMENSETZUNG VON LEITERPLATTEN

Basierend auf dem Bauverfahren können die LP in drei großen Gruppen unterteilt werden: einschichtige, doppelschichtige und mehrschichtige LP. Die einschichtige LP sind mit elektronischen Bauteilen (Kondensatoren, Integrierte Schaltkreisen, u.Ä.) nur an einer Seite der LP bestückt, während die doppelschichtigen elektronische Komponenten auf beiden Seiten der LP haben. Die mehrschichtige LP haben zwei oder mehr Schichten von integrierten Schaltkreisen, die mit einem nichtleitenden Material getrennt sind (Ford & Cavette 1996, Ono et al. 2010, Yamane et al. 2011, Kasper et al. 2011).

Eine weitere häufige Klassifizierungsmethode von LP wird auf der Basis der angewandten Flammschutzmittel entwickelt, nämlich der Typ „FR-2“ und der Typ „FR-4“. Der Typ „FR-2“

bezeichnet ein Flammschutzmittel, das aus dem Zellulosepapier und dem Phenolharz hergestellt wird (Guo et al. 2009). Etwa 12 % der am Markt befindenden LP besitzen diesen Typ des Flammschutzmittels. Typ „FR-4" ist ein Flammschutzmittel, das aus einem hochdruckflammhemmenden Glasgewebe mit einem Epoxidharz hergestellt wird. Die Hauptmerkmale des Typs „FR-4" sind folgende: fast keine Wasseraufnahme, elektrische Isolierung und Beständigkeit gegen Hitze, mechanischer Beschädigungen und Lösungsmitteln (US EPA 2014). Aufgrund dieser bemerkenswerten Eigenschaften hat der Typ „FR-4" einen weltweiten Marktanteil von bis zu 70 %, während den restlichen Marktanteil andere PCB-Laminate machen, i.e.S. Verbundstoffe (5 %) und Spezialstoffe und andere (13 %) (vgl. Li et al. 2012, US EPA 2014).

Es gibt einen starken Anreiz seitens von Recyclingunternehmen und seitens von Wissenschaftlern ein zuverlässiges, stabiles und einfaches Analyseverfahren zu entwickeln, welches die hochpräzisen Ergebnisse der Materialzusammensetzungen der LP erzeugen würde. Allerdings, die Materialzusammensetzungen, welche in der wissenschaftlichen Literatur publiziert wurden, weisen eine hohe Variabilität und dementsprechend ist die Verwendbarkeit solcher Studien in der Praxis sehr limitiert. In der Abbildung 1 ist diese Variabilität anhand des Beispiels von Cu, Fe, Au und Ag Fraktion nachgewiesen (die detaillierte Literaturangaben sind in der Vollversion enthalten).

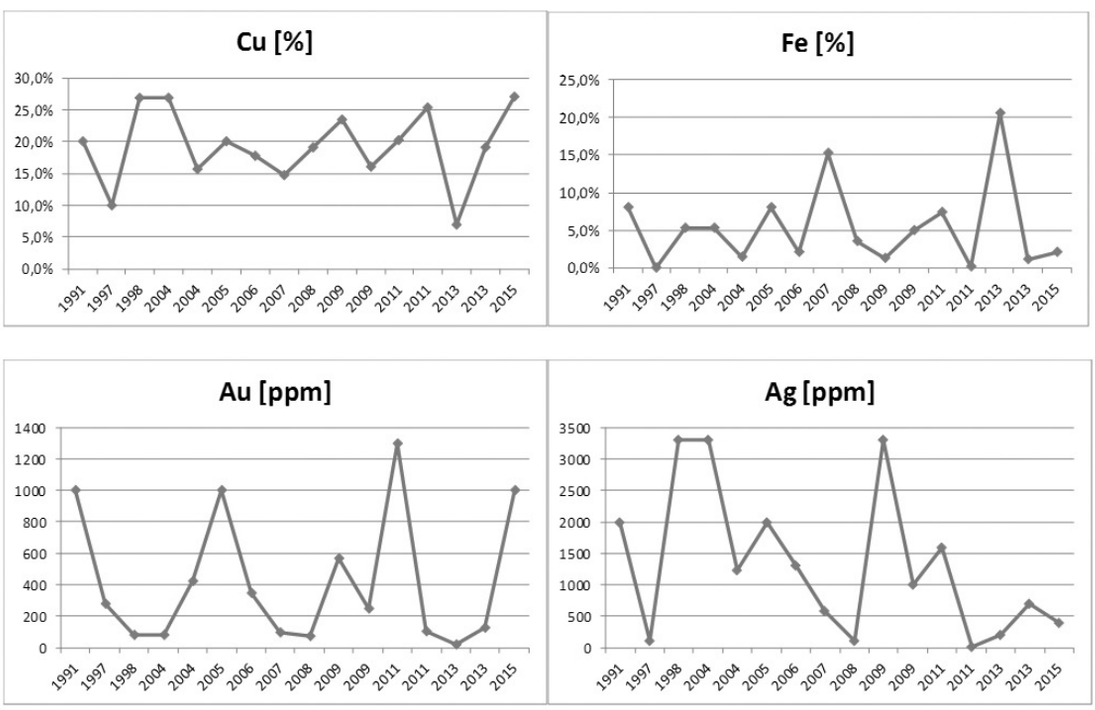


Abb. 1: Variabilität von Cu, Fe, Au und Ag Fraktion.

3 RÜCKGEWINNUNGSTECHNOLOGIEN

Das Ziel des folgenden Kapitels ist ein Vergleich der neuen bzw. entwickelnden Rückgewinnungstechnologien, nämlich mechanische Bearbeitung durch Anwendung von Elektrometallurgie und Biometallurgie. Der Überblick von pyro- und hydrometallurgischen Prozessen und die entsprechenden großtechnischen Industrieanlagen sind in der Vollversion enthalten.

3.1 Mechanische Bearbeitung durch Anwendung von Elektrometallurgie

Das Basisprinzip von Elektrometallurgie beruht auf Verwendung von elektrischen Hochspannungsimpulsen zur Trennung der metallischen und nichtmetallischen Fraktion aus den LP. Ähnlich wie bei der hydro- und biometallurgischen Prozessen muss das Inputmaterial auch bei der Anwendung von elektrometallurgischen Prozessen zuerst zerkleinert werden. Es hat sich gezeigt, dass die höchste Trenneffizienz in industriellen Anwendungen von elektrometallurgischen Prozes-

sen erhalten werden können, wenn die Partikelgröße von zerkleinerten LP sich im Bereich von 0,6-2 mm befindet (Li et al. 2007, Zhao et al. 2015). Partikel, die größer als 2 mm sind, haben einen zu hohen Anteil an unerwünschten Materialien, v.a. Kunststoff und Epoxidharz. Partikel, welche kleiner als 0,074 mm sind, können sehr leicht im Laufe des Prozesses abgestoßen, angezogen oder agglomeriert werden. Dies führt letztendlich zu negativen Auswirkungen auf die Abtrennungseffizienz (Duan et al. 2015, Zhao et al. 2015).

Im Paper von Duan et al. (2015) wurden die Randparameter, wie z.B. Pulsfrequenz und Spannungsniveau, experimentiert. Dabei wurde die höchste Trennungseffizienz mit einem Spannungsniveau von 190 kV bei einer Frequenz von 5 Hz mit insgesamt 400 Pulse erreicht. Unter diesen Randbedingungen wurde ca. 77 % von dem Cu- Gesamtgehalt in einer Fraktion von 1-2 mm Partikelgröße konzentriert und weitere 20 % des Cu - Gesamtgehalts wurden in der < 0.5 mm Fraktion konzentriert. Anhand der durchgeführten Literaturrecherche konnte ich folgende Schlüsse ziehen - die entscheidenden Faktoren für die Effizienzsteigerung dieser Recyclingmethode ist eine Interaktion von niedrigerem Spannungsniveau, relativ großen Partikeln und der Cu-Konzentration des Inputmaterials.

3.2 Biometallurgie

Biometallurgie ist ein mikrobiologischer Auflösungsprozess, der mit Hilfe der acidophilen in einer sauren Umgebung Bakterien Metalle aus einem LP-Pulver auflöst. Allgemein gesagt, stellt diese Reaktion eine biologische Oxidationsreaktion dar (Gadd 2004). Der Prozess selbst ist sehr komplex, und es wird von mehreren Faktoren bestimmt: die Menge und die Art der mikrobiellen Stammkultur (Wang et al. 2009, Liang et al. 2010, Ilyas et al. 2013, Karwowska et al. 2014, etc.), Ausgangskonzentration von Fe^{3+} (Yang et al. 2009, Zhu et al. 2011, Erüst et al. 2013, etc.) und andere, i.d.R. Temperatur, Prozessdauer, Dichte der Lösung usw. Eine Übersicht der veröffentlichten Studien zur Metallrückgewinnung von LP mittels biometallurgschen Prozessen ist in Abbildung 2 dargestellt.

Target metals	Recovery efficiency [%]	Bioleaching medium	Temperature [°C]	Initial pH	Duration of experiment [in days]	References
Au,	14,10	Hydrogen cyanide	-	-	7	Faramarzi et al., 2004
Cu, Au, Pd	95-99	Solution of $CuCl_2$ (10 g/L; 0.5%) with 55 mg NaAuCl4/L	-	2.0	5	Creamer et al., 2006
Cu, Al, Ni, Zn	81-89	Fe-TSB medium	121,0	2,0	5-7	Ilyas et al., 2007
Au, Pd, Ag	69	Hydrogen cyanide	-	7,2	10	Brandl et al., 2008
Cu, Pb, Zn	88,9-95	9K medium	115,0	2,5	9	Wang et al., 2009
Cu	100	9K medium	-	2.5	3-4	Yang et al., 2009
Cu	99,5	S medium	24,0	2,5	9	Chenglong et al., 2010
Cu, Ni, Zn, Pb	71-78	9K medium	32,0	1,5	10	Liang et al., 2010
Cu, Au	11,31-26	Yeast extract and polypeptone with glycine medium	30,0	8,0	8	Chi et al., 2011
Cu, Al, Zn	88,2-96,8	9K medium; temperature at 30 °C; initial pH 2.0	30,0	2,0	4	Zhu et al., 2011
Cu, Au, Zn, Fe, Ag	8-83	Luria Broth (LB) medium	30,0	7,2	7	Pradhan and Kumar, 2012
Cu, Al, Zn, Ni	80-90	9K medium	30,0	2,0	10	Ilyas et al., 2013
Cu, Ni	100	Fe^{3+} 8.4 g/L, pulp density 20 g/L	-	3,0	20	Arshadi and Mousavi, 2014
Cu, Ni, Zn, Cd, Cr	25-99	mixture of municipal activated sludge and municipal wastewater	37,0	-	10	Karwowska et al., 2014
Cu, Zn, Al	75,4-96,8	4.5K medium	30,0	2,0	3	Yang et al., 2014

Abb. 2: Überblick von den biometallurgischen Prozessen.

4 SCHLUSSFOLGERUNG

Obwohl eine beträchtliche Anzahl von Studien analysiert und verglichen wurde, kann ein entscheidender Trend in der Entwicklung des Massenanteils von Edelmetallen im Laufe der Zeit nicht bestimmt werden. Die Ursache für die unschlüssigen Ergebnisse sind widersprüchliche Daten von Materialzusammensetzung von LP, die in führenden wissenschaftlichen Journals veröffentlicht wurden. Meines Erachtens nach tendieren wissenschaftliche Artikel, die sich mit diesem Thema beschäftigen eine Menge an wichtigen Informationen auslassen zu haben, wie z.B. Art und Herkunft der untersuchten LP, Informationen über die Vorbereitungsschritte vor der Analyse, u.Ä.

Nach einer umfassenden Recherche der verfügbaren wissenschaftlichen Studien und einer Analyse der statistischen Datenbanken kann beschlossen werden, dass derzeit nur zwei Tech-

nologien den Entwicklungszustand besitzen um die Anforderungen von modernen LP-Recycling zu treffen. Das sind Pyro- und Hydrometallugrie. Weiteres, reflektiert durch die Anzahl der in der letzten Zeit veröffentlichten Studien kann beschlossen werden, dass die Biometallurgie von allen anderen neuen Technologien das höchste Potential hat, in der Praxis als eine neue Recyclingtechnologie angewendet zu werden. Dies ist dank einiger unbestrittener Vorteile von Biometallurgie: geringere Umweltbelastung und eine relativ hohe Rückgewinnungseffizienz. Die Technologien, die derzeit für das Recycling von Leiterplatten verwendet werden, besitzen bereits einen hohen Reifegrad. Aus diesem Grund sind in naher Zukunft tiefgehende Änderungen dieser Prozesse kaum zu erwarten. Ebenfalls, aufgrund der rasant steigenden Mengen und wegen des abfallenden Anteils der wertvollen Metallen in LP wird es zu einer Verschiebung der Wichtigkeit von Treiber der Technologieentwicklung kommen. Neben der Rückgewinnungseffizienz wird die Umweltfreundlichkeit der Technologie zunehmend an Bedeutung gewinnen.

LITERATUR

Behnamfard, A., Salaridad, M. & Veglio, F. (2013) Process development for recovery of copper and precious metals from waste printed circuit boards with emphasize on palladium and gold leaching and precipitation. *Waste Management* 33, 2354-2363.

Bidini, G., Fantozzi, F., Bartocci, P. & Zagaroli, M. (2014) Recovery of precious metals from scrap printed circuit boards through pyrolysis. *Journal of Analytical and Applied Pyrolysis*.

Cui, J. & Zhang, L. (2008) Metallurgical recovery of metals from electronic waste: A review. *Journal of Hazardous Materials* 158, 228-256.

Duan, C., Diao, Z.J., Zhao, Y. & Huang W. (2015) Liberation of valuable materials in waste printed circuit boards by high-voltage electrical pulses. *Minerals Engineering* 70, 170-177.

Erüst, C., Akcil, A., Gahan, S., Tuncuk, A. & Deveci, H. (2013) Biohydrometallurgy of secondary metal resources: a potential alternative approach for metal recovery. *Society of Chemical Industry* 88, 2115–2132.

Guo, J., Guo, J. & Xu, Z. (2009) Recycling of non-metallic fraction from waste printed circuit boards: A review. *Journal of Hazardous Materials* 168, 567-590.

Hadi, P. (2014) Waste printed circuit board recycling techniques and product utilization. *Journal of Hazardous Materials* 283, 234-243.

Huisman, J., Magalini, F., Kuehr, R., Maurer, C., Ogilvie, S., Poll, J., Delgado, C., Artim, E., Szlezak., J. & Stevels, A. (2007) *Review of Directive 2002/96 on Waste Electrical and Electronic Equipment: A Review.* Bonn, Germany: United Nations University.

Kasper, A.C., Berselli, G.B.T., Freitas, B.D., Tenorio, J.A.S., Bernardes, A.M. & Veit, H.M. (2011) Printed writing boards for mobile phones: Characterization and recycling of copper. *Waste Management* 31, 2536-2545.

Groot, D., Ouguniy, I. & Vermaak, M. (2009) Chemical composition and liberation characterization of printed circuit board comminution fines for beneficiation investigations. *Waste Management* 29, 2140-2146.

Fray, D. & Park, Y. (2009) Recovery of high purity precious metals from printed circuit boards. *Journal of Hazardous Materials* 164, 1152-1158.

Roccheti, L., Voglio, F., Kopacek, B. & Beolchini, F. (2014) Environmental impact assessment of hydrometallurgical processes for metal-recovery from WEEE residues using a portable prototype-plant. *Environmental Science and Technology*.

Yamane, L.H., de Moraes, V.T., Espinosa, D.C. & Tenorio, J.A. (2011) Recycling of WEEE: Characterization of spent printed circuit boards from mobile phones and computers. *Waste Management* 31, 2553-23558.

Zhang, S. & Frossberg, E. (1997) Mechanical separation-oriented characterization of electronic scrap. *Conservation and Recycling* 21, 247-269.

File: 1.11

Energetische Verwertung einer Feinfraktion aus der MBA durch pyrolytische Behandlung

M. Meirhofer & C. Strasser
Bioenergy2020+ GmbH, Nachhaltige Versorgungs- und Wertschöpfungsketten, Pinkafeld/Wieselburg, Österreich

R. Kranner & C. Wartha
FH-Burgenland, Department Energie-Umweltmanagement, Pinkafeld, Österreich

KURZFASSUNG: Aufgrund der steigenden Verknappung biogener Rohstoffe und der damit einhergehenden Konkurrenzierung der Märkte rückt die Nutzung alternativer Einsatzstoffe immer mehr in den Fokus. Im Sinne einer effizienten und nachhaltigen Ressourcenausschöpfung steigt die Notwendigkeit Abfälle und Reststoffe auf eine mögliche energetische und/oder stoffliche Verwertung zu prüfen und Verfahren zu entwickeln die eine kaskadische Nutzung zulassen.
In der vorliegenden Arbeit soll untersucht werden inwieweit eine Fraktion aus der mechanisch-biologischen Abfallbehandlung sinnvoll einer pyrolytischen Behandlung zugeführt werden kann. Im Rahmen von Versuchsreihen wird mittels Variation unterschiedlicher Prozessparameter und dem Einsatz von Katalysatoren die Optimierung eines Pyrolyseprozesses erprobt. Die erzeugten Produkte (fest, flüssig, gasförmig) werden unter stofflichen und energetischen Gesichtspunkten analysiert.

1 EINLEITUNG

Die Pyrolyse ist ein seit Jahrzehnten bekanntes thermochemisches Verfahren mit welchem aus organischen Ausgangsstoffen (fossilen oder biogenen Ursprungs) feste, flüssige und/oder gasförmige Energieträger erzeugt werden können. Je nach Betriebsführung des Prozesses kann die Ausbeute des bevorzugten Produkts gesteuert werden. Im gegenständlichen Projekt wird die Erzeugung eines flüssigen Produkts hoher Energiedichte angestrebt. Als Einsatzstoff wird die Feinfraktion (< 25 mm) aus einer mechanisch-biologischen Abfallbehandlungsanlage (MBA), welche nach einer Intensivrotte (biologische Stufe) der Deponierung zugeführt wird, hinsichtlich ihrer Eignung untersucht. In der nachfolgenden Abb. 1 werden die Stoffströme der MBA dargestellt. Deutlich ersichtlich ist der hohe Mengenanteil der untersuchten Feinfraktion wodurch die Relevanz von Nutzungsmöglichkeiten für den Anlagenbetreiber aufgezeigt wird.

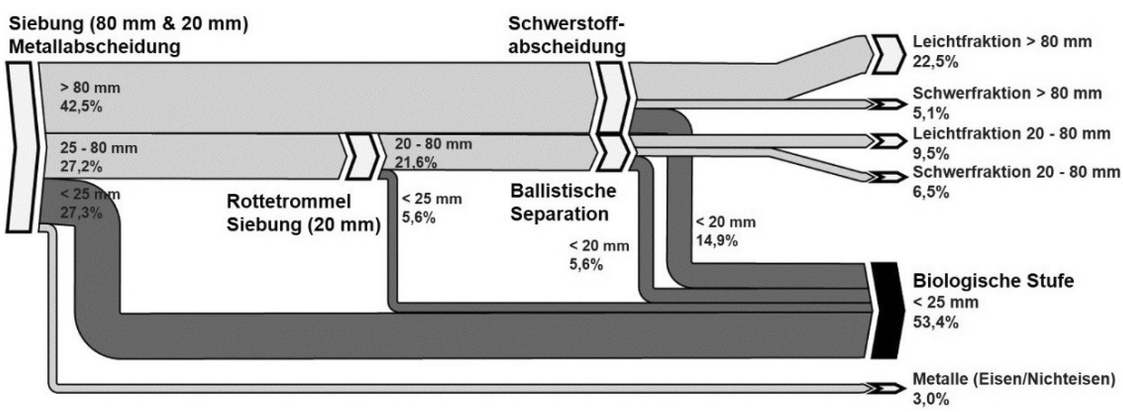


Abb. 1: Stoffflussdiagramm der untersuchten MBA-Anlage.

2 MATERIAL & METHODE

2.1 Versuchsmaterial

Wie in Abb. 1 ersichtlich, macht die für die Pyrolyseversuche eingesetzte Feinfraktion mehr als 50 % des Anlageninputs aus. Die Charakterisierung des Stoffstroms über ein Jahr hinweg ergab im Mittel einen Wassergehalt von rund 38 %, einen Aschegehalt von ca. 51 % und einen Energieinhalt (Brennwert, Ho) von 10,9 MJ/kg.

2.2 Versuchsdurchführung

Die im Folgenden beschriebenen Versuche wurden an einer kontinuierlich beschickbaren Pyrolyseanlage (Schneckenreaktor mit Mantelheizung) im Labormaßstab (bis 5 kg/h) durchgeführt. Ziel der Versuche ist es durch Parametervariation die optimalen Pyrolyseparameter für eine Optimierung der flüssigen Produkte festzustellen. Dabei wird die Pyrolysetemperatur variiert sowie der Einfluss eines natürlichen Katalysators (Klinoptilolith) getestet. Als Prozesstemperatur wurden 400, 500 und 600 °C gewählt. Je Versuch wurde rund ein Kilogramm Einsatzmaterial verwendet, der Katalysatoranteil betrug 20 % des Versuchsinputs.

Neben der Auswertung der Massenverteilung der Produkte werden die Versuchsreihen durch Analysen der Produktströme ergänzt. Das Gas und das flüssige Produkt werden mittels GC-MS hinsichtlich ihrer Zusammensetzung analysiert. Des Weiteren wird vom flüssigen Produkt und dem festen Rückstand der Energieinhalt ermittelt. Der feste Rückstand wird zudem dahingehend untersucht ob dieser noch flüchtige Substanzen und somit Potential zur Erhöhung der Flüssigausbeute beinhaltet.

2.3 Produktanalysen & Ergebnisse

2.3.1 Produktverteilung

In Abb. 2 werden die Produktverteilungen der Versuche ohne und mit Katalysator bei den jeweiligen Prozesstemperaturen gegenübergestellt. Die Produktanteile der Katalysatorversuche wurden rein auf den Rohstoff bezogen, hierdurch wird eine Vergleichbarkeit mit den anderen Versuchen hergestellt. Die Anteile des gasförmigen Produkts werden aus der Differenz des eingesetzten Inputmaterials und der Summe aus flüssigem und festem Produkt berechnet.

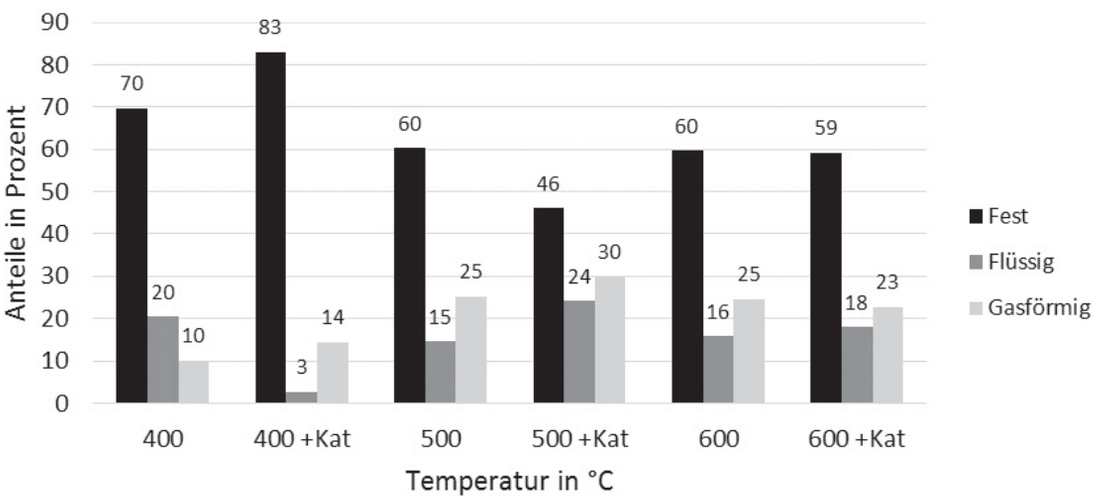


Abb. 2: Produktverteilungen und -ausbeuten in Abhängigkeit von Temperatur und Katalysatoreinsatz.

Es zeigt sich die Tendenz, dass bei einem Temperaturanstieg von 400 °C auf 500 °C sowohl bei den Versuchen ohne als auch mit Katalysator der Anteil des festen Rückstandes sinkt. Bei einer weiteren Erhöhung auf 600 °C bleibt der Anteil annährend gleich. Der niedrige Anteil an festem Rückstand bei dem Versuch mit 500 °C mit Katalysator stellt einen Ausreißer dar. Gegenläufig zeigen sich die Mengen an flüssigen und gasförmigen Produkten. Bei den Versuchen ohne Katalysator wurde bereits bei 400 °C die höchste Ausbeute an flüssigen Produkten erzielt. Danach

fiel der Anteil zu Lasten des gasförmigen Produkts geringfügig ab. Die höchste Ausbeute an flüssigen Produkten wurde bei Versuchen mit Katalysator bei 500 °C erzielt. Ähnliche Ergebnisse erhielt Gopakumar bei der Pyrolyse von Kiefernholz. Hier wurde bei 450 °C der höchste Anteil an flüssigen Produkten erhalten (Gopakumar 2012).

2.3.2 Feststoff/Pyrolysekoks

Um den Grad der pyrolytischen Zersetzung des Einsatzstoffes zu ermitteln wurden von den festen Rückständen der Anteil an flüchtigen Substanzen, der Gehalt an festem Brennstoff und der Aschegehalt bestimmt. Die flüchtigen Substanzen beschreiben dabei jenen Anteil der aus einer Probe ausgast, wenn diese bei 900 °C in einem geschlossenen Tiegel sieben Minuten lang temperiert wird. Um das verbliebene Potential bei den durchgeführten Versuchen besser zu beschreiben wurde abweichend von der Norm (ÖNORM EN ISO 18123) die Temperatur für die Analysen mit 500 °C gewählt. Der Aschegehalt wurde gemäß ÖNORM EN ISO 18122 bestimmt. Der Gehalt an festem Brennstoff (C-fix) ergibt sich aus der Differenz des Rückstandes aus der Bestimmung der flüchtigen Substanzen und dem Aschegehalt.

In Abb. 3 werden die Ergebnisse der Analysen der festen Pyrolyserückstände dargestellt, bei Rückständen aus den Versuchen mit Katalysator wurde dessen Massenanteil rechnerisch korrigiert um eine Vergleichbarkeit mit den anderen Versuchen herzustellen. Die Ergebnisse zeigen, dass mit steigender Temperatur der Verbleib von noch nutzbarer Substanz (flüchtige Substanzen) im Feststoff deutlich reduziert wird.

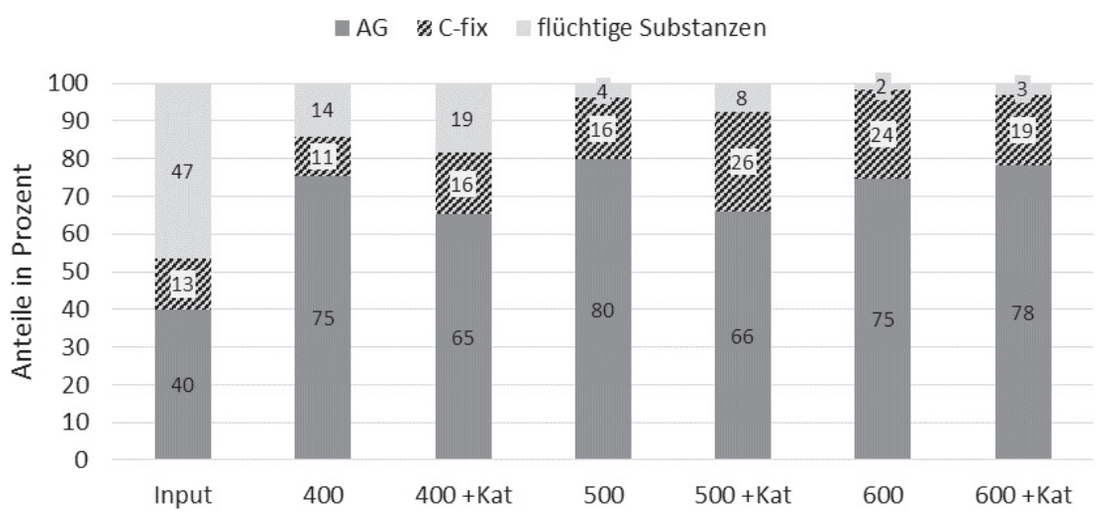


Abb. 3: Aschegehalt, C-fix und flüchtige Bestandteile der festen Pyrolyserückstände im Vergleich mit dem Inputmaterial.

2.3.3 Flüssigkeit/Pyrolyseöl

Das gewonnene flüssige Produkt besteht in der Regel aus zwei Phasen (wässrig/ölig). Der Anteil der öligen Phase lag bei 400 °C bei rund 10 %, bei 600 °C waren ca. 35 % des Produkts ölig. Der Brennwert (Ho) der öligen Phase lag im Mittel über alle Versuche bei rund 34 MJ/kg.

Die Analysen mittels GC-MS zeigen (vgl. Abb. 4), dass die organische Phase hauptsächlich aus langkettigen gesättigten und ungesättigten Kohlenwasserstoffen mit teilweise endständigen Hydroxid- bzw. Carboxygruppen sowie unterschiedlichen Styrolderivaten besteht. Eine Elementaranalyse ergab C: 64,25 m-%; H: 9,61 m-%; N: 3,18 m-%; S: 0,28 m-%; O: 22,68 m-%. Bezogen auf ein typisches Pyrolyseöl aus Holz (C: 56 m-%; H: 6 m-%; O: 38 m-%) (Bridgwater, 2012) zeigt sich hier, dass der Kohlenstoff- und der Wasserstoffgehalt höher sind und der Sauerstoffgehalt niedriger. Ein deutlicher Unterschied zeigt sich auch im Stickstoffgehalt, dieser ist deutlich höher als bei einem Pyrolyseöl aus Holz.

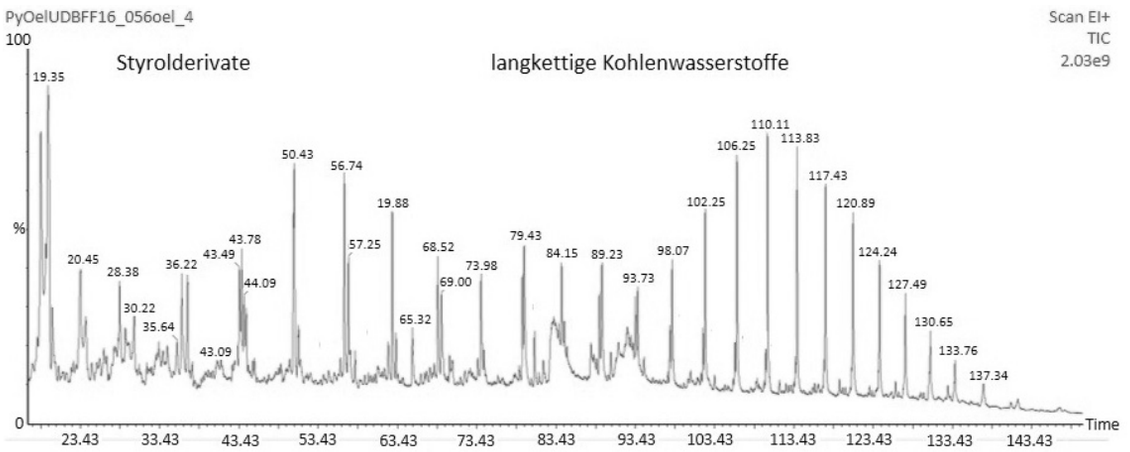


Abb. 4: Chromatogramm der GC-Analyse des flüssigen Produkts (ölige Phase).

3 ZUSAMMENFASSUNG UND AUSBLICK

Ausgehend von den bisher durchgeführten Versuchen und deren Auswertung ist eine Prozessoptimierung zur Maximierung der Flüssigausbeute im Temperaturbereich zwischen 500 und 600 °C anzusiedeln. Eine grobe Abschätzung des für die Pyrolyse notwendigen Energieinputs ergab einen Energiebedarf von rund 1.000 kJ/kg Feinfraktion. Aus einem Kilogramm Feinfraktion kann in etwa 0,0875 kg verwertbare flüssige Fraktion gewonnen werden. Dies entspricht einer Energie von 2.976 kJ bezogen auf 1 kg eingesetzter Feinfraktion. Im Weiteren soll durch eine gestufte Prozessführung eine bessere Kenntnis über die Entstehung einzelner Produktkomponenten bei unterschiedlichen Temperaturniveaus gewonnen werden. Zur Bewertung der Umsetzbarkeit des pyrolytischen Behandlungsverfahrens für die untersuchte MBA-Fraktion ist zudem eine chemische Detailcharakterisierung des entstehenden festen Rückstandes hinsichtlich der Grenzwerte der Deponieverordnung (DVO 2008) erforderlich.

LITERATUR

Bridgwater, A.V. (2012) Review of fast pyrolysis of biomass and product upgrading. *Biomass and Bioenergy*, 38, 68 –94.

Gopakumar, S.T. (2012) *Bio-oil Production through Fast Pyrolysis and Upgrading to "Green" Transportation Fuels*. Aubum University.

Österreichisches Normungsinstitut (Hrsg. 2016) *ÖNORM EN ISO 18122,* Biogene Festbrennstoffe – Bestimmung des Aschegehaltes. Wien.

Österreichisches Normungsinstitut (Hrsg. 2016) *ÖNORM EN ISO 18123,* Biogene Festbrennstoffe – Bestimmung des Gehaltes an flüchtigen Bestandteilen. Wien.

Republik Österreich (Hrsg. 2008) *Verordnung: Deponieverordnung,* BGBl II Nr. 39/2008. Wien. zuletzt geändert durch BGBl. II Nr. 104/2014.

File: 1.12

Abgaskondensation zur Steigerung der Energieeffizienz in der Abfallverbrennung

A. Zschetzsche
UVP Environmental Management and Engineering GmbH, Wien, Österreich

H. Pauli
Linz Strom GmbH, Linz, Österreich

KURZFASSUNG: Anhand praktischer Daten wird die Wirtschaftlichkeit einer Kombination aus Abgaskondensation und Großwärmepumpe zur Steigerung der Energieeffizienz in der Abfallverbrennung untersucht. Durch die Steigerung der Effizienz um bis zu 20 % ergeben sich auch bei vergleichsweise hohen Zusatzinvestitionen gute wirtschaftliche Rahmenbedingungen.

1 EINLEITUNG

Vor dem Hintergrund der 20-20-20 Ziele der EU und dem europäischen Klima- und Energierahmen 2030, sowie im Hinblick auf den zunehmendem Wettbewerb im liberalisierten Energiemarkt kommt der Steigerung der Energieeffizienz in der Abfallentsorgung und speziell von Abfallverbrennungsanlagen wachsende Bedeutung zu.

Zur Beurteilung der Wirtschaftlichkeit einer Kondensationsanlage wurde eine einfache Analyse für eine Abgaskondensation mit Kompressionswärmepumpe oder Absorptionswärmepumpe zusammengestellt.

2 ENERGIEEFFIZIENZ IN DER ABFALLVERBRENNUNG

2.1 Abfallrahmenrichtlinie

Zur abfallrechtlichen Beurteilung und Abschätzung geeigneter Maßnahmen zur Steigerung der Energieeffizienz kann z.B. die europäische Abfallrahmenrichtlinie (EU 2008) herangezogen werden, die ein einheitliches Bewertungsschema (mit thermodynamisch nicht unwesentlichen Vereinfachungen) vorgibt. Dort ist im Anhang II die Berechnung zum sogenannten Verwertungsstatus R1 für Müllverbrennung definiert.

2.2 BvT Dokumente

Zur Definition möglicher Maßnahmen zur Steigerung der Energieeffizienz sind beispielsweise im BVT-Merkblatt über beste verfügbare Techniken der Abfallverbrennung (Umweltbundesamt 2005) aufgelistet.

Folgende Ansätze können gewählt werden (auszugsweise):

- Optimierung der Gesamtenergieeffizienz und der Energienutzung,
- Verminderung von Energieverlusten z.B. Abgasverlusten,
- Erhöhung des Abfallausbrandes,
- Verminderung des Luftüberschusses,
- Erhöhte Dampfparameter und Einsatz spezieller Materialien zur Minderung der Kesselkorrosion,
- Einsatz von Abgas-Kondensationswäschern und
- Einsatz von Wärmepumpen zur Wärmenutzung.

Bei Nutzung einer Kombination aus Abgaskondensation und Wärmepumpentechnologie wird im BVT-Merkblatt eine Leistungssteigerung von ca. 20 % angegeben. Damit ist diese Möglichkeit eine interessante Variante, die in der Folge näher untersucht wird.

3 GRUNDLAGEN

Bei der Verbrennung von Siedlungsabfällen, gewerblichen Abfällen und Klärschlämmen ergibt sich, je nach Wassergehalt der Brennstoffe und gewähltem Verfahren, eine Abgasfeuchte von bis zu 23 Vol-%. Dies entspricht einem Taupunkt zwischen 60 und 63 °C. Kühlt man das Abgas unter den Taupunkt weiter ab, fällt Kondensat an und die Kondensationsenthalpie kann auf dem jeweiligen Temperaturniveau energetisch genutzt werden. Eine direkte Nutzung setzt also beispielsweise bei Fernwärmeanwendungen sehr niedrige Rücklauftemperaturen voraus.

Bei der technischen Ausführung der Kondensationsanlage kann man zwischen Wärmetauschersystemen und Wäschersystemen unterscheiden. Bei nassen Abgasreinigungsanlagen, die vielfach im Bereich der Abfallverbrennung im Einsatz sind, bietet sich die Energieauskopplung aus dem Wäschersystem an. Praktisch umgesetzt werden auch zusätzliche Wäschersysteme zur Energieauskopplung. Wärmetauschersysteme werden vor allem bei der thermischen Nutzung von Biomasse eingesetzt (trockene Abgasreinigung).

Die Wärmepumpentechnologie in Verbindung mit Abgaskondensation aus Abfallverbrennungsanlagen ist eine industrielle Anwendung, die nicht mit herkömmlichen Serienprodukten abgedeckt ist. Daher kommt der sorgfältigen Planung solcher Anlagen große Bedeutung zu.

Zum Einsatz kommen sowohl Kompressionswärmepumpensysteme (CHP), als auch Absorbtionsmaschinen (AHP). Die Anlage muss spezifisch auf die Temperaturniveaus und Energieströme der Anwendung abgestimmt und geplant werden. Besonders bei der Absorptionstechnologie kommt der verfügbaren Wärmequelle zum Antrieb der Maschine große Bedeutung zu.

Gemeinsam ist den Varianten die möglichst gute Ausnutzung der Temperaturniveaus in mehrstufiger Auskopplung. Bei niedriger Temperatur des Fernwärmerücklaufes oder Niedertemperaturanwendungen ist ein direkter Wärmeverschub aus dem Abgas möglich. Im zweiten Schritt wird dann die Kombination aus Abgaskondensation und Wärmepumpentechnologie umgesetzt.

Die Kompressionstechnologie bietet eine deutlich höhere Flexibilität in der Planung, weil durch die elektrische Antriebsenergie die Einbindung in die thermische Konzeption wegfällt. Zusätzlich favorisieren die derzeit niedrigen Strompreise diese Variante. Der Einsatz elektrischer Energie ist ein wesentlicher Faktor bei der Beurteilung der Wirtschaftlichkeit. Je nach den vorliegenden Temperaturniveaus kann von Leistungszahlen zwischen 3 und 5 ausgegangen werden.

Absorptionswärmepumpen werden mit Niederdruckdampf oder Heißwasser angetrieben. Daher ist ein wichtiges Entscheidungskriterium, ob günstige Abwärme für den Betrieb der AHP zur Verfügung steht. Es kommen hauptsächlich Systeme mit LiBr-Lösungen zum Einsatz, ein vielfach auch in der Kältetechnik verwendetes Kältemittel. Die AHP arbeitet im Vakuum, daher sind die Baugrößen und Anforderungen an die Dichtheit der Systeme besonders zu beachten.

Neben der Fernwärmeauskopplung ist auch die Nutzung zum Betrieb von Trocknungsanlagen verbreitet. Bei entsprechender Auslegung der Trocknung kann hier auf die Wärmepumpe verzichtet werden und das Temperaturniveau der Kondensation direkt zur Trocknung eingesetzt werden.

Im Bereich der Abfallverbrennung wird die Technik in Österreich noch nicht eingesetzt. Dabei würden sich bei den vielfach vorliegenden Rahmenbedingungen durchaus wirtschaftliche Projekte anbieten. An Hand eines konkreten Beispiels werden nachfolgend die Möglichkeiten aufgezeigt und technische und wirtschaftliche Rahmenbedingungen erläutert.

4 FALLBEISPIEL EINER KOMMUNALEN FERNWÄRMEVERSORGUNG

Kommunale Fernwärmeversorger stehen seit einigen Jahren vor dem Dilemma, ihre Großteils modernen KWK Anlagen, z.B. auf Erdgas Basis, nicht wirtschaftlich betreiben zu können, weil das Verhältnis der Stromerlöse zu den Brennstoffaufwendungen unzureichend ist, um einen kostendeckenden Betrieb sicherzustellen. Die Anlagen werden ausschließlich wärmebedarfsgeführt betrieben, elektrische Energie wird nach Bedarf am Markt zugekauft.

Im Verbund mit Biomasse KWK und thermischer Abfallverwertung ergibt sich eine klare Priorität, die thermische Leistung der Abfallverbrennung als Grundlastkraftwerk zu maximieren.

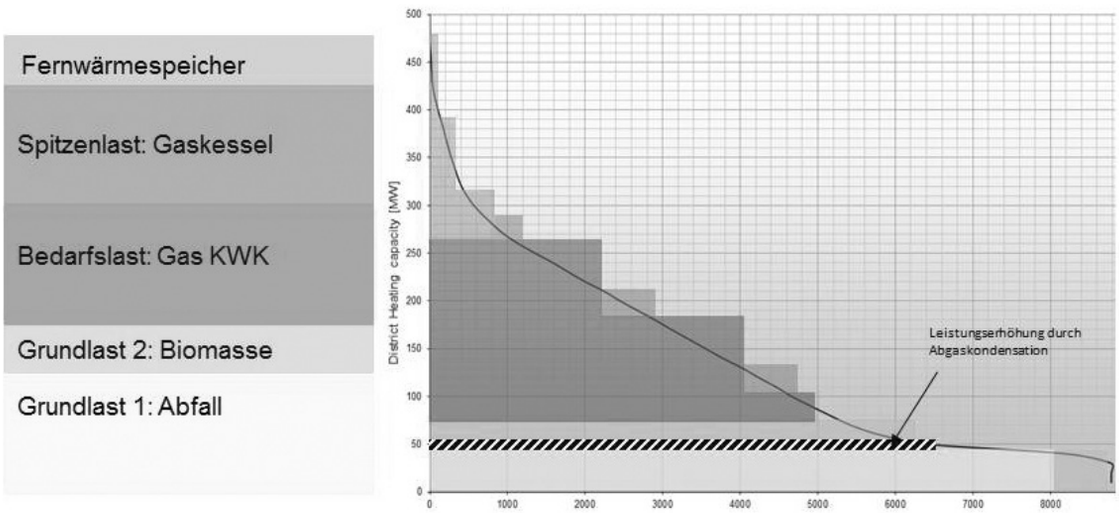


Abb. 1: Wärmegeführter Erzeugungsmix einer modernen kommunalen Fernwärmeversorgung.

Abb. 1 zeigt einen modernen Mix von Erzeugungsanlagen. Es zeigt sich, dass im konkreten Fall eine um 20 % erhöhte Auskopplung bei der Abfallverbrennung über einen Zeitraum von über 6.000 h/a möglich ist. Diese Auslastung wäre in diesem Fall den ökonomischen Betrachtungen zu Grunde zu legen.

5 BEURTEILUNG DER WIRTSCHAFTLICHKEIT

Berechnungsdaten für die Abgaskondensation (70 MW Brennstoffwärmeleistung):

- Abgasmassenstrom: 145.000 kg/h
- Abgastemperatur vor Abgas-Eko/ Kondensation: 150 °C
- Wassergehalt im Abgas: 23 %
- Wassertaupunkt des Abgases: 62 °C
- Fernwärmerücklauftemperatur: 55 °C
- Jahresvollaststunden: 5.000 h
- zusätzliche Fernwärmeproduktion: 60 GWh/a (CHP) / 50 GWh/a (AHP)

Tab. 1: Wirtschaftlichkeit - zeigt die zusammengefassten Daten aus der wirtschaftlichen Analyse.

	Investition	Kapitalkosten/a	Betriebskosten/a	Energiekosten/a
Kondensation mit CHP	9.750.000	877.000	200.000	625.000 (COP 5,50 €/MWh)
Kondensation mit AHP	7.550.000	679.000	120.000	85.000

6 ZUSAMMENFASSUNG

Es kann nachgewiesen werden, dass die Technik der Abgaskondensation bei der Abfallverbrennung unter den richtigen Rahmenbedingungen eine wirtschaftliche Möglichkeit zur Erhöhung der Energieeffizienz darstellt. Für die beiden dargestellten Möglichkeiten ergeben sich Erzeugungskosten zwischen 18 und 28 €/MWh (ohne Netzkosten). Damit wäre die Technologie in vielen Betrieben der Fernwärmeerzeugung wirtschaftlich positiv zu bewerten. Dem steht allerdings ein gewisses Investitionsrisiko gegenüber, weil die Energiemärkte in den nächsten Jahren schwer zu prognostizieren sind.

Eine umfassende Planung ist sowohl bei der Neuplanung als auch bei Nachrüstungen notwen-dig, um eine optimale Konzeption und Integration der Anlage sicherzustellen.

Ob sich die innovative Technik im Bereich der Abfallverbrennung in Mitteleuropa etablieren wird hängt also wohl auch stark vom Ausblick der Energieversorger ab und wie sie zukünftige Entwicklungen einschätzen.

LITERATUR

EU Richtlinie 2008/98/EG über Abfälle (2008).
Umweltbundesamt (2005). BVT-Merkblatt über beste verfügbare Techniken der Abfallverbrennung.

File: 1.13

New Sampling Technique for Coarse Waste Materials from Bales

M. Wellacher & T. Berto
Montanuniversitaet Leoben, Chair of Waste Processing Technology and Waste Management, Leoben, Austria

ABSTRACT: The project targets a new technique to facilitate non-destructive sampling in waste bales. The current state-of-the-art sampling implements breaking up the bale, followed by tapering the samples. However this technique is time-consuming. Improving the sampling process should lead to higher accuracy of the results, since the process of sampling is the major source of error.
Five sampling methods were tested, including the state-of-the-art method, sampling with a chainsaw and different drillers of which the gained drilling cuttings are used as the sample.
The most effective tool to sample a proper increment turned out to be a concrete core drill with a customised crown. Depending on the size of the bales, up to 20 increments can be obtained without compromising the stability of the bale. Hence, a non-destructive sampling technique is now achievable.

1 INTRODUCTION

Environmental analysis has to deal with the possible sources of error. It is known that the process of sampling is the major source of error (up to 90 % of the total error), as seen in Fig. 1. The sampling error is scarcely considered, while the insignificant analysis error is included with up to three decimals. However, there are not yet any effective methods to reduce the sampling error, mainly because of the inhomogeneous properties of waste (Zhang & Zhang 2011).

The current state-of-the-art sampling implements breaking up the bale, followed by shredding and tapering the samples (ARA 2016), (Bundesgesetz 2008), (CEN 2011), (DKR 2012). This technique is long-winded and time-consuming, thus expensive. Furthermore, the bales are destroyed and the residual material has to be pressed again.

The aim of the project was to improve the sampling process with the same or an even higher accuracy of the analysis results.

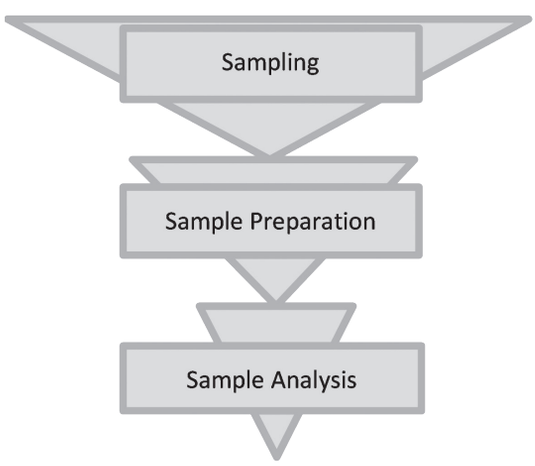


Fig. 1: Comparison of the error extend of sampling, sample preparation and sample analysis.

2 METHOD

Samples were taken from baled sorting residues of packaging waste. Five sampling methods were tested, including the state-of-the-art method, sampling with a chainsaw and different drillers of which the gained drilling cuttings are used as the sample (Fig. 2). The drilling direction was along the direction of bale pressing, to allow a representative cross section.

The operation effort for the state-of-the-art method was calculated with a full cost model, resulting in costs of € 360 per sampling procedure (Wellacher et al. 2016). The accuracy of the methods was compared by the standard deviation and additionally the bias for one doped parameter (molybdenum).

Fig. 2: Four tested sampling methods for waste bales.

3 RESULTS

The most effective tool to sample a proper increment turned out to be a concrete core drill with a customised crown. Depending on the size of the bales, up to 20 increments can be obtained without compromising the stability of the bale.

To gain one sample of about 0.5 – 2 kg takes in average about 12 min. Operation costs for the new method are € 160 per sampling procedure. Compared to the current state-of-the-art the new method shows no deterioration of the precision concerning the analysed values of evenly distributed parameters such as heating value, dry substance or chromium (Aldrian et.al. 2016).

However the values of inhomogeneously distributed parameters, e.g. the doped parameter molybdenum or vanadium showed higher errors of precision and trueness. Tab. 1 shows a comparison of the precision of the two methods by means of the standard deviation.

Tab. 1: Standard deviation (% of mean) comparing the two sampling methods.

Parameter	Standard deviation in % of mean value	
	State of the Art	Direct Bale Sampling
Heating value	10	5
Dry substance	3	4
Organic content	2	2
Antimony	80	73
Cadmium	128	11
Chloride	72	55
Cobalt	91	37
Copper	199	41
Chromium	172	46
Iron	120	45
Lead	90	72
Molybdenum	60	367
Nickel	95	71
Vanadium	88	150
Zinc	137	48

To depict the results graphically, the molybdenum content and the dry substance of 20 increments from a single bale were analysed and the mean value calculated. The fluctuation around the actual mean value shows the homogeneity of the parameter in the bale sample (Fig. 3).

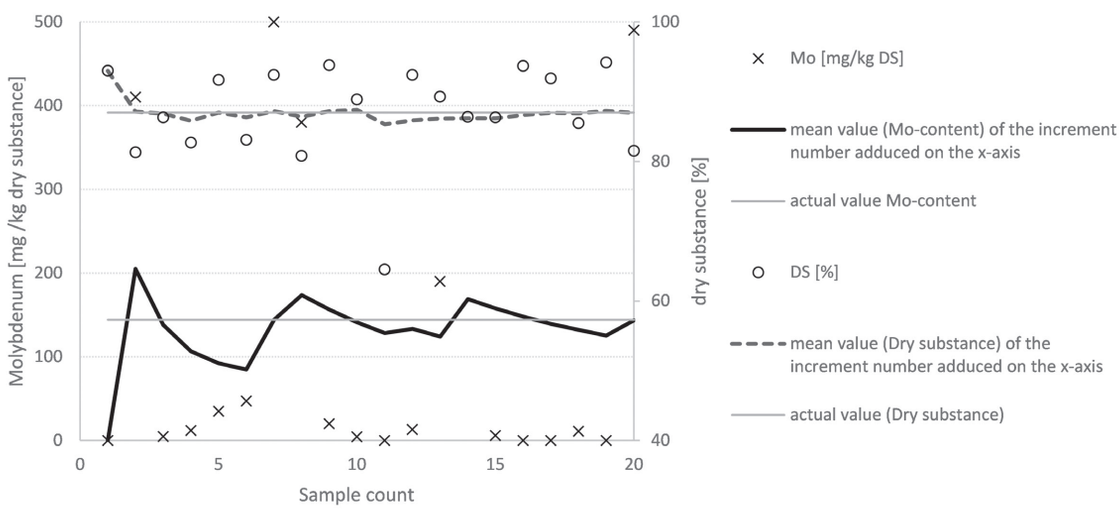


Fig. 3: Fluctuations of values of an inhomogeneously distributed parameter (molybdenum) as well as a homogeneously distributed parameter (dry substance).

4 CONCLUSION

A new non-destructive sampling method for waste bales with coarse materials > 100 mm grain size could be found using a core drill. The method was called “Direct Bale Sampling”.

5 ACKNOWLEDGEMENTS

The authors thank the Altstoff Recycling Austria AG, Vienna, for financing the research project.

The project was conducted in partnership with Saubermacher Dienstleistung AG and Husqvarna Österreich GmbH.

REFERENCES

Aldrian, A., Wellacher, M. & Pomberger, R. (2015) Development and validation of a new direct sampling method for coarse mono- and mixed waste fractions bound in bales. *International Journal of Environmental Analytical Chemistry*; http://dx.doi.org/10.1080/03067319.2015.1115864.

ARA (2016) *Specifications for mixed plastic fraction analysis.* Guideline of ARA AG, Vienna, Austria.

Bundesgesetz (2008) *Verordnung des Bundesministers für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft über Deponien* (DVO 2008) idgF. Bundesgesetzblatt II 39/2008.

CEN (Comité Européen de Normalisation) (2011) *ÖNORM/EN 15442 Feste Sekundärbrennstoffe – Verfahren zur Probenahme.* Europäisches Komitee für Normung, Brüssel, Belgien.

DKR (Deutsche Gesellschaft für Kreislaufwirtschaft und Rohstoffe mbH) (2012) *Allgemeine Vertragsbedingungen für Verwerterverträge (AVBV)* – Erlöskunden. Stand 31.08.2012. http://www.gruener-punkt.de/fileadmin/layout/redaktion/Donwnoad/DKR/Geschaefstbedingungen/deutsch/AVBV-Erlöskunden_DKR_2012_08_150316.pdf.

Wellacher, M., Aldrian, A. & Pomberger, R. (2016) Neue Methode zur Beprobung von Abfällen in Ballen. In: K. J. Thome-Kozminesky & D. Goldmann (eds.) *Recycling und Rohstoffe* – Band 9. Pp 621-632. TK Verlag, Neuruppin, Germany.

Zhang, J. & Zhang, C. (2012) Sampling and sampling strategies for environmental analysis. In: *Intern. J. Environ. Anal. Chem.* Vol. 92, No. 4, pp. 466-478.

File: 1.14

VDI 2343 Recycling von elektr(on)ischen Geräten – Blatt Vermarktung

R. Brüning & J. Wolf
Dr. Brüning Engineering UG, Brake, Deutschland

KURZFASSUNG: Der Verein Deutscher Ingenieure e.V. (VDI) ist ein gemeinnütziger, wirtschaftlich und politisch unabhängiger, technisch-wissenschaftlicher Verein von Ingenieuren und Naturwissenschaftlern. Eine seiner Aufgaben ist die Bereitstellung von richtungsweisenden technisch-wissenschaftlichen Arbeitsunterlagen und Entscheidungshilfen in Form von Richtlinien. Aktuell existieren ca. 2.000 VDI Richtlinien. Eine davon ist die Richtlinie 2343 „Recycling von elektr(on)ischen Geräten. In dieser werden entlang der logistischen Kette die Themenbereiche: Grundlagen und Begriffe, Logistik, Demontage, Aufbereitung, Verwertung, Vermarktung und ReUse, in sieben Unterausschüssen bearbeitet und in einzelnen Blättern veröffentlicht. Aktuell im Entstehen ist das Blatt Vermarktung. Darin sollen Entsorgungsbetrieben konkrete Handlungsempfehlungen für die Vermarktung von Fraktionen gegeben werden, die beim Recycling von elektr(on)ischen Geräten anfallen.

1 EINLEITUNG

Der Verein Deutscher Ingenieure e.V. (VDI) ist ein gemeinnütziger, wirtschaftlich und politisch unabhängiger, technisch-wissenschaftlicher Verein von Ingenieuren und Naturwissenschaftlern. Er wurde 1856 gegründet und ist heute mit ca. 150.000 persönlich zugeordneten Mitgliedern, eine der größten Ingenieur-Vereinigungen in Europa. Eine seiner Aufgabe ist u.a. die Bereitstellung von richtungsweisenden technisch-wissenschaftlichen Arbeitsunterlagen und Entscheidungshilfen in Form von Richtlinien.

2 RICHTLINIENARBEIT DES VDI

Im Rahmen der VDI Richtlinienarbeit, werden anerkannte Regeln der Technik in freiwilliger Selbstverantwortung von Fachleuten der interessierten Kreise in ehrenamtlicher Arbeit erstellt. Bei der Erstellung der Richtlinien sind die in der VDI-Richtlinie 1000 festgelegten Ziele und Grundsätze einzuhalten (Verein Deutscher Ingenieure 2010). Ziele der Richtlinienarbeit sind u.a. die Harmonisierung von Begriffen und technischen Sprachregelungen und die Konkretisierung unbestimmter Rechtsbegriffe im Sinne der jeweiligen Legaldefinition. VDI-Richtlinienausschüsse sind so zu besetzen, dass alle berechtigten Interessen angemessen vertreten sind. Aktuell existieren ca. 2.000 vom VDI veröffentlichte, gültige Richtlinien, eine davon ist die Richtlinie 2343 „Recycling von elektr(on)ischen Geräten“.

3 DER RICHTLINIENAUSSCHUSS VDI 2343

Der Richtlinienausschuss VDI 2343 wurde schon 1996 gegründet, mit dem Ziel praxistaugliche und rechtskonforme Handlungsempfehlungen zu entwickeln, um die betroffenen Kreise in ihrer Arbeit zu unterstützen. Dem Richtlinienausschuss gehören aktuell ca. 120 Experten aller betroffenen Kreise an (z.B. Entsorgungsbetriebe, Behörden, öffentlich-rechtliche Entsorgungsträger, Behörden, Hersteller, Wiederverwendungsbetriebe, Logistikunternehmen, Beratungsunternehmen, Nichtregierungsorganisationen, Verbände, Rechtsanwälte, Universitäten, etc.).

Der Richtlinienausschuss wurde entlang der logistischen Kette in Unterarbeitsgruppen gegliedert, die die nachfolgenden Themenbereiche bearbeiten und in einem Gesamtausschuss koordiniert werden.

- Blatt 1: Grundlagen und Begriffe,
- Blatt 2: Logistik,
- Blatt 3: Demontage,
- Blatt 4: Aufbereitung,
- Blatt 5: Stoffliche und energetische Verwertung/Beseitigung,
- Blatt 6: Vermarktung und
- Blatt 7: Re-Use.

Die Unterarbeitsgruppen erarbeiten Handlungsempfehlungen, die in getrennten Blättern veröffentlicht werden. Die einzelnen Blätter werden sukzessive, spätestens alle fünf Jahre, auf ihre Aktualität geprüft und ggf. überarbeitet. Aktuell befindet sich das Blatt „Vermarktung“ in der Erarbeitung.

4 DAS BLATT VERMARKTUNG

Die Aufgabe des Blattes „Vermarktung“ ist es Empfehlungen zu erarbeiten, wie Wertstoffe, die in Altgeräten enthalten sind, dem Wirtschaftskreislauf wieder verfügbar gemacht werden können. Gezielte Maßnahmen sollen dabei die Umwelt davor schützen, dass die in den Geräten notwendigen und nützlichen, sonst aber schädlichen Stoffe freigesetzt werden.

In dem Blatt „Vermarktung“ werden dabei Fraktionen in den Fokus genommen, die beim Recycling von elektr(on)ischen Geräten anfallen. Dieser Ansatz grenzt so das Blatt „Vermarktung“ vom Blatt „ReUse“ der Richtlinienreihe ab. Im Blatt „ReUse“ wird die Wiederverwendung von ganzen Geräten oder ihrer Bauteile und u.a. deren Vermarktung betrachtet.

Elektro(nik)altgeräte, die oft eine Vielzahl unterschiedlicher Stoffe in relativ geringen Mengen enthalten, stellen die Recyclingindustrie dabei vor besondere Herausforderungen.

Weltweit wird mittel- und langfristig mit einer steigenden Nachfrage nach Eisen und Nichteisenmetallen, Kunststoffen, und den zu ihrer Herstellung benötigten Rohstoffen gerechnet. Der Bedarf der großen Schwellenländer wird im Zuge ihrer Industrialisierung weiter steigen, während in den Industrieländern nicht mit einem sinkenden Verbrauch zu rechnen ist. Die Primärrohstoffgewinnung ist heute geprägt von steigender Nachfrage, endlichen Ressourcen, immer schwierigeren Abbaubedingungen und einem bedeutend höheren Energieeinsatz im Vergleich zur Sekundärrohstoffgewinnung. Sowohl aus umweltpolitischen als auch aus (volks-)wirtschaftlichen Gründen müssen Alternativen der Rohstoffgewinnung erschlossen werden. Der Erhöhung von Sekundärmaterialeinsatzquoten kommt dabei besondere Bedeutung zu.

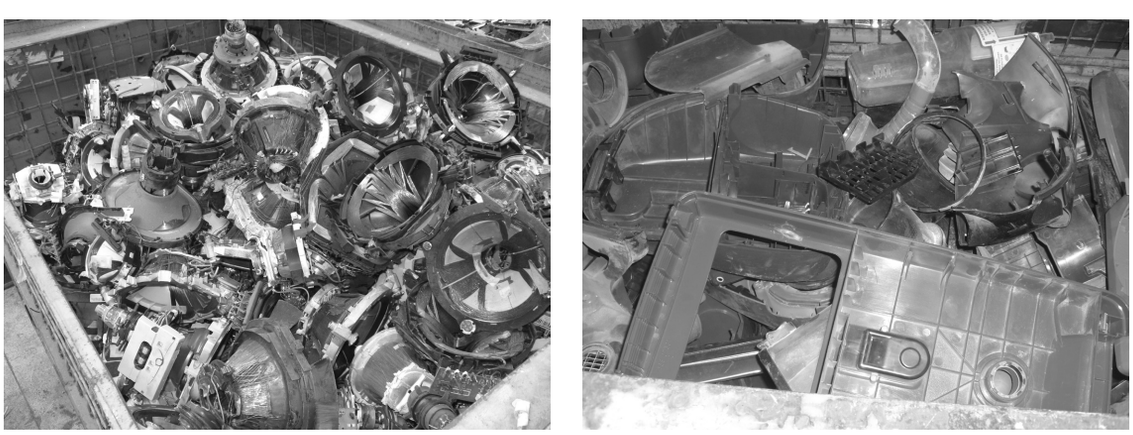


Abb. 1: Beispiele für kupferhaltige Fraktion (links), Kunststofffraktion (rechts).

Mit steigendem Preisdruck auf den Rohstoff- und Energiemärkten, werden sich neue Möglichkeiten bei der Vermarktung von Eisen-, Stahl- und anderen Metallfraktionen ergeben, und auch im Kunststoffbereich wird mit neuen Entwicklungen im Bereich des hochwertigen Recyclings zu rechnen sein.

Darüber hinaus nimmt das Blatt „Vermarktung“ die Betrachtung der wirtschaftsstrategischen Stoffe mit in seinen Fokus auf. Zu den wirtschaftsstrategischen Stoffen zählen heute Elemente, die nach verschiedenen Kritikalitätskriterien eine hohe ökonomische und ökologische Relevanz für die europäische Industrie und wichtige Produkte in Europa haben (z.B. Photovoltaik, Medizintechnik, Batterien für Hybrid-Technologie).

Die Europäische Union stuft die Versorgungslage von 20 Rohstoffen als kritisch ein. Darunter befinden sich auch Stoffe, die in elektr(on)ischen Geräten zum Einsatz kommen können, wie u.a. Antimon, Beryllium, Chrom, Kobalt, Gallium, Germanium, Indium, Magnesium, Metalle der Platingruppe, Seltene Erden oder Silizium (European Commission 2014). Eine andere Untersuchung für die Deutsche Rohstoffagentur kommt zu dem Schluss, dass 16 Rohstoffen eine besondere Bedeutung für ausgewählte Schlüsseltechnologien zukommt (Marscheider-Wegmann 2016).

Einem effizienten Recycling wirtschaftsstrategischer Stoffe aus Elektro(nik)altgeräten kommt daher große volkswirtschaftliche Bedeutung zu. Ihre Rückgewinnung ist i.d.R. mit weniger negativen Umweltauswirkungen verbunden, als eine Neugewinnung durch Bergbau. Weltweit wird ebenfalls ein weiter steigender Bedarf an wirtschaftsstrategischen Elementen erwartet. Der daraus entstehende Preisdruck, könnte neue Chancen für ein wirtschaftliches Recycling und die erfolgreiche Vermarktung von wirtschaftsstrategischen Stoffen bieten. In der Vergangenheit, kam es allerdings zu größeren Preisschwankungen bei einzelnen wirtschaftsstrategischen Stoffen, ausgelöst durch die große Marktmacht einiger Abbauländer. Laut einer Studie im Auftrag der EU Kommission (European Commssion 2014) werden z.B. 99 % aller schweren seltenen Erden in China gewonnen.

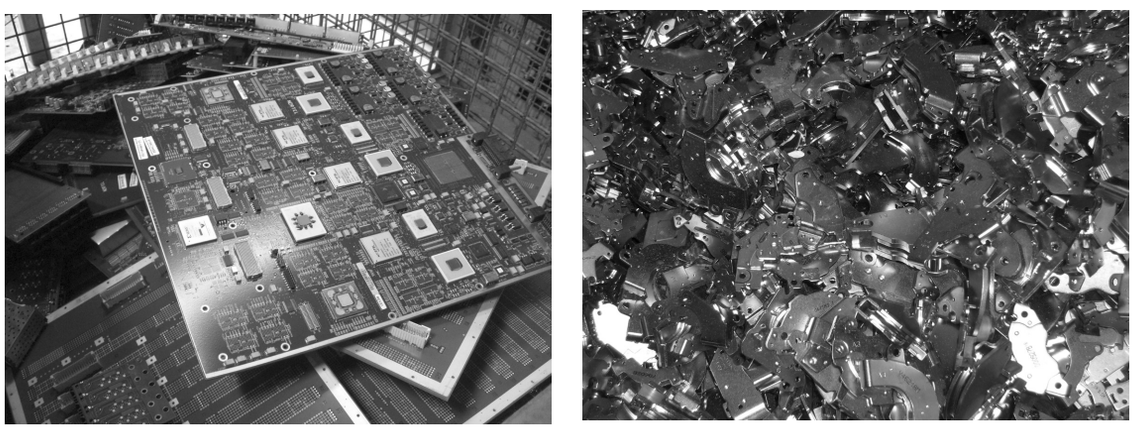


Abb. 2: Beispiele für Leiterplatten, die eine Vielzahl wirtschaftsstrategischer Stoffe enthalten können (links) und Trägerplatten und Magnete aus Festplatten, die u.a. seltene Erden enthalten (rechts).

Daher soll das Blatt Vermarktung den Markteilnehmern praxisgerechte Handlungsempfehlungen für die Vermarktung von Eisenmetallen, Nichteisenmetallen, Kunststoffen, Glas, wirtschaftsstrategischen Stoffen und die Verwertung/Beseitigung von Stoffen mit Gefährdungspotential geben.

Nach dem aktuellen Arbeitsstand, soll das Blatt neben einer Auflistung von typischen Fraktionen und Empfehlungen zu möglichen Vermarktungs- bzw. Verwertungs-/Beseitigungswegen, auch eine kurze Zusammenstellung weiterer praxisrelevanter Informationen zu den Fraktionen enthalten. Das können z.B. Hinweise zur Kennzeichnung von Fraktionen, Abfallschlüsselnummern, Basel- oder OECD-Codes oder Hinweise zur Notifizierungspflicht oder zu typischen Transporteinheiten sein.

Gegenwärtig besteht noch die Möglichkeit, an dieser Richtlinie mitzuarbeiten und sie aktiv mitzugestalten. Interessierte können sich direkt an den Vorsitzenden des Richtlinienausschusses Dr. Ralf Brüning wenden.

LITERATUR

European Commission (2014) *Report on critical raw materials for the EU* http://ec.europa.eu/DocsRoom/documents/10010/attachments/1/translations.

Marscheider-Wegmann, F., Langkau, S., Hummen, T., Erdmann, L., Tercero Espinoza, L., Angerer, G., Warwede, M. & Benecke, S. (2016) *Rohstoffe für Zukunftstechnologien 2016* – DERA Rohstoffinformationen 28, Berlin.

Verein Deutscher Ingenieure (2010) *VDI 1000 VDI-Richtlinienarbeit - Grundsätze und Anleitungen,* Düsseldorf.

File: 1.15

Forschungsvorhaben zur Wärmerückgewinnung mittels Trockenschlackegranulation 2.0 – Umsetzung

K. Doschek & H. Raupenstrauch
Montanuniversität Leoben, Lehrstuhl für Thermoprozesstechnik, Leoben, Österreich

KURZFASSUNG: Aus Hochofenschlacke produzierter Hüttensand wird als Zementklinkersubstitut und als Betonzuschlagstoff eingesetzt. Nach dem Stand der Technik erfolgt die Weiterverarbeitung zum größten Teil in nassen Granulationsanlagen. Ziel des Forschungsvorhabens zur Wärmerückgewinnung mittels Trockenschlackegranulation (FORWÄRTS 2.0) ist der weltweit erstmalige Einsatz einer neuen Technologie um Hochofenschlacke trocken in einem semi-industriellen Maßstab (Schlackenfluss von 2 t/min) zu granulieren um hochqualitativen Hüttensand zu erzeugen und die erhebliche thermische Energie der Schlacke (rund 1 GJ/t) zur Wärmerückgewinnung zu nutzen. Durch diese neue Technologie können gegenüber dem Stand der Technik weltweit 284 PJ p.a. thermische Energie, 100 PJ p.a. Trocknungsenergie (Hüttensand bei 10 Ma.-% Restfeuchte) und 95 % Wasser eingespart werden. Mit der Option der elektrischen Energierückgewinnung entspricht dies einem weltweiten CO_2 Einsparungspotential von 17 Mio. Tonnen p.a. (McDonald & Werner 2015).

1 EINLEITUNG

Aufgrund des steigenden Druckes zur Forcierung von Umweltschutz- und Energieeffizienzsteigerungsmaßnahmen in energieintensiven Industrien durch die Politik und die Gesellschaft, gilt es bis dato ungenutzte Abwärmequellen nutzbar zu machen. Daher wird in der Eisen- und Stahlindustrie seit Jahren an den verschiedensten Verfahrensansätzen zur Wärmerückgewinnung von Hochofenschlacke geforscht. Für die Entwicklung eines solchen Behandlungsverfahrens ergeben sich folgende allgemeine Voraussetzungen:

- Herstellung eines marktfähigen Sekundärrohstoffs,
- Nutzbarmachung des Energiepotentials der Schlacke,
- CO_2- und Energieeinsparung,
- Verringerung des Energieaufwands zur Schlackenaufbereitung und
- Vermeidung und Verringerung von Emissionen und Wasserverbrauch.

Nach derzeitigem Stand der Technik wird Hochofenschlacke in Europa zu rund 81 % in Nassgranulationsanlagen behandelt, wobei die Schlacke unter Zuhilfenahme großer Mengen Wasser rasch unter die Transformationstemperatur abgekühlt wird. Nachteil dieses Verfahrens ist die notwendige energieintensive Nachtrocknung des Hüttensandes, sowie das hohe ungenutzte energetische Potential der Schlacke. Im Gegenzug ermöglicht die Trockengranulation mittels Drehteller (Rotationszerstäuber) die Wärmerückgewinnung durch den Energieinhalt der Abluft. Die schmelzflüssige Schlacke wird dabei mittig auf den Drehteller aufgebracht und durch die wirkenden Kräfte in kleine Partikel zerteilt, welche durch die eingeleitete Prozessluft rasch abgekühlt werden (Doschek & Raupenstrauch 2015).

2 PROZESSENTWICKLUNG

Durch die Kooperation von Wissenschaft und Wirtschaft wurde in zwei aufeinander folgenden Forschungsprojekten an den Grundlagen und dem Konzept zur Trockengranulation am Lehr-stuhl für Thermoprozesstechnik geforscht. Die aktuellen Projektpartner sind Primetals Technologies

Austria GmbH, voestalpine Stahl GmbH und FEhS Institut für Baustoff-Forschung e.V.

Die Erkenntnisse aus den Vorgängerprojekten bilden die Basis zur Weiterentwicklung des Verfahrens. FORWÄRTS 2.0 wird Hochofenschlacke in einem semi-industriellen Maßstab trocken granulieren, um hochqualitativen Hüttensand zu erzeugen und die thermische Energie der Schlacke zur Wärmerückgewinnung zu nutzen. Um essentielle Langzeitversuche zu realisieren, wird eine semi-industrielle Prototypanlage direkt am Hochofen geplant, siehe Abb. 1 (Primetals 2016).

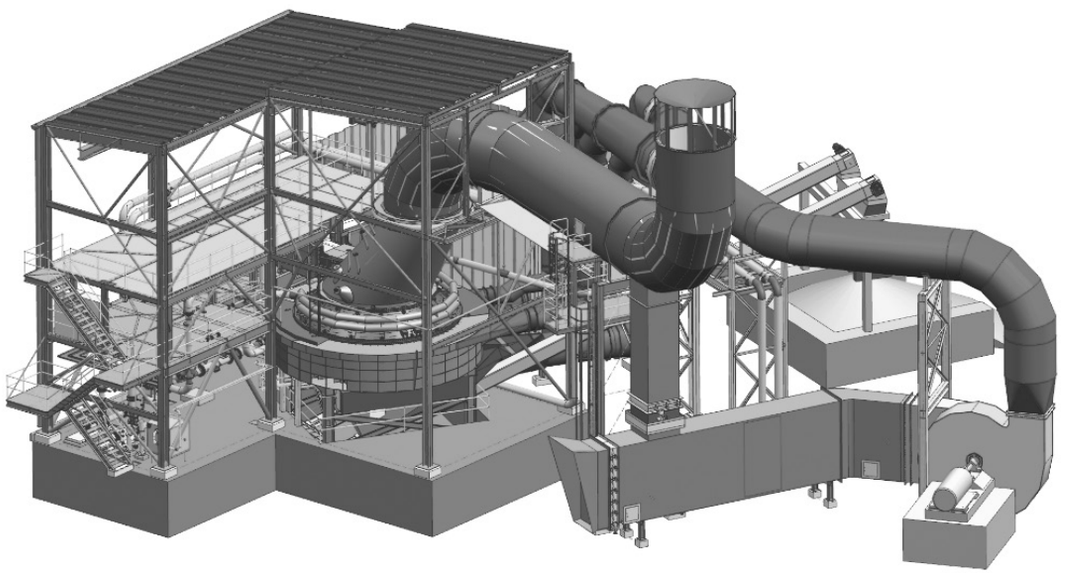


Abb. 1: Prototypanlage Konstruktionsmodell, Stand Februar 2016.

Die zentrale Fragestellung von FORWÄRTS 2.0 wird sein, wie sich die Qualität der Schlacke unter realen Bedingungen (Hüttenwerk) verhält, wenn die Luftmenge soweit gedrosselt wird, dass es zu einer erheblichen Temperaturerhöhung durch den Wärmeübergang von Schlacke zu Luft im Granulator kommt.

3 SCHLUSSFOLGERUNG

Folgende Innovationsziele sollen in FORWÄRTS 2.0 umgesetzt werden:

- Ausreichend hoher Glasgehalt,
- maximale Ablufttemperaturen für eine effiziente Wärmerückgewinnung,
- System zum Schlackenhandling und
- robuste Granulationsanlage.

Durch die gewonnenen Erkenntnisse können die Grundlagenexpertisen im Bereich der Verwertung von metallurgischen Reststoffen essentiell ausgebaut werden. Des Weiteren soll durch den Betrieb der Anlage das Gesamtkonzept einer Trockengranulation inklusive Wärmerückgewinnung unter realen Bedingungen weiterentwickelt werden.

LITERATUR

Doschek, K. & Raupenstrauch, H. (2015) FORWÄRTS – Wärmerückgewinnung mittels Trockenschlackegranulation. *BHM Berg- und Hüttenmännische Monatshefte* 160 (7), 328–332.

McDonald, I. & Werner, A. (2015) Dry Slag Granulation with Heat Recovery. In: *Steel Institute VDEh; METEC & European Steel Technology and Application Days*, 15.-19.06. http://www.metec-estad2015.com/papers2015final/P251.pdf. Düsseldorf, Germany.

Primetals Technologies Austria GmbH (2016) Forschungsvorhaben zur Wärmerückgewinnung mittels Trockenschlackengranulation - FORWÄRTS; Publizierbarer Endbericht. Unter Mitarbeit von Andrea Werner, Thomas Bürgler, David Algermissen und Klaus Doschek.

File: 1.16

Metallisch vorliegender Anteil des Gesamtmetallgehalts für verschiedene Elemente in Ersatzbrennstoffen

A. Aldrian, P. Eggenbauer, R. Sarc & R. Pomberger
Montanuniversität Leoben, Lehrstuhl für Abfallverwertungstechnik und Abfallwirtschaft, Leoben, Österreich

KURZFASSUNG: Im Rahmen eines Projektes am Lehrstuhl für Abfallverwertungstechnik und Abfallwirtschaft wurde untersucht, welcher Anteil am Gesamtmetallgehalt in metallischer Form (Reinelement, Legierung) in Ersatzbrennstoffen (EBS) vorliegt. Insgesamt wurden hierzu zehn verschiedene EBS unterschiedlicher Qualitäten (Main Burner und HotDisc) untersucht. Die Proben wurden zunächst gesiebt und die sichtbaren Metallteilchen wurden händisch aussortiert. Diese Metallteilchen wurden ebenso wie der Sortierrest mit Königswasser aufgeschlossen und die Elemente Al, Fe, As, Cd, Cr, Co, Cu, Hg, Ni, Pb, Sb, Sn und Zn mittels FAAS und ICP-MS gemessen. Der Anteil an aussortierten Metallstücken betrug im Mittel 0,76 % für MB- und 1,28 % für HD-Material. Fe, Al, Cu, Cr und Ni konnten in metallischer Form in höheren Konzentrationen nachgewiesen werden, während Hg, Cd, Sb, As und Pb entweder fein verteilt oder in Materialien eingebunden vorliegen. Für letztere Elemente ist daher eine Metallabreicherung durch Verbesserung der Metallabtrennung während der EBS-Produktion nicht wahrscheinlich. Sn, Co und Zn kommen teils in höheren metallisch vorliegenden Anteilen vor, teilweise konnten diese Elemente jedoch nur in geringen Mengen in metallischer Form gefunden werden.

1 EINLEITUNG

Für die Herstellung von Ersatzbrennstoffen (EBS) werden verstärkt heizwertreiche Fraktionen aus gewerblichen und kommunalen Siedlungsabfällen eingesetzt. Damit kommt es auch zum vermehrten Eintrag von metallischen Fraktionen und Verbundstoffen. Trotz der aufwendigen Aufbereitungsstufen während der EBS-Produktion (vgl. Sarc et al. 2014) und mehrfacher Metallabscheidungsstufen (Magnetscheider, Wirbelstromscheider) kann eine Metallabscheidung nicht vollständig gelingen. Dabei wird jedoch die Frage aufgeworfen, welcher Anteil an Metallen (Reinelement oder Legierung) in den EBS noch vorliegt. Denn einerseits könnte eine verbesserte Abtrennung von Metallen einen zusätzlichen Erlös durch den Metallverkauf einbringen, andererseits könnte damit möglicherweise auch eine Schwermetallabreicherung für bestimmte Parameter erreicht werden. Diese Fragestellungen wurden im Rahmen eines am Lehrstuhl für Abfallverwertungstechnik und Abfallwirtschaft durchgeführten Projektes untersucht.

2 EXPERIMENTELLER TEIL

Insgesamt wurden vier verschiedene EBS mit Main Burner-Qualität (MB I-VI) und sechs weitere Proben untersucht, die HotDisc-Qualität (HD I-VI) aufwiesen. Die unter-suchten Proben stammten von unterschiedlichen EBS-Lieferanten bzw. aus unterschiedlichen Produktionsanlagen in Österreich. Zunächst wurden jeweils 2,5-3,0 kg Probe in mehrere Siebschnitte eingeteilt, um die nachfolgende Sortierung zu erleichtern. Hierbei wurden alle sichtbaren metallischen Teilchen händisch aus den Proben aussortiert. Diese Metallteilchen wurden anschließend mittels Königswasser unter Rückfluss im halboffenen System gemäß ÖNORM EN 13657 aufgeschlossen. Der jeweilige Sortierrest, bestehend aus Textilien, Kunststoffen, Papier u. dgl., wurde bei 40 °C getrocknet und anschließend mit einer Schneidmühle (Pulverisette 18 mit Zyklon, Fa. Fritsch) auf < 0,5 mm aufbereitet und auf die gleiche Art aufgeschlossen wie auch die Metallteilchen. Nach dem Aufschluss wurden die Proben abfiltriert und die folgenden Elemente mittels Flammen-

atomabsorptionsspektrometrie (FAAS) bzw. ICP-MS (Massenspektrometrie mit induktiv gekoppeltem Plasma) gemessen: Al, Fe, As, Cd, Cr, Co, Cu, Hg, Ni, Pb, Sb, Sn und Zn.

3 ERGEBNISSE

Der Anteil an aussortierten Metallstücken betrug im Mittel 0,76 % für MB- und 1,28 % für HD-Material (MB I: 1,2 %; MB II: 0,93 %; MB III: 0,97 %; MB IV: 0,37 %; HD I: 0,85 %; HD II: 1,9 %; HD III: 2,1 %; HD IV: 0,59 %; HD V: 1,8 %; HD VI: 0,56 %). Die Einzelergebnisse für den Gesamtmetallgehalt sowie den metallisch vorliegenden Anteil am Gesamtmetallgehalt (in Prozent) werden in den Tab. 1 bis 4 aufgelistet. Abb. 1 und 2 zeigen den mittleren metallisch vorliegenden Anteil jeweils für MB- und HD-Material.

Tab. 1: Gesamtmetallgehalt für die untersuchten EBS (MB).

	g/kg				mg/kg								
	Al	Fe	Cu	Zn	Cr	Co	Ni	As	Cd	Sn	Sb	Hg	Pb
MB I	8,6	8,5	1,2	2,5	35	18	50	2,0	0,40	29	14	1,5	28
MB II	8,6	1,6	0,13	0,25	60	2,3	25	<	0,60	14	55	<	45
MB III	7,8	5,3	0,19	0,89	112	3,3	61	<	<	53	48	<	347
MB IV	4,2	3,1	0,25	0,37	50	5,3	21	<	3,3	11	17	<	101

< Wert liegt unter der Bestimmungsgrenze; As: 0,25 mg/kg; Cd, Hg: 0,13 mg/kg.

Tab. 2: Metallisch vorliegender Anteil am Gesamtmetallgehalt für die untersuchten EBS (MB).

	%												
	Al	Fe	Cu	Zn	Cr	Co	Ni	As	Cd	Sn	Sb	Hg	Pb
MB I	76	26	52	97	88	90	14	27	n.b.	51	2,0	27	14
MB II	28	43	1,0	0,51	38	6,1	31	n.b.	0,62	13	0,01	n.b.	n.b.
MB III	16	8,8	34	56	41	11	54	n.b.	n.b.	30	0,03	n.b.	0,29
MB IV	10	5,3	13	1,7	0,60	0,12	0,55	n.b.	0,16	2,5	0,03	n.b.	0,57

n.b. = nicht bestimmbar.

Fe und Al kommen in metallischer Form in erwartungsgemäß höheren Konzentrationen vor – im Mittel zwischen 33 % (MB) bzw. 20 % (HD) % für Al und 21 % (MB) bzw. 33 % (HD) für Fe. Cu kommt in Abfällen vor allem in metallischer Form (z.B. Drähte, Bleche, Rohre) und als Legierungsbestandteil (z.B. Bronze, Messing, rostfreie Stähle) vor (Marb 2002, EC 2002). Auch im Rahmen dieser Studie konnten zum Teil hohe metallisch vorliegende Cu-Anteile (z.B. MB I: 52 %; HD I: 84 %; HD V: 41 %) nachgewiesen werden. Cr ist in der Regel in korrosionsbeständigen Stählen zu finden bzw. wird zum Veredeln von Metalloberflächen verwendet. Es wird aber auch in Farbpigmenten, Beizmitteln, Katalysatoren oder als Gerbstoff in der Lederindustrie eingesetzt. (Marb 2002) Der Anteil an metallisch vorliegendem Cr in den untersuchten EBS ist teilweise sehr hoch (bis zu 92 %) und korreliert mit jenem von Ni (bis zu 91 %).

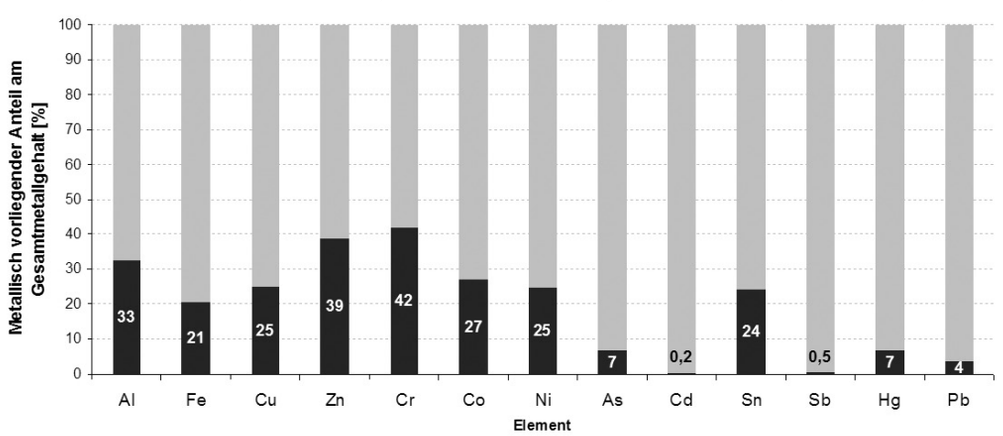


Abb. 1: Mittlerer metallisch vorliegender Anteil des Gesamtmetallgehalts in MB-EBS.

Tab. 3: Gesamtmetallgehalt für die untersuchten EBS (HD).

	g/kg				mg/kg								
	Al	Fe	Cu	Zn	Cr	Co	Ni	As	Cd	Sn	Sb	Hg	Pb
HD I	3,8	2,6	0,88	0,55	30	2,2	20	<	<	229	97	<	343
HD II	8,1	4,4	0,12	0,44	473	6,5	223	1,2	<	15	0,81	<	51
HD III	8,5	11	3,8	0,24	113	3,6	71	11	<	94	5,6	3,7	41
HD IV	10	14	1,2	7,6	723	45	480	31	7,5	21	8,8	1,3	298
HD V	24	12	15	1,8	129	4,6	47	12	2,0	168	72	<	260
HD VI	8,5	3,7	0,05	0,55	251	5,3	75	<	2,5	30	112	<	27

< Wert liegt unter der Bestimmungsgrenze; As: 0,25 mg/kg; Cd, Hg: 0,13 mg/kg.

Tab. 4: Metallisch vorliegender Anteil am Gesamtmetallgehalt für die untersuchten EBS (HD).

	%												
	Al	Fe	Cu	Zn	Cr	Co	Ni	As	Cd	Sn	Sb	Hg	Pb
HD I	24	7,9	84	14	0,7	2,2	31	n.b.	n.b.	52	1,2	n.b.	28
HD II	23	47	13	30	92	56	91	1,2	n.b.	18	0,4	n.b.	0,7
HD III	16	48	37	15	49	44	60	1,0	n.b.	1,6	0,9	0,3	1,4
HD IV	11	5,7	19	3,9	5,9	4,3	7,5	0,6	n.b.	0,3	0,6	n.b.	0,8
HD V	33	61	41	36	4,4	12	20	2,4	22	1,8	7,5	n.b.	36
HD VI	12	26	7.2	0,1	39	16	66	0,8	8,5	0,8	0,1	0,9	0,6

n.b. = nicht bestimmbar.

Für Sn und Co können teilweise hohe metallisch vorliegende Anteile gefunden werden, zum Großteil jedoch beträgt der Anteil < 20 %. Zn ist ein wesentlicher Bestandteil in Messing und anderen Legierungen, kommt aber auch in Medikamenten, Kosmetika etc. vor (Marb 2002). Im Zuge der vorliegenden Untersuchungen konnten für vier EBS sehr hohe (30-97 %) metallisch vorliegende Anteile nachgewiesen werden. Pb ist in der Regel in Akkumulatoren, Batterien, Farben, Rohren, Kabelummantelungen und Flussmitteln, aber auch als Farbbestandteil in z.B. Papier/Pappe oder Textilien zu finden (Marb 2002), (EC 2002). Für Pb konnten mit drei Ausnahmen nur geringe metallisch vorliegende Anteile festgestellt werden (< 1,4 %). Hg kommt in erster Linie in Batterien, in Elektrogeräten sowie in Thermometern und als Elektrodenmaterial im Abfall vor. Es wird jedoch auch als Desinfektionsmittel, als Fungizid/Insektizid, als Saat-/Holzbeize und in Form von Amalgamen für Zahnfüllungen verwendet. (Marb 2002), (EC 2002) Bis auf eine Ausnahme (MB I: 27 %) konnte es in den untersuchten EBS nicht bzw. nur in sehr geringem Ausmaß in metallisch vorliegender Form nachgewiesen werden. Cd und seine Verbindungen werden als Bestandteil von Batterien/Akkumulatoren, als Stabilisator in Kunststoffen bzw. Reifen, als Leuchtstoffe oder als Korrosionsschutz eingesetzt (Marb 2002), (EC 2002). Trotz Vorkommen in Metallform konnten im Rahmen dieser Studie lediglich sehr geringe bzw. keine metallisch vorliegenden Anteile festgestellt werden, was wahrscheinlich darauf zurückzuführen ist, dass Cd sehr fein verteilt in EBS vorliegt. Sb konnte erwartungsgemäß ebenfalls nur in einem sehr geringen Anteil in metallischer Form in den Proben gefunden werden. Der Grund dafür liegt sicherlich darin, dass Sb vor allem als Weichmacher direkt in Kunststoffe eingebunden ist.

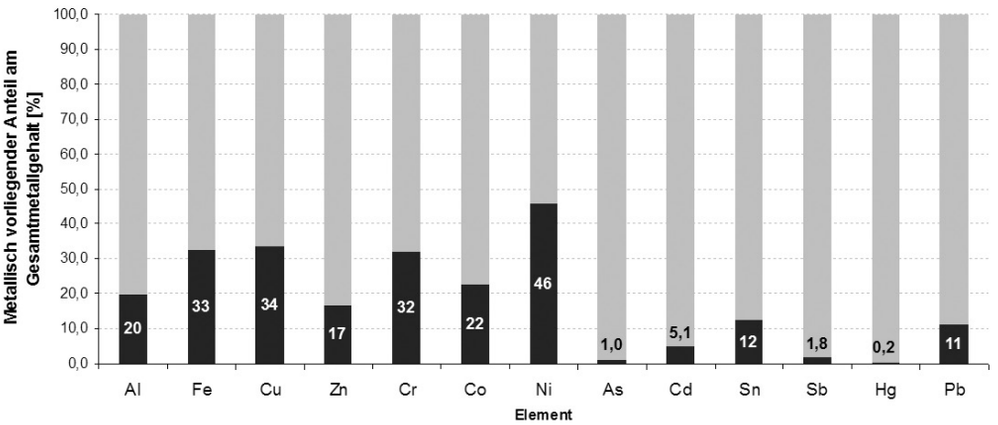


Abb. 2: Mittlerer metallisch vorliegender Anteil des Gesamtmetallgehalts in HD-EBS.

4 SCHLUSSFOLGERUNG BZW. ZUSAMMENFASSUNG

Beim bestimmten metallisch vorliegenden Anteil handelt es sich um einen „Minimalanteil". Es ist davon auszugehen, dass der metallisch vorliegende Anteil für sämtliche Elemente noch deutlich höher liegt, da mit Sicherheit nicht alle Metallteilchen vollständig händisch aussortiert werden konnten. Hier war einerseits vor allem die Größe der Metallteilchen (v.a. bei kleineren Korngrößen) problematisch und andererseits hafteten Metallstückchen an Kunststofffolien oder Textilien an bzw. waren in diese eingebettet. Dennoch lassen sich folgende Tendenzen aus den Untersuchungsergebnissen ableiten:

- Fe, Al, Cu, Cr und Ni liegen metallisch in höheren Anteilen im EBS vor. Eine Verbesserung der Metallabtrennung könnte eine Abreicherung dieser Metalle bewirken.
- Sn, Co und Zn kommen teils in höheren metallisch vorliegenden Anteilen vor, in einigen EBS-Proben konnten diese Elemente in Metallform nur in geringen Mengen gefunden werden.
- Eine erfolgreiche Abreicherung von Elementen wie Hg, Cd, Sb, As und Pb durch Verbesserung der Metallabtrennung erscheint daher unwahrscheinlich, da diese Elemente entweder fein verteilt oder in andere Materialien eingebunden vorliegen.

LITERATUR

Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt- und Wasserwirtschaft (BMLFUW) (2010) *Verordnung über die Verbrennung von Abfällen (Abfallverbrennungsverordnung)*. Wien.

European Commission (EC) (2002) *Heavy Metals in Waste - Project ENV.E.3/ETU/2000/0058*. Final Report. Denmark.

Marb, C. (2002) Stoffliche Zusammensetzung des Restmülls: Konzentrationen und Frachten. In: *Bayerisches Landesamt für Umweltschutz (BLfU) (2002) Restmüllanalysen – eine Grundlage eines nachhaltigen Stoffstrommanagements der Abfallwirtschaft.* Fachtagung, 05.12.2002, Augsburg.

Sarc, R., Lorber, K.E., Pomberger, R., Rogetzer, M. & Sipple, E.M. (2014) Design, quality, and quality assurance of solid recovered fuels for the substitution of fossil feedstock in the cement industry. *Waste Management & Research* 32 (7), 565-585.

File: 1.17

Material vs. Energy Recovery – An Assessment Using Computational Tools NERUDA and JUSTINE

J. Kropáč, J. Gregor & M. Pavlas
Brno University of Technology, Institute of Process Engineering, Brno, Czech Republic

ABSTRACT: This paper deals with recent improvement of in-house developed large-scale computational tools NERUDA and JUSTINE. The NERUDA tool provides support for strategic decision making in the field of waste management. The key part of NERUDA is a waste management related logistic problem. The logistic problem is solved by mathematical programming and is used to simulate competitive environment in waste management. The JUSTINE tool is an optimization model recursively applied to region divided into several sub regions and also their parts. The optimization model is used to obtain estimates of desired parameters that can be used for waste production, composition and calorific value prediction. A new important module representing current technologies for waste sorting – mechanical-biological treatment plant (MBT) and sorting line – are described in more detail in the paper.
The practical contribution of described computational tools is presented through a case study. The study is based on important outcomes of a comprehensive project of the Ministry of Environment of the Czech Republic, which describes regional waste management parameters on micro-regional level. The study also introduces the tool's potential for abroad applications in countries with developing waste management (e.g. eastern markets).

1 INTRODUCTION

The paper describes a continuing work on a unique approach of a Waste-to-Energy (WtE) project assessment and related risk analysing (Ferdan et al. 2015). It is based on long time developed computational tools NERUDA and JUSTINE which support decision making in the field of waste management (Pavlas et al. 2016). The used approach and its first applications were introduced by Šomplák et al. (2013). The author's institution is active in all stages of WtE process development, i.e. from its first idea to specific industrial applications, as it is documented by Stehlík (2016).

New components of above mentioned tools – computational module for waste separation process analysing – are introduced in this paper. The module aims to evaluate possibilities and consequences of municipal waste (MW) recoverable compounds separation at early stage of process development. It also aims to analyse parameters of the separated compounds subsequent utilization and a possibility of secondary material production (solid recovered fuel – SRF, refuse derived fuel, compost, etc.). The module also addresses parameters of the impact of increasing material separation rates of producers of residual household waste (RHW).

Issues of waste treatment are long-term and broadly covered e.g. by publications of (VIVIS 2016), which were interested in waste management development especially in developed countries (mainly Germany and Austria). It can be expected that a number of middle and eastern European countries will follow experience from more developed economies. Waste treatment and recovery concepts and possibilities of various MBT units are shown e.g. in a contribution from Thiel & Thomé-Kozmiensky (2011). RHW compounds separation and treatment of separated MW compounds are currently investigated e.g. by Jank et al. (2015) or by Cook et al. (2015). Marginal costs of various MBT facilities and amounts of contaminants in non-biological outputs are focused by Martinez-Sanchez et al. (2016).

2 COMPUTATIONAL TOOLS FOR WASTE MANAGEMENT DECISION MAKING SUPPORT

Two in-house developed computational tools, NERUDA and JUSTINE, are presented in this part as well as application of unique complex approach towards modelling future changes in different waste flows between producers and processors.

NERUDA computational tool is an advanced network flow optimization model. It is able to handle a network with hundreds nodes representing waste producers and facilities (i.e. landfills, MBTs and WtE plants). These nodes are interconnected by a model of transportation infrastructure. Mathematical background and the tool's optimization task formulation is described by Šomplák et al. (2014) in more detail. The tool can be used as a tailor-made one. It is adjusted accordingly to a particular region of interest and objectives of calculation. Based on the application, outputs can support decisions of various subjects in the field of waste management (e.g. policy-makers, municipalities, potential investors and operators of existing plants).

JUSTINE computational tool is used mainly for forecasting and generates input data for NERUDA. The tool processes a variety of statistical data (different types of data on MW production and composition from considered regions) and bound them together through equations and constraints (e.g. mass and energy balances, territorial connections). The mathematical background is described by Zavíralová et al. (2015) in more detail. JUSTINE is able to work with spatial distributed, uncertain and incomplete data – it is usually the case of data describing MW production and composition. Information about MW and its compounds (e.g. separated paper or plastic, RHW) can be obtained from various statistical systems, national reporting systems or waste composition analyses. Furthermore, especially when forecasting, these data may be incompatible on each territorial unit levels: e.g. the sum of productions forecasted for lower territorial units doesn't fit to forecasted production of the superior territorial unit. The tool is also able to consider other factors which influence the MW parameters, e.g. prevailing type of housing and other municipalities' socioeconomic parameters. The outcome datasets represents RHW production and composition together with the production of separated MW (e.g. paper or plastics) for all Czech regions. The structure of JUSTINE tool is illustrated in Fig. 1.

Fig. 1: The JUSTINE computational tool simplified scheme.

Development of above mentioned tools, was initiated by several strategic studies for the Ministry of Industry and Trade of the Czech Republic, and in the year 2015 these unique tools were proved within complex analysis. Determination of the most advantageous structure of waste processing facilities for different types of waste (recyclables, biodegradable, hazardous and residual) become important results of a complex project for the Ministry of Environment of the Czech Republic. Consequently these results were used as a support for the development of regional waste management plans for the next decade in several regions of the country. The tools were also used in more specific way, e.g. for selection of localities, risk analyses or for analysing the future needs for new WtE facilities (a ban of landfilling was considered). WtE plant integration with existing combined heat and power plants (potential of heat delivery within existing district heating systems) was addressed too.

3 COMPUTATIONAL MODULE FOR WASTE SEPARATION PROCESS ANALYSING

New module introduced in the paper directly benefits from JUSTINE outcomes and it gives an insight into utilization potential of RHW and of the potential of RHW sorting. The module represents MBT and/or sorting line model. It evaluates facilities output mass flow rates and its para-

meters based on input composition derived from JUSTINE and expected collection areas. Operation of various MBT plants and sorting lines technological arrangements and facilities outputs potential for efficient energy recovery are evaluated.

Currently a methodology and basic instruments are completed. Related background data are being added (values related to unit operation and associated operational requirements, attainable rates of material separation). The tool was verified by its first application.

3.1 Computational tool for waste sorting assessment – computational background

The module input values correspond to JUSTINE outcome values – these values clues concern the dataset of RHW production, composition, and separated fraction yields for 206 municipalities (does not match NUTS (Nomenclature of Territorial Units for Statistics)). These values are statistically collected (historical) but describe the current state properly. The module computation simulates distribution of RHW compounds into plant outputs (e.g. SRF, stabilised fraction, compost, recyclables, losses, etc.). The module was created primarily for MBT and sorting line evaluation, however the computation is applicable also for unit operation or other plant assessments – it gets obvious from the WtE evaluation in the topic "Case Study" below.

Based on the input data and user's setting the module automatically provides datasets describing considered facility outlet mass streams for 206 Czech regions, their classification according waste treatment hierarchy, outlet's calorific potential (e.g. lower heating value of SRF), or support data for Life-Cycle-Assessment (carbon footprint related to facility outlets).

3.2 Case study – impact of MBT operation on waste management in the Czech Republic

The case study refers to above mentioned complex analyses from 2015. An optimal waste treatment facility network was proposed for Czech Republic (MBT, WtE, residues landfilling, SRF utilization, transfer stations, etc.) for various landfill taxation scenarios and for some uncertain facility parameters. Result data are related to a specific region, which corresponds to NUTS-3 level and consists of 22 sub-regions. From the thousands of investigated scenarios, only two groups, which were obtained by comprehensive statistical analysis, were presented later on. "A scenarios" are characterized by 75 % RHW utilization in WtE plants and 25 % RHW utilization in MBTs, "B scenarios" are characterized by conversely utilization (25 % in WtE and 75 % in MBTs).

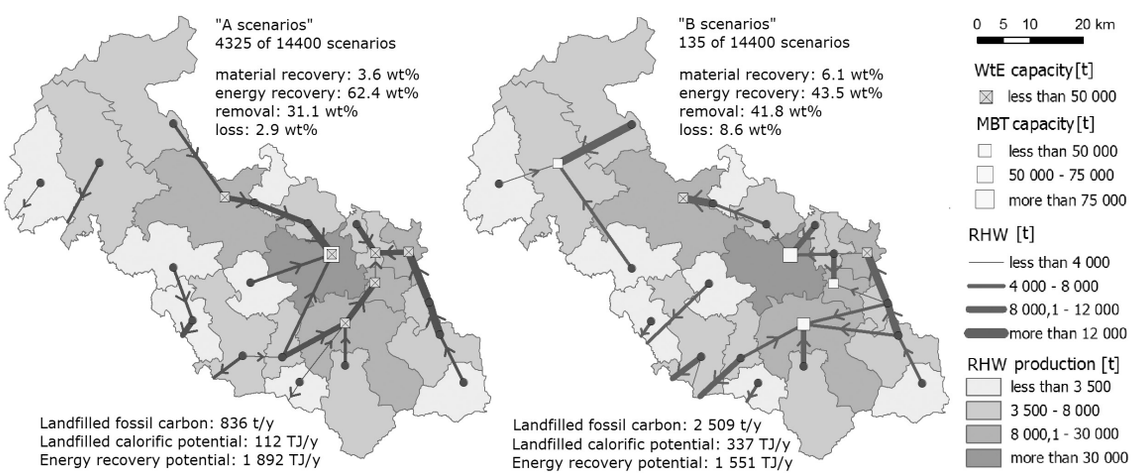


Fig. 2: Graphical presentation of case study results - facilities location, waste streams from producers to processors and evaluation of RHW treatment parameters for two groups of scenarios in a specific region.

Most of the results are presented in Fig. 2. Material recovery rates include metal separation in WtEs and MBTs and additionally glass separation in MBT. Obviously, higher material recovery of glass is associated with less energy recovery. Energy recovery values means hot flue gas potential in the case of WtE and SRF production in the case of MBT plants (heating value is 17 GJ/t in average, it corresponds to mass production approx. 30 % of RHW input). SRF production is associated with additional demands of the process. The "removal" values describes stabilised (landfilled) fraction from MBT process, SRF slag production is also considered. Slag from

WtE process is currently removed as material for landfill construction in Czech conditions. The loss value represents evaporation and gas losses from MBT processes.

4 CONCLUSION

Long-term developed computational tools NERUDA and JUSTINE are introduced with a focus on their new module devoted to separation processes, which is proved through a case study. The case study outcomes demonstrate a contribution of the tools and their new module for creating complex studies in the field of waste management. This comprehensive approach for waste management assessment and planning is applicable in countries with transforming waste management systems. The material and calorific potential of currently landfilled MW becomes the subject of interest from investors and it can be utilized in a more efficient way with support of advanced computational planning of new projects.

The presented case study is focused mainly on RHW utilization in one Czech region and it benefits from outcomes of comprehensive project for the Ministry of Environment of the Czech Republic which consists of different groups of waste production and treatment forecasts, current infrastructure mapping, a potential of new processing facilities analysing, formation of waste transport task (environmental and economic aspects). The main results suggest new constructions of waste management plants and give the advice to increase the current waste plant capacities.

5 ACKNOWLEDGEMENT

The authors gratefully acknowledge financial support provided by the MEYS under the National Sustainability Programme I (Project LO1202) and by Technology Agency of the Czech Republic within the research project no. TE02000236 “Waste-to-Energy Competence Centre.

REFERENCES

Cook, E., Wagland, S. & Coulon, F. (2015) Investigation into the non-biological outputs of mechanical–biological treatment facilities, *Waste Management* 46, 212-226.

Ferdan, T., Šomplák, R., Zavíralová, L., Pavlas, M. & Frýba, L. (2015) A waste-to-energy project: A complex approach towards the assessment of investment risks. *Applied Thermal Engineering* 89, 1127-1136.

Jank, A., Müller, W., Schneider, I., Gerke, F. & Bockreis, A. (2015) Waste Separation Press (WSP): A mechanical pretreatment option for organic waste source separation. *Waste Management* 39, 71-77.

Martinez-Sanchez, V., Hulgaard, T., Hindsgaul, C., Riber, C., Kamuk, B. & Astrup, F.T. (2016) Estimation of marginal costs at existing waste treatment facilities. *Waste Management* 50, 364-375.

Pavlas. M., Šomplák, R., Zavíralová, L. & Stehlík, P. (2016) Unique complex tools supporting decision-making in waste management. In: *Proceedings of the 6th International Conference on Engineering for Waste and Biomass Valorisation.* Albi, France.

Šomplák, R., Ferdan, T., Popela, P. & Pavlas, M. (2013) Waste-to-energy facility planning under uncertain circumstances. *Applied Thermal Engineering* 61(1), 106-114.

Šomplák, R., Pavlas, M., Kropáč, J., Putna, O. & Procházka, V. (2014) Logistic model-based tool for policy-making towards sustainable waste management. C*lean Technologies and Environmental Policy* 16, 1275-1286.

Stehlík, P. (2016) Up-to-Date Waste-to-Energy Approach: From Idea to Industrial Application, *Springer Briefs in Applied Sciences and Technology*. Springer, Heidelberg, Germany.

Thiel, S. & Thomé-Kozmiensky, K.J. (2011) Mechanical-Biological Waste Treatment – Process Concepts, Technology, Problems. In: Thomé-Kozmiensky K.J. & Pelloni L.: *Waste Management,* Volume 2. Neuruppin: TK Verlag Karl Thomé-Kozmiensky, 407-430.

VIVIS Verlag (2016) *English Books about Waste Management.* TK Verlag Karl Thomé-Kozmiensky, Neurupin, Germany. Accessed July 25, 2016. Available online: http://www.vivis.de/index.php?option=com_content&view=category&layout=blog&id=56&Itemid=78.

Zavíralová, L., Šomplák, R., Pavlas, M., Kropáč, J., Popela, P., Putna, O. & Gregor, J. (2015) Computational system for simulation and forecasting in waste management incomplete data problem. *Chemical Engineering Transactions* 45, 763-769.

File: 1.18

Kunststoffrecycling im Automotivsektor – Chance oder Illusion?

D. Schönmayr
Karl-Franzens-Universität Graz, Institut für Geographie und Raumforschung & Institut für Systemwissenschaften, Innovations- und Nachhaltigkeitsforschung, Graz, Österreich sowie Business Upper Austria – OÖ Wirtschaftsagentur GmbH, Umwelttechnik-Cluster, Linz, Österreich

KURZFASSUNG: Kunststoffe im Automotivsektor sind im Sinne der Nachhaltigkeit umstritten. Einerseits sind Kunststoffe eine Lösung, um die Umweltbelastung während der Lebensphase eines Autos durch Leichtbau zu verringern. Andererseits verursacht die steigende Automobilkunststoffproduktion multilaterale Umweltschäden. Mit einem starken Anstieg des Kunststoffanteils im Fahrzeug, und einer geringen Verwendung von ökologisch nachhaltigeren Kunststoffrezyklaten zeigt sich, dass Recycling im Automotivsektor nur kärglich implementiert ist, bedingt durch schwächere Materialeigenschaften und unzureichend verfügbare Mengen. Jedoch werden die wirtschaftlichen und ökologischen Vorteile von Kunststoffrecycling erkannt und die Industrie setzt sich höhere Ziele hinsichtlich Kreislaufwirtschaft. Darüber hinaus ist ein hochqualitativer Kunststoffkreislauf technisch bereits möglich, der eine Chance für die Industrie darstellt, weil die Konsumenten immer stärker auf die Nachhaltigkeit von Produkten achten. Der stärkste Hebel, um die Nachhaltigkeit in diesem System zu steigern, ist die Politik und die Nachfrage des Endkonsumenten. Kunststoffrecycling im Automotivsektor steckt noch in den Kinderschuhen, doch ist es voller Potential, selbst für andere Branchen.

1 EINLEITUNG

Automobiler Leichtbau und ökologische Nachhaltigkeit haben die Tendenz, sich gegenseitig auszuschließen. In einer holistischen Studie über Kunststoffrecycling im Automotivsektor (Schönmayr 2016), auf der dieser Beitrag basiert, wurde u.a. mittels einer europaweiten Umfrage erhoben, dass der Trend zum Leichtbau einen noch stärkeren Anstieg des Kunststoffanteils inklusive Kunststoffverbundwerkstoffen im Automobil bewirkt, als bisher vermutet. Darüber hinaus werden aktuell Neukunststoffe besonders bevorzugt verwendet, wodurch Erdöl mit einhergehenden Umweltschäden für die Kunststoffproduktion extrahiert wird. Zusätzlich werden Altkunststoffe aus Altfahrzeugen in erster Linie thermisch verwertet, deponiert und exportiert (European Commission et al. 2011), (European Parliament & Umweltbundesamt GmbH 2010). Recycling ist demnach eine der großen Herausforderungen für die Automobilindustrie (Weill et al. 2012).

2 AUTOMOTIVKUNSTSTOFFE UND RECYCLING – EIN WIDERSPRUCH?

Der Status quo manifestiert sich in der Illusion der ökologischen Nachhaltigkeit bei Automotivkunststoffen. Doch zukünftig ist Recycling eine Chance für diesen Industriezweig. Im Folgenden wird dazu ein Überblick über die Befragung von Experten der Automobil-, Neukunststoff-, und Recyclingbranche sowie Wissenschaft und Forschung (Schönmayr 2016) dargebracht.

2.1 Die Illusion: Nachhaltigkeit bei Automotivkunststoffen

Der Anstieg von Kunststoffen im Kraftfahrzeug ist zukünftig noch signifikanter als bisherige Prognosen voraussagten. 65 % der Befragten gehen demnach von einem Kunststoffanteil im Jahr 2020 von mindestens 21 % aus, im Vergleich zu 2010 mit 16 % (Weill et. al. 2012). Demgegenüber steht die durchschnittliche Verwendung von recycelten Kunststoffen, die aktuell unter

11 % liegt, laut 63 % der Befragten.

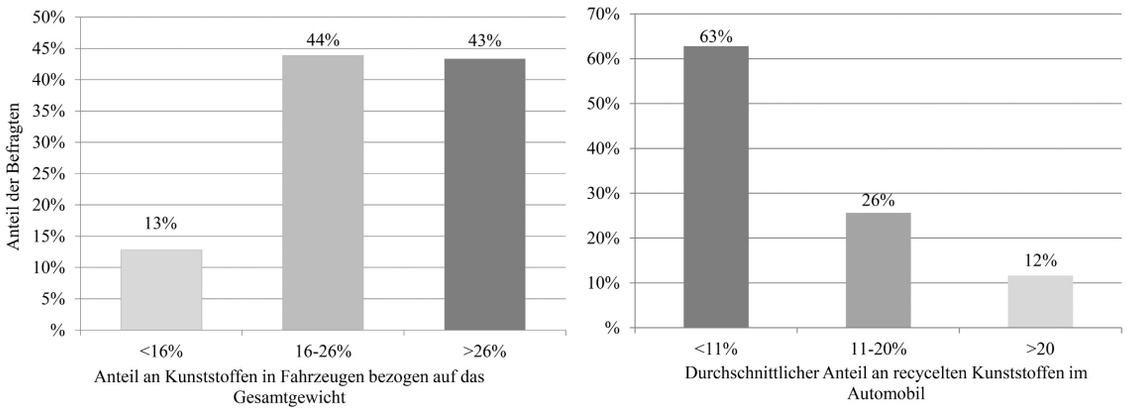


Abb. 1: (links) Kunststoffanteil in Neufahrzeugen in Europa 2020 (n = 180); (rechts) Kunststoffrezyklatanteil in Neufahrzeugen (n = 43).

Die Gründe für die Verwendung von recycelten Kunststoffen sind primär wirtschaftlicher Natur. Die Kosten, Marketingvorteile, und die Nachfrage vom Endkonsumenten sind die drei wichtigsten Faktoren, laut Unternehmen, welche Rezyklate einsetzen. Die Hindernisse für den Kunststoffrezyklateinsatz gründen sich primär in der Materialperformance, der Homogenität und den verfügbaren Mengen, laut Unternehmen, welche keine Rezyklate einsetzen. Spannend hierbei sind die verfügbaren Mengen, die positiv und gleichzeitig negativ bewertet wurden, woraus man auf die unterschiedlichen Erfahrungen und Zugänge zum Rezyklatmarkt bei Unternehmen schließen kann.

Tab. 1: Die fünf Hauptgründe für und gegen den Einsatz von Kunststoffrezyklaten im Automotivsektor.

Gründe für den Rezyklateinsatz	Gründe gegen den Rezyklateinsatz
1. Kosten	1. Performance/Eigenschaften
2. Marketingvorteile/CSR	2. Konstante Zusammensetzung
3. Nachfrage vom Endkonsumenten	3. Verfügbare Mengen
4. Verfügbare Mengen	4. Optische Empfindung
5. Rezyklierbarkeit	5. Anzahl an Rezyklatlieferanten

Beim Recycling von Automotivkunststoffen liegen die größten Herausforderungen bei der Quantität und Qualität des Inputmaterials, der Wirtschaftlichkeit, dem Markt für Rezyklate sowie der Materialdetektion und -separation.

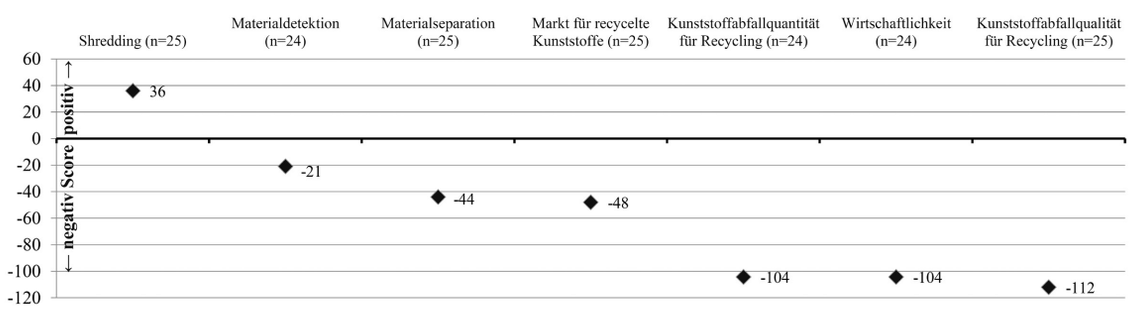


Abb. 2: Die Herausforderungen des Altautokunststoffrecyclings bewertet durch die Recyclingindustrie – SCORE.

2.2 Die Chance: Recycling und Einsatz von Rezyklaten

Die Steigerung der Nachhaltigkeit von Kunststoffen im Automobil über den gesamten Lebenszyklus ist laut den Befragten primär durch Recycling zu lösen. Dabei stehen recycelte Kunststoffe und Design for Recycling an erster Stelle, gefolgt vom Einsatz von Biokunststoffen, einer Redu-

zierung der Materialvielfalt und Kunststoffverbundwerkstoffen.

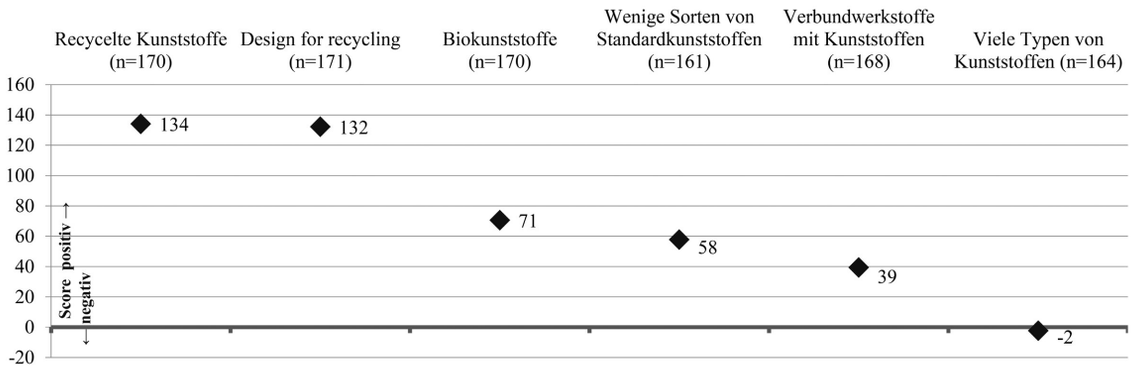


Abb. 3: Was denken Sie über die folgenden Kunststoffmaterialien und -Technologien und ihr Potential, um die Nachhaltigkeit über den gesamten Fahrzeuglebenszyklus zu steigern oder zu senken? – SCORE.

Recycling wird als zukünftige Chance für die Automobilindustrie erachtet. 93 % der Befragten bewerten eine Steigerung des Anteils an recycelten Kunststoffen im Automobil positiv (n = 150), 74 % sprachen sich auch für die zukünftige Nützlichkeit von Marketing mit recycelten Kunststoffen im Jahr 2020 aus (n = 162). Die Gründe für Rezyklate hinsichtlich der Nachhaltigkeitsaspekte liegen primär in der Ökologie (Ressourcenausbeutung und Abhängigkeit von fossilen Brennstoffen, CO_2-Emissionen im Kunststofflebenszyklus und Bodenverarmung durch Deponierung von Kunststoffen), als auch in den Materialkosten. Der finale Produktpreis ändert sich nicht, jedoch sinken die Qualität der Produkte und die Performance des Kunststoffes. Die Wettbewerbsfähigkeit von Kunststoffrezyklaten im Vergleich zu Neukunststoffen wird je nach Anwendungsbereich unterschieden. Die Mehrheit der Befragten erklärte, dass Rezyklate in zahlreichen (33 %) oder manchen Anwendungsgebieten (47 %) mit Neukunststoffen konkurrieren können. Weitere Experten erklärten, dass sich Rezyklate bereits in allen Anwendungsbereichen messen können (7 %), dass sie unsicher sind (7 %), oder Rezyklate für nicht wettbewerbsfähig erachten (7 %). Die drei stärksten Hebel, um die Verwendung von Kunststoffrezyklaten zu steigern, sind laut den Befragten primär politische Anreize und EU-Vorgaben, als auch die Nachfrage der Endkonsumenten.

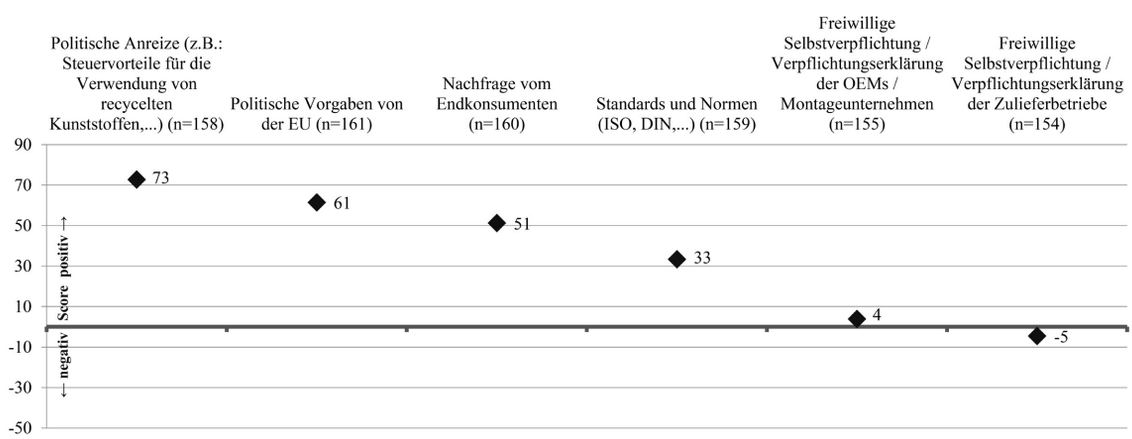


Abb. 4: Die besten Hebel im Jahr 2020 um die Verwendung von Kunststoffrezyklaten zu steigern – Score.

Aufbauend auf den genannten Ergebnissen wurden Lösungen in einem Expertenworkshop erarbeitet, mit dem Ziel Projekte und Vorschläge für die Politik abzuleiten. Dabei wurde mittels systemischer Konsensierung (Paulus et al. 2010) erarbeitet, dass der Bau eines Prototypen mit maximiertem Rezyklatanteil bei Kunststoffen zur Forschung in der Neufahrzeugproduktion zielführend ist. Zusätzlich soll das in-house Recycling von Produktionsabfällen sowie einer selektierten Rezyklierung von Altautokunststoffen in Abhängigkeit des Materialzustandes forciert werden. Speziell konventionelles mechanisches Recycling und rohstoffliches Recycling im Hochofen wurde als zielführend erachtet.

Tab. 2: Lösungen zur Nachhaltigkeitssteigerung bei Automobilkunststoffen (Zeithorizont bis 2020).

Rang	Lösung	Widerstands-punkte
1	Nischenlösung (Fahrzeugprototyp mit hohem Anteil an recycelten Kunststoffen)	2
2	Recycling von Produktionsabfällen und von ausgewählten Altautoteilen, abhängig von Zerlegbarkeit und Alter	4
3	Zertifizierung von KFZ (ökologisch, sozial, Rezyklatanteil...)	15
4	Entscheidungshilfe für Automobilproduzenten (Designer)	16
5	Vorgaben für Autohersteller (insb. für Konstrukteure) bezüglich Rezyklatanteil	18
6	Ehrliche Ökobilanz der (Auto-) Hersteller	21

3 WARUM RECYCLING EINE CHANCE FÜR DIE AUTOMOBILBRANCHE IST

Die Ergebnisse zeigen, dass die Kunststoffrecyclingbranche noch zahlreiche Herausforderungen bestreiten muss, speziell die Materialperformance und die Verfügbarkeit. Gleichzeitig wird Recycling und die Verwendung von Rezyklaten in Zukunft tiefer implementiert, da die Vorteile immer bedeutsamer werden. Dabei können nun positive Anreize und Vorgaben, die gemeinsam von den Industriebetrieben und der Politik entwickelt werden, wertvolle Impulse zur Steigerung der Kunststoffkreislaufwirtschaft schaffen. Zusätzlich braucht es große Leuchtturmprojekte, die an das Maximum der ökologischen Nachhaltigkeit gehen und das technisch Mögliche marktwirksam demonstrieren, in enger Kooperation zwischen den Akteuren entlang der gesamten Wertschöpfungskette (Baumgartner et al. 2009), vom Kunststoffproduzenten, dem Kunststoffverarbeiter, über den Automobilhersteller bis hin zum Recycler.

LITERATUR

Baumgartner, R.J., Biedermann, H. & Zwainz, M. (2009) *Öko-Effizienz: Konzepte, Anwendungen und Best Practices* Vol. 3. München: Rainer Hampp Verlag.

European Commission, BIO Intelligence Service & AEA Energy and Environment (2011) *Plastic Waste in the Environment - Final Report.*

European Parliament & Umweltbundesamt GmbH (2010) *End of life vehicles: Legal aspects, national practices and recommendations for future successful approach.*

Paulus, G., Schrotta, S. & Visotschnig, E. (2010) *Systemisches Konsensieren: der Schlüssel zum gemeinsamen Erfolg.* Danke-Verlag.

Schönmayr, D. (2016) *Plastics Recycling in the Automotive Sector - Rethinking the Industry by Integrative Research and Holistic Solutions for Sustainable Management in the Automotive Plastics Production and Recycling System.* Dissertation, Karl-Franzens-Universität Graz.

File: 1.19

Elektrodynamische Fragmentierung von Elektroschrott

C. Iseli & M. Streicher-Porte
Fachhochschule Nordwestschweiz, Zentrum für Ressourceneffizienz ZEF, Windisch, Schweiz

R. Martino & S. Gaydardzhiev
University of Liège, GeMMe, Liège, Belgien

A. Weh
Selfrag AG, Application development, Kerzers, Schweiz

KURZFASSUNG: Durch den Einsatz von elektrodynamischer Fragmentierung (EDF) ist es nicht nötig, Material fein zu mahlen, es kann vielmehr durch seine selektive Auftrennung aufgeschlossen werden. Es konnte gezeigt werden, dass EDF fähig ist, Metall-/Plastik-Verbunde aufzutrennen. Diese Eigenschaft stellt für Recycling von Elektroschrott eine gewünschte Verbesserung dar. Untersuchungen dazu werden in diesem Bericht am Beispiel von Waste Electrical and Electronic Equipment (WEEE) und speziell an Leiterplatten aufgezeigt.
Die Versuche zeigen, dass EDF für verschiedenste Arten von Elektroschrott eingesetzt werden kann. Verschweißte Kompaktgeräte können zum Beispiel so weit geöffnet werden, dass die gewünschte Komponente freigelegt und entfernt werden kann.
Leiterplatten haben die Eigenschaft, dass bei kontinuierlich steigendem Energieeintrag zuerst die aufgebrachten Komponenten abgetrennt werden, bevor die Cu-Bahnen freigelegt werden. Bei noch höherem Energieeintrag wird die Leiterplatte schlussendlich zerkleinert und vollständig zerstört. Durch diese Entfrachtung der Leiterplatte kann ein metallreiches Konzentrat hergestellt werden.

1 EINLEITUNG

Steigende Energiepreise und die sinkende Verfügbarkeit von Primärressourcen haben zur Folge, dass die Rohstoffgewinnung effizienter gestaltet werden muss. Sekundärressourcen werden deshalb in Zukunft immer wichtiger. Eine solche “urbane Mine” stellen Verbundmaterialien, sog. WEEE (Waste Electrical and Electronic Equipment), dar. Die Schnelllebigkeit unserer Gesellschaft führt dazu, dass bestimmte Abfallströme von WEEE in Zukunft ansteigen, da die Technologie von Elektronikgeräten schnell veraltet und deshalb rasch ersetzt wird. Möglichkeiten, um diesem steigendem Abfallstrom entgegen zu wirken, sind eine Erhöhung der Lebensdauer oder ein verbessertes Recycling. Die Realität sieht heute aber anders aus: Immer mehr Geräte sind verschweißt, sodass sie nicht mehr geöffnet werden können. Dies hat zur Folge, dass Geräte bei einem Defekt einzelner Komponenten nicht repariert werden können und entsorgt werden müssen. Solche Geräte werden zudem immer kompakter und komplexer, sie enthalten oft bis zu 60 verschiedene Elemente (UNEP 2009). All dies erschwert das noch ohnehin wenig erforschte Recycling dieses Abfallstromes.

EDF ist eine innovative Zerkleinerungstechnologie, welche Materialien selektiv aufschließen kann. Dabei wird eine Hochspannungsentladung durch das zu behandelnde Material erzwungen. Der dadurch erzeugte Plasmakanal breitet sich entlang von Phasengrenzen verschiedener Materialien aus. Der Plasmakanal hat extrem hohe Druck- und Temperaturanstiege zur Folge, was zu einer selektiven Auftrennung des Materials führt, ohne dass dieses unnötig zerkleinert wird.

Es wurde getestet, wie gut sich diese Technologie für die Freilegung von Wertstoffen in Elektroschrott eignet. Das Ziel für das Anwenden von EDF ist, eine an Wertstoffen angereicherte Fraktion zu erhalten.

2 VORGEHEN UND RESULTATE

Für die Versuche wurde eine batchweise betriebene Anlage der Firma SELFRAG verwendet. Da es sich um eine Laboranlage handelt, konnten nur kleine Probenmengen prozessiert werden. Ein Vergleich mit einer kontinuierlichen Industrieanlage wird an dieser Stelle nicht gemacht. Veränderbare Prozessparameter sind folgende: Spannung (90 – 200 kV), Elektrodenabstand (10 – 40 mm), Frequenz (1 – 5 Hz) und die Anzahl der Entladungen.

Alle verwendeten Materialien stammen von einem Schweizer Recyclingbetrieb.

Es geht in den folgenden Abschnitten darum, aufzuzeigen, ob sich die verschiedenen Materialien für eine Behandlung durch EDF eignen.

2.1 Machbarkeitsstudie Elektroschrott

Verschiedene WEEE, welche einer Optimierung im Recyclingprozess bedürfen, wurden ausgewählt um Vortests durchzuführen. Das Ziel war die Identifikation jener Stoffströme, welche sich für eine Behandlung mittels EDF eignen. Eine der gesetzlichen Mindestanforderungen an die Entsorgung von WEEE ist das Entfernen von Batterien/Akkumulatoren und schadstoffhaltigen Kondensatoren (Art. 6 VREG). Deshalb ist die zur Beurteilung herangezogene Eigenschaft, die Fähigkeit, einen Metall-/Plastikverbund aufzulösen und die jeweils gewünschte Komponente freizulegen.

Neben den bisherigen Abfallströmen wie Computer, Stecker, Elektromotoren wurden auch künftig anfallende Kompaktgeräte wie Mobiltelefone, Datenlogger und andere untersucht.

In diesen Vorversuchen konnte bestätigt werden, dass sich EDF eignet, um solche Verbundmaterialien aufzutrennen. Gehäuse von Smartphones und anderen Kompaktgeräte konnten so weit geöffnet werden, dass verbaute Batterien resp. Akkus freigelegt wurden.

Bei Leiterplatten wurde festgestellt, dass durch den Einsatz von EDF die aufgelöteten Komponenten entfernt werden können. Diese Eigenschaft im nächsten Abschnitt vertiefter untersucht.

Verschraubte oder (metallisch) geschweißte Verbindungen (z.B. Harddisk, Kühlkörper, etc.) können nicht mittels EDF aufgetrennt werden.

2.2 Leiterplatten

Charakteristisch für Leiterplatten sind hohe Wertstoffkonzentrationen, aber auch eine hohe Heterogenität. Auf einer Leiterplatte sind viele unterschiedliche Komponenten angebracht: Anschlüsse, Kontakte, Kondensatoren, Chips, Prozessoren, Kühlkörper, etc. Diese Komponenten bestehen hauptsächlich aus Metall. Das Board der Leiterplatten hingegen besteht aus einem Epoxidharz. In Versuchen konnte beobachtet werden, dass darin vier bis sechs leitende Kupferbahnen eingebettet sind. Folglich ist der Großteil der wertvollen Metalle in den Komponenten zu finden, wobei Cu angereichert in den Leiterplatten zurückbleiben wird. Um dieses Verhalten zu verifizieren, werden Analysen des Metallgehalts anhand folgender Metalle durchgeführt: Cu, Au, Ag, Pd und Pt.

Die Herkunft der Leiterplatten hat einen großen Einfluss auf den absoluten Metallgehalt. Leiterplatten aus Mobiltelefonen enthalten bis zu 20 verschiedene Metalle, welche 35 – 40 % des Gewichts ausmachen (Wu et al. 2008). Leiterplatten aus einem Computer enthalten 20,2 % Cu, wobei Leiterplatten aus Mobiltelefonen 34,5 % Cu enthalten (Yamane et al. 2011).

Folgende Metallgehalte können von Leiterplatten erwartet werden: 26,8 % Cu, 80 ppm Au, 3300 ppm Ag (Cui & Zhang 2008).

Für die Versuche wurden high-grade Leiterplatten aus einem Computer sorgfältig mittels Wasserstrahl zu Stücken von vier mal vier Zentimeter zerkleinert. Dies war eine optimale Größe um sie mit der SELFRAG LAB zu behandeln und garantierte konstante Prozessparameter. Diese Fragmente wurden batchweise, mit immer steigendem Energieeintrag behandelt.

Es wurde festgestellt, dass durch den Einsatz von EDF, zuerst die Komponenten von der Leiterplatte abgetrennt werden (Stufe 1). Mit steigendem Energieeintrag wurden anschließend die Kupferbahnen aufgetrennt (Stufe 2) bevor dann eine starke Zerkleinerung und Zerstörung des Boards eintrat (Stufe 3). Die Beurteilung dieser Zustände wird visuell vorgenommen. Um die Ergebnisse vergleichen zu können, wurden gleiche Leiterplattenfragmente mit einer Hammermühle auf

< 10 mm gemahlen.

Prozessparameter: Für Stufe 1 und 2 wurden 12 Fragmente und für Stufen 3 je 15 Fragmente gleichzeitig prozessiert. Damit wird sichergestellt, dass die Prozesszone ausreichend befüllt ist und so die Entladung über die Leiterplatten geschieht.

Die weiteren Prozessparameter sind folgende: Spannung 150 kV für Stufe 1 resp. 180 kV für Stufe 2 und 3, Frequenz 5 Hz, Elektrodenabstand 40 mm.

Das Prozesswasser wird nach dem Prozess jeweils gefiltert, um daraus die sogenannte Feinfraktion zu gewinnen. Einige Stoffe waren danach immer noch im Prozesswasser gelöst. Dadurch stieg dessen Leitfähigkeit kontinuierlich an, was dazu führte, dass der Prozess gehemmt wurde und das Prozesswasser ausgetauscht werden musste. Da für die Laboranwendung keine Wasseraufbereitung zur Verfügung stand, war der Wasserverbrauch relativ hoch. Bei einem großtechnischen Einsatz von EDF würde das Prozesswasser so weit aufbereitet werden, dass es im Kreislauf geführt werden kann.

Tab. 1: Zusammenfassung der Versuche (Stufe 1: Entfernen der Komponenten; Stufe 2: Auftrennen der Kupferschichten in der Platte; Stufe 3: Zerkleinerung und Zerstörung des Boards).

Stufe	1	2	3
Energieverbrauch* [kWh/t]	68	540	1184
Input	Fragmente einer intakten Leiterplatte	Fragmente ohne Komponenten aus Stufe 1	Fragmente ohne Komponenten aus Stufe 1
Output	• Fragmente ohne Komponenten • Komponenten • Feinfraktion • Prozesswasser	• leicht zerkleinerte Fragmente mit aufgeschlossener Cu-Leiterbahn • Feinfraktion • Prozesswasser	• stark zerkleinerte Fragmente • Feinfraktion • Prozesswasser

*) Der Energieverbrauch wurde am Display der SELFRAG LAB abgelesen und ist materialabhängig. Der verwendete Batch-Prozess braucht mehr Energie als eine kontinuierliche Anlage (Selfrag – Persönliche Mitteilung).

Es wurde die Partikelgrößenverteilung der behandelten Leiterplatten analysiert. Es zeigt sich, dass Stufe 2 wesentlich mehr intakte Fragmente (zu vier mal vier Zentimeter) enthält als Stufe 3. Das bedeutet, dass bei Stufe 2 hauptsächlich die Freilegung der leitenden Cu-Schichten stattfindet, ohne das Board unnötig zu zerkleinern. Das entspricht dem gewünschten Zustand.

Leachingversuche ergaben, dass EDF behandelte Leiterplatten der Stufe 2 denselben Kupferfreisetzungsgrad aufweisen, wie die mit einer herkömmlichen Hammermühle < 10 mm zerkleinerten. Der Unterschied liegt aber darin, dass die Leiterplatten der EDF Stufe 2 diesen Freisetzungsgrad erreichen, ohne dass die Leiterplatten stark zerkleinert werden müssen.

Eine Behandlung der Leiterplatten nach EDF Stufe 3 bringt einen enormen Energieaufwand mit sich, weshalb Stufe 3 im aktuellen Projekt nicht weiter vertieft wird.

Durch das Abtrennen der Komponenten auf der Leiterplatte kann eine Komponentenfraktion mit hoher Konzentration an Ag, Au und Pd erzeugt werden. In den unbestückten Leiterplatten wird die Konzentration an Cu erhöht. Wie stark diese Aufkonzentrierung und damit die Wertsteigerung ist, wird noch untersucht. Durch weitere mechanische Sortierung könnten verbleibende, wertmindernde Stoffe wie z. B. Plastik, Al-Kühlkörper oder andere NE-Metalle abgetrennt werden, wodurch der Wert dieses Metallkonzentrats zusätzlich erhöht würde.

Erste Analysen zeigen, dass die Feinfraktion zwar relativ leicht ist, aber einen sehr hohen Metallgehalt an Cu, Au, Ag und Pd aufweist. Es wird vermutet, dass oberflächliche Kontakte durch EDF leicht abgetrennt werden und ins Prozesswasser gelangen. Diese Feinfraktion kann durch Filtration aus dem Prozesswasser isoliert werden.

Analysen des Prozesswassers zeigten, dass sich keine organischen Stoffe darin anreichern. Vorstellbar ist, dass sich bei einer Kreislaufführung des Prozesswassers organische Komponenten im

Wasser anreichern. Mögliche solcher Quellen sind Elektrolytlösungen von Kondensatoren oder sonstige organische Bestandteile der Platten. Abwassertoxizitätstests stehen noch aus. Weiter wurde das Prozesswasser auf folgende Metalle untersucht: Cu, Au, Ag, Pd. Es konnte nur Kupfer in einer niedrigen Konzentration nachgewiesen werden.

3 SCHLUSSFOLGERUNG

Es konnte gezeigt werden, dass der Einsatz von EDF für das Recycling von Elektroschrott möglich ist. Verbunde zwischen Metallen und Kunststoffen können mittels EDF selektiv aufgeschlossen werden. Dadurch lassen sich gewünschte Komponenten, wie zum Beispiel verbaute Leiterplatten oder Batterien freilegen.

Bei Leiterplatten führt ein kontinuierlich steigender Energieeintrag zu verschiedenen Stufen: Entfernung von Komponenten, Auftrennen von Cu-Schichten in der Leiterplatte und die komplette Zerkleinerung und Zerstörung der Platte. Diese Zustände unterscheiden sich im Energieeintrag relativ stark, weshalb die unterschiedlichen Zustände gut reproduzierbar sind.

Das Abtrennen der Komponenten führt zu einer Anreicherung von Metallen in der Komponenten- und Feinfraktion. Die erhaltenen, metallreichen Fraktionen können durch anschließende mechanische Trennung noch weiter angereichert werden. Das so erhaltene Konzentrat wird dann hydro- oder pyrometallurgisch weiter verarbeitet.

Der gezeigte Energieverbrauch soll erste Tendenzen andeuten, und nicht als absolute Größe verstanden werden. Beim Einsatz einer kontinuierlichen Anlage kann ein niederer Energieverbrauch erwartet werden.

4 ABKÜRZUNGEN

EDF: Elektrodynamische Fragmentierung.
FHNW: Fachhochschule Nordwestschweiz.
NE-Metall: Nichteisenmetall.
PWB: Printed Wiring Board (Leiterplatte).
ULg: Universität Liège.
WEEE: Waste Electrical and Electronic Equipment (Elektroschrott).

LITERATUR

Art. 6 (2005) der *Verordnung über die Rückgabe, die Rücknahme und die Entsorgung elektrischer und elektronischer Geräte* (VREG) vom 23.08.2005, SR 814.620.

Cui, J. & Zhang, L. (2008) Metallurgical recovery of metals from electronic waste: A review. *Journal of Hazardous Materials* 158, 228-256.

UNEP (2009) Recycling From E-Waste to Resources. *Sustainable Innovation and Technology Transfer Industrial Sector Studies*, 6.

Wu, B.Y., Chan, Y.C., Middendorf, A., Gu, X. & Zhong, H.W. (2008) Assessment of toxicity potential of metallic elements in discarded electronics: A case study of mobile phones in China. *Journal of Environmental Sciences* 20, 1403-1408.

Yamane, L.H., Tavares de Moaraes, V., Crocce Romano Espinosa, D. & Alberto Soares Tenório, J. (2011) Recycling of WEEE: Characterization of spent printed circuit boards from mobile phones and computers. *Waste Management* 31, 2553-2558.

File: 1.20

Kann sich die Behandlung von Kühl- und Gefriergeräten mit den eingesetzten Treibgasen ändern?

M. Samhaber, M. Bartmann & M.A. Pollak
wpa Beratende Ingenieure GmbH, Wien, Österreich

KURZFASSUNG: Der Anteil an VFC-haltigen Kühl- und Gefriergeräten in den Abfallströmen ist rückläufig und liegt derzeit nur noch bei 50 %. Schon 1997 erfolgte die Umstellung von Fluorkohlenwasserstoffen (VFC) auf Kohlenwasserstoffe (VHC) als Treib- und Isoliergase welche ein wesentlich geringeres Treibhauspotential (THP) aufweisen. Der aktuelle Stand der Technik bei den Behandlungsverfahren ist noch ausschließlich auf die technischen Anforderungen, die sich aus der Abtrennung der VFC-Gase ergeben, ausgelegt. Im Rahmen von praxisnahen Behandlungsversuchen wird den Optimierungsmöglichkeiten eines alternativen nicht gekapselten Behandlungsverfahrens nachgegangen. Die Versuchsergebnisse zeigen, dass Energieeinsparungen im Ausmaß von 29 % und eine um 12,6 % verbesserte THP-Bilanz im Vergleich zu einem Verfahren am "Stand der Technik" möglich sind. Für den Einsatz im industriellen Regelbetrieb sind Verfahren für eine fehlerfreie Detektion von Altgeräten mit ausschließlich VHC-geschäumten Isolierschäumen weiter zu entwickeln sowie überprüfbare Anlagenkonfigurationen durch praxisnahe Parametrisierung und Indikatoren zu definieren.

1 EINLEITUNG

In Österreich werden jährlich rund 275.000 Kühl- und Gefriergeräte (KGG) als Abfälle erfasst (EAK 2014). Die Behandlung dieser Altgeräte erfolgt in zwei Stufen. Nach Absaugung des Kältemittels und Kompressoröls sowie Demontage der Kompressoren (Stufe 1) werden die Geräte in gekapselten Anlagen mechanisch zerkleinert. Die Isolationsschäume werden aufgemahlen und die Treibmittel (VFC und VHC) aus der Prozessluft durch Kondensation zurückgewonnen (Tesar & Öhlinger 2009).

Seit dem Verbot VFC-haltiger Treibmittel ab 1997 setzt die Industrie auf VHC als Treib- und Isoliergas (im wesentlichen Isobutan und Cyclopentan). Damit ändert sich auch die Zusammensetzung der Geräte in den Abfallströmen (Laner & Rechberger 2006). Der Anteil an VFC-geschäumten Kühlgeräten liegt derzeit nur mehr bei etwa 50 % und wird Prognosen zufolge bis 2020 nahezu vollständig verschwunden sein. In geschlossenen Anlagen entsteht bei der Behandlung von VHC-geschäumten Geräten ein erhebliches Explosionsrisiko, welches durch Zufuhr von Inertgas (meist Stickstoff) kontrolliert werden muss (Dell et al. 2015).

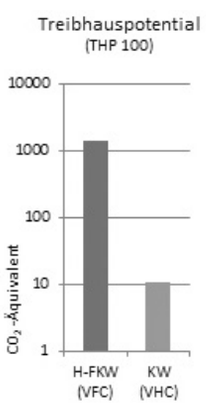


Abb. 1: : Treibhauspotential der in Kühl- und Gefriergeräten eingesetzten Treibmittel.

Der wesentliche stoffliche Vorteil von VHC, nämlich die Verringerung des Treibhauspotentials um den Faktor 100, findet bislang keinen Niederschlag in den Verfahren zur Behandlung der Altgeräte.

2 KONZEPT UND ZIELE DER STUDIE

Ein alternatives Behandlungsverfahren soll den Zusammenhang zwischen Polyurethan (PUR, Isolierschaum)-Korngröße und VHC-Bindung in den Schaumteilchen nutzen (Hornberger & Janusz 2005). Dabei sollen > 90 % der Isoliergase in den PUR-Schaumteilen zurückgehalten werden („Foam Capturing“) und die PUR-Teile vom Stoffstrom abgetrennt und einer thermischen Behandlung zugeführt werden.

Mit praxisnahen Batch-Versuchen in einem speziellen, nicht gekapselten Shredder für Elektro- und Elektronikaltgeräte soll die Umsetzbarkeit geprüft und die Auswirkungen dieser Anpassung im Hinblick auf die Klimarelevanz dargestellt werden.

Das alternative Verfahren verzichtet entgegen den bestehenden Behandlungstechniken auf eine gekapselte Anlagenführung, Treibmittelrückgewinnung und Matrixentgasung. Ziel ist, Kühl- und Gefriergeräte so energieeffizient wie möglich, bei gleichzeitig optimiertem Materialaufschluss für das Recycling und Einhaltung relevanter Abluftgrenzwerte zu behandeln. Das getestete Verfahren zielt darauf ab, durch einen optimierten Zerkleinerungsprozess, den größtmöglichen Anteil an VHC in schaumgebundener Form direkt im PUR zu erfassen.

3 METHODEN

Die Datengrundlage bilden drei Batchversuche mit insgesamt 586 Stück ausschließlich VHC-geschäumten Kühl- und Gefriergeräten, welche bereits die erste Behandlungsstufe durchlaufen haben. Aus jedem Altgerät wurden vor der Behandlung Isolierschaumproben entnommen und mittels Gaschromatografie der analytische Nachweis erbracht, dass ausschließlich VFC-freie Kühlgeräte den Behandlungsprozess durchlaufen.

Die Zerkleinerung der Kühl- und Gefriergeräte erfolgte in einem nicht gekapselten Hammershredder für Elektro- und Elektronikaltgeräte. Durch Variation der Umdrehungsgeschwindigkeit, der Fremdluftzufuhr und der Beschickungsrate wurde der Prozess hinsichtlich PUR-Stückigkeit im Austrag optimiert.

Die Abluft im Shredderraum sowie in den Sortiereinrichtungen wird durch ein Saugzuggebläse erfasst und der hohe Luftstrom (55.000 Bm³/h) verhindert das Entstehen explosionsfähiger Atmosphären.

Die Parameter TOC- und Staubemissionen, Ablufttemperatur und Abluftvolumenstrom wurden über den gesamten Versuchszeitraum messtechnisch erfasst.

Die Zusammensetzung des Outputmaterials sowie die PUR-Korngrößenverteilung wurden mittels Sortieranalyen qualifizierter Stichproben bestimmt. Mit dem adaptierten Emissionsmodell nach (Hornberger & Janusz 2005) und der ermittelten PUR-Korngrößenverteilung wurden die VHC-Emissionen berechnet und mit den gemessenen TOC-Gehalten in der Abluft verifiziert.

Die Effizienz des Verfahrens wurde mittels Massen- und Energiebilanzen bewertet.

4 ERGEBNISSE

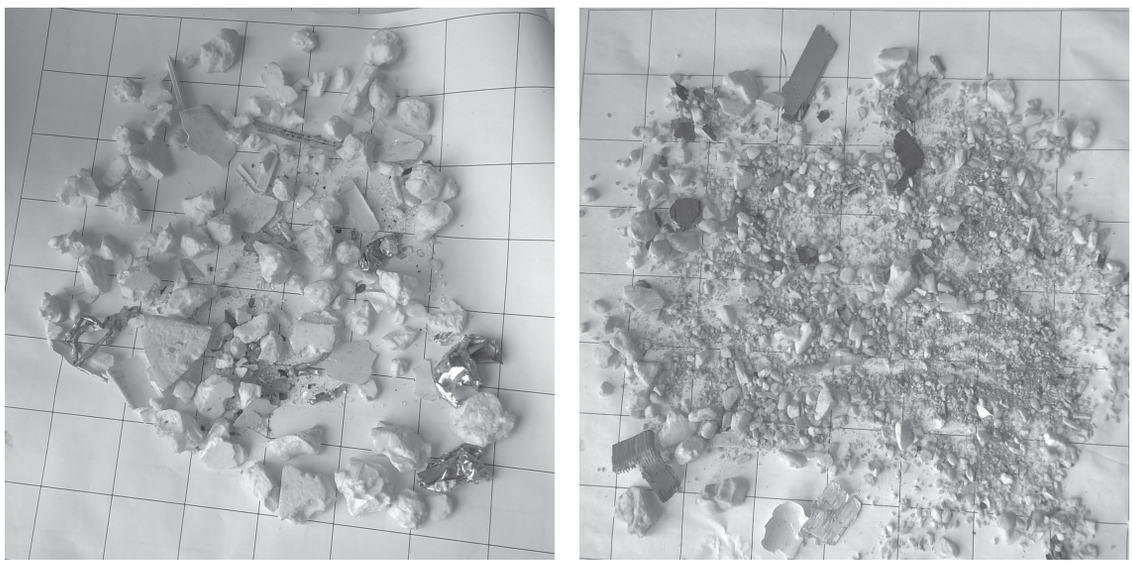


Abb. 2: Probe aus der NE-Fraktion (links) und der Leicht-Fraktion (rechts); Raster 10 x 10 cm.

In Abhängigkeit der Shredderkonfiguration (Umdrehungsgeschwindigkeit, Fremdluftzufuhr) und der Beschickungsrate (eins bis vier Geräte pro Minute) wurden Erfassungsquoten von 85-94 % des VHC-Inputs erreicht. Die aus dem Emissionsmodell berechnete VHC-Freisetzung konnte mit den Abluftmessungen bestätigt werden.

Als geeigneter Prozess-Indikator für die VHC-Erfassung kann die PUR-Korngrößenverteilung herangezogen werden: Werden mehr als 65 % des PUR in einer Korngröße > 20 mm ausgetra-gen, liegt die VHC-Erfassungsquote bei 90 %.

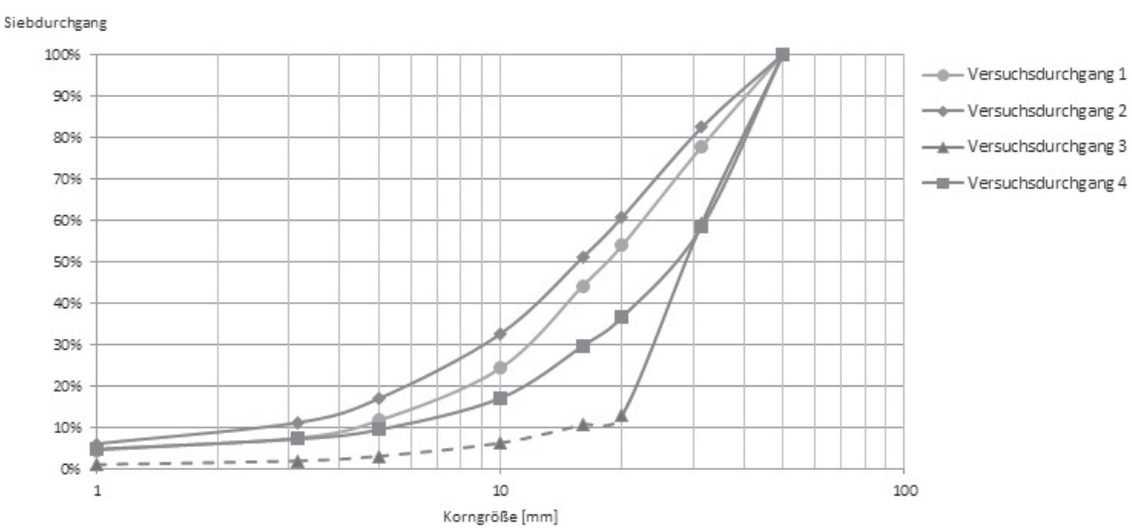


Abb. 3: Beispielhafte PUR-Korngrößenverteilungen bei unterschiedlichen Anlagenkonfigurationen (strichlierte Linie: die Verteilung der Korngrößen < 20 mm bei Versuchsdurchgang 3 basiert auf der mittleren Verteilung der vorange-gangenen Versuche).

Die Prozessbilanzen zeigen im Vergleich zur Behandlung in geschlossenen Anlagen Einsparungspotentiale von 29 % des Energieverbrauchs und von 12,6 % an klimarelevanten Emissionen (Treibhauspotential). Dies entspricht einer Einsparung von 0,73 kg CO_2-Äquivalent pro behandeltem Kühl- und Gefriergerät.

Im gesamten Behandlungsverfahren (Stufe 1 und Stufe 2) wird eine Verwertungsquote von 99,1 % erreicht (82,6 % stofflich, 16,5 % thermisch).

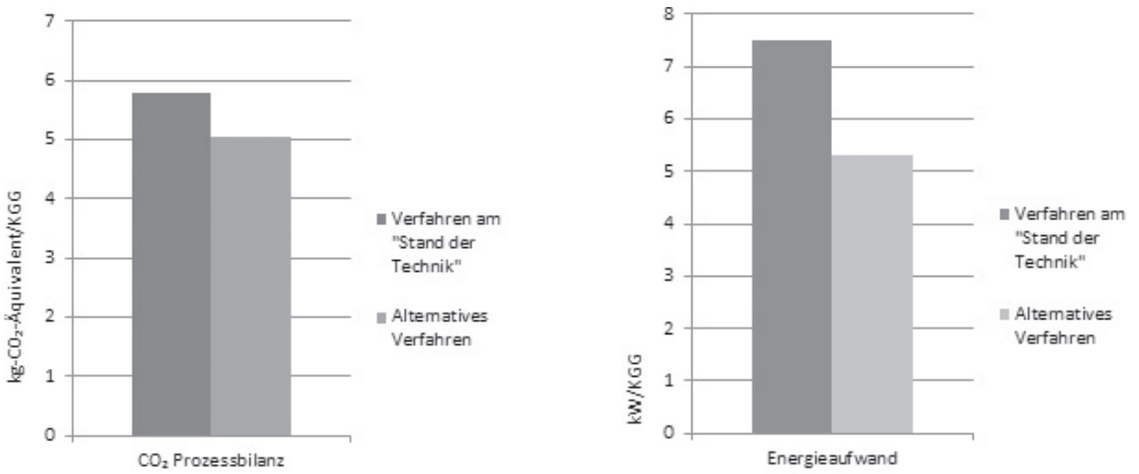


Abb. 4: Ergebnisse der Prozessbilanzierung.

5 SCHLUSSFOLGERUNG

Die Umstellung auf VFC-freie Treibmittel in den Isolierschäumen ermöglicht die Anpassung der Behandlungsverfahren unter Einhaltung relevanter Emissionsparameter bei Erreichung der geforderten Verwertungsquoten. Erste Ergebnisse aus praxisnahen Versuchen zeigen das mögliche Potential in Hinblick auf Energieeffizienz und klimarelevante Emissionen.

Unabdingbare Voraussetzungen für eine Anwendung des Verfahrens im Industriemaßstab sind die fehlerfreie Sortierung der Altgeräte sowie der Einsatz von Spezialshreddern, die eine reproduzierbare Anlagenkonfiguration auch im Regelbetrieb garantieren können. Die Möglichkeit der Einhaltung beider Voraussetzungen konnte im Versuchsbetrieb gezeigt werden. Für den industriellen Regelbetrieb sind jedenfalls weitere Optimierungen und Standardisierung erforderlich.

LITERATUR

Dell, T., Herzog, F. & Schulte, M. (2015) *Kühlschrank-Recycling verbessert.* Jetzt auch mit R12-Rückgewinnung. Gas aktuell 64. URL: http://www.laboplus.de/pdf/LABOplus_Anwendungen_ Kuehlgeraete.pdf [abgerufen am 01.03.2015].

EAK (Elektroaltgeräte Koordinierungsstelle Austria GmbH) (2014) *Kühl- und Gefriergeräte.* URL: http://www.elektro-ade.at/elektrogeraete-verwerten/kuehl-und-gefriergeraete/ [abgerufen am 11.04.2014].

Hornberger, M. & Janusz, G. (2005) *Analyse der Verwertungswege von Kohlenwasserstoffgeschäumten Kühlgeräten* [Projekt Nr. 271 616] ANLAGE 1 - Untersuchung des Treibmittelverlusten bei der Zerkleinerung von Polyurethanschäume aus Kühlgeräten. Nicht publizierte Projektbericht. Frankfurt/Main: Fraunhofer-Institut für Produktionstechnik und Automatisierung.

Laner, D. & Rechberger, H. (2006) *Technisch-naturwissenschaftliche Entscheidungsgrundlagen für die zielorientierte Behandlung von Alt-Kühlgeräten* (TEZLA). Nicht publizierte Projektbericht. Wien: Technische Universität.

Tesar, M. & Öhlinger. A. (2009) *Elektroaltgerätebehandlung in Österreich* - Zustandsbericht 2008. Report REP-0199. ISBN 3-85457-997-7. Umweltbundesamt GmbH, Wien. Als Download unter: http://www.umweltbundesamt.at/aktuell/publikationen/.

File: 1.21

Gewinnung von Wertkomponenten aus Stahlwerksreststoffen mit Hilfe des RecoDust-Prozesses

W. Reiter, B. Geier & F. Edler
K1-MET GmbH, Leoben, Österreich

K. Pilz
voestalpine Stahl GmbH, Linz, Österreich

H. Raupenstrauch
Montanuniversität Leoben, Lehrstuhl für Thermoprozesstechnik, Leoben, Österreich

KURZFASSUNG: Die anfallenden Stäube in der Eisen und Stahl erzeugenden Industrie beinhalten die Wertkomponenten Eisen und Zink. Das derzeit dominierende Wälzverfahren ist lediglich für hochzinkhältige Stäube geeignet, Stäube mit niedrigen Zinkgehalten müssen derzeit unter großen Kostenaufwand extern verwertet oder deponiert werden. Das RecoDust Verfahren ermöglicht die gleichzeitige Rückgewinnung von Zink und Eisen und schließt den Kreis zwischen der Stahl- und Zinkindustrie. Bei diesem Verfahren schmelzen die Stäube in einer unterstöchiometrisch betriebenen Erdgas/Sauerstoff-Flamme. Nach der Reduktion des Zinkoxides trennt sich das Zink vom Eisen bei einer Prozesstemperatur von 1.700 °C aufgrund selektiver Verflüchtigung. Nach zweijähriger Planungs- und Bauzeit einer Pilotanlage mit einer Kapazität bis zu 300 kg/h wurde mittels zehn Schmelzkampagnen das Verfahren hinsichtlich Produktqualität und spezifischen Energieverbrauch optimiert und die Prozessgrenzen für unterschiedliche Stäube bestimmt. Auf Basis der gewonnenen Prozessdaten und einer entwickelten Simulation wird ein Konzept für eine industrielle Großanlage entwickelt.

1 EINLEITUNG

In der Stahl erzeugenden Industrie fallen erhebliche Mengen an Rückständen wie Schlacken, Stäube und Schlämme an. Stäube treten dabei in einem mengenmäßigen Verhältnis von 15-22 kg/t Stahl auf und besitzen einen Eisengehalt von ca. 50 % und je nach Prozessroute und Schrottauswahl Zinkgehalte bis zu 30 % (Antrekowitsch 2009). Das Zink im Staub stammt aus den im LD-Prozess bzw. Elektrolichtbogenofen eingesetzten Schrottpaketen, welche u.a. aus verzinkten Stahlteilen wie Karosserieblechen aus der Automobilindustrie besteht. Aufgrund der stetig steigenden ökonomischen und ökologischen Anforderungen an die Stahlhersteller wird es immer lohnender, die in den Stäuben enthaltenen Wertkomponenten Eisen und Zink rückzugewinnen.

Die Entwicklung des RecoDust Prozesses eignet sich speziell für Stäube mit niedrigen Zinkgehalten, welche vorwiegend in integrierten Hüttenwerken anfallen. Nach zweijähriger Planungs- und Bauphase konnte die Anlage am Lehrstuhl für Thermoprozesstechnik im Jahr 2010 in Betrieb genommen werden und das Verfahren mit zehn Schmelzkampagnen bestätigt werden.

2 DER RECODUST PROZESS

Aus dem Elektrolichtbogenofen stammende Stäube weisen, aufgrund des höheren Schrottsatzes, einen höheren Zink-Gehalt als Stäube aus dem LD-Prozess auf. LD-Stäube unterschreiten den für einen Einsatz im Wälzprozess bevorzugten Zinkgehalt und eine interne Rückführung der Stäube auf die Hochofenroute ist hinsichtlich der maximalen Zinkfracht für optimale Betriebsbedingungen im Hochofen stark limitiert, wodurch eine vorhergehende Entfernung des Zinks notwendig ist.

2.1 Prozessbeschreibung

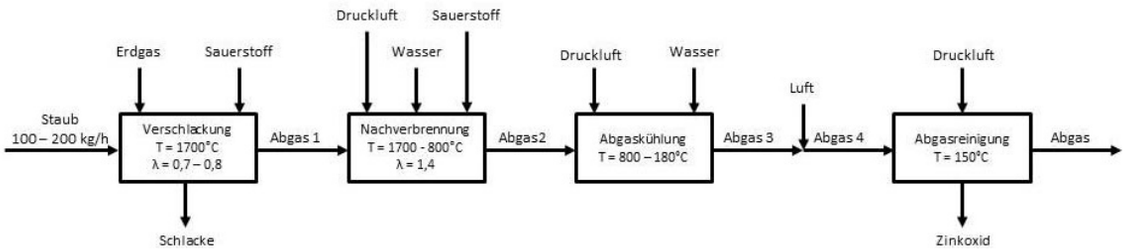


Abb. 1: Schaltbild des RecoDust Prozesses.

Der RecoDust Prozess besteht aus vier Teilschritten, im Ersten findet die Erschmelzung des Staubes mittels einer unterstöchiometrisch betriebenen Erdgas/Sauerstoff Flamme statt. In dieser reduzierenden Atmosphäre finden die Reduktion des Zinkoxides und die anschließende selektive Verflüchtigung statt. Die nicht flüchtigen Bestandteile sammeln sich als schmelzflüssige oxydische Phase am Boden des Reaktors. Im zweiten Prozessschritt wird der nicht vollständig verbrannte Abgasstrom nachverbrannt, woraufhin festes Zinkoxid ausfällt. Gleichzeitig wird mittels Eindüsung von Wasser und Druckluft eine Temperaturabsenkung auf 800 °C bewirkt. Die notwendige Temperaturabsenkung auf 150 °C vor der Abgasreinigung wird im dritten Prozessschritt, der Abgaskühlung, erreicht. Die Abtrennung des festen Zinkoxides erfolgt im vierten und letzten Prozessschritt mit einem Gewebefilter.

2.2 Produkte des RecoDust Verfahrens

Durch die Separation von Zink und Eisen mittels selektiver Verflüchtigung entstehen zwei marktfähige Produkte, wobei keinerlei weitere Rest- oder Deponiestoffe entstehen.

Durch den Eisengehalt von ca. 50 % kann die entstehende oxydische Phase im Hüttenwerk selbst als Kreislaufmaterial wieder eingesetzt werden und trägt somit zur Ressourcenschonung und Steigerung der Wertschöpfung am Hüttenstandort bei. Der entstehende zinkreiche Filterstaub mit Zinkoxidgehalten bis zu 90 % wird als ungewaschenes Zinkoxid bewertet und kann mit optionaler Sodalaugung an Zinkhütten der primären Zinkherstellung abgesetzt werden.

3 SCHLUSSFOLGERUNG BZW. AUSBLICK

Nach den bereits prozessierten Stäuben, Schlämmen und diversen Mischungen steht die Vorarbeit für eine industrielle Großanlage im Vordergrund. Hierzu sind ein Ausloten der Prozessgrenzen, das Einbinden von Wärmerückgewinnungssystemen sowie die Weiterverarbeitung der Produkte Filterstaub und Schlacke notwendig. Durch gezielte Simulationen gilt es die verschiedenen Prozesseinheiten weiter zu optimieren.

LITERATUR

Antrekowitsch, J. (2009) *Aufbereitung komplexer schwermetallhaltiger Reststoffe aus der Metallurgie.* Leoben, Austria: Montanuniversität Leoben.

File: 1.22

Stand der Technik der deutschen Rostaschenaufbereitung aus der Abfallverbrennung im Fokus der Mineralik

V. Enzner & K. Kuchta
TU Hamburg, Institut für Umwelttechnik und Energiewirtschaft, Hamburg, Deutschland

KURZFASSUNG: Abfallverbrennung stellt in Deutschland die Regelentsorgung für Restabfälle dar. Während die Rückgewinnung von Metallen aus den Rostaschen nach dem Stand der Technik eine Rückgewinnung von 7,7 % Eisen und 1,3 % NE erreicht und damit gut erschlossen ist, gibt es Probleme bei der Verwertung der Mineralik. Das Projekt OPTIMIN versucht bisherige und neue Verwertungswege für die Mineralik durch die Konditionierung der Rostaschen zu erreichen. Verschiedene Elutionsversuche mit unterschiedlichen W/F-Verhältnissen sind in bestehenden und neuen Rechtsvorschriften vorgesehen. Vergleichende Schüttelelutionsversuche im W/F zwei und zehn haben ergeben, dass die Werte für Chlorid übertragen werden können. Für Sulfat ein Faktor von zwei anzuwenden und für Chrom und Aluminium kein Zusammenhang zu erkennen ist. Weitere Untersuchungen sollen den Stoffstrom Rostasche vor allem in Hinblick auf die Verwendung im Projekt OPTIMIN weiter charakterisieren und die Übertragbarkeit aus verschiedenen Elutionsversuchen untersuchen.

1 EINLEITUNG

2013 wurden in Deutschland 24,8 Mio. Tonnen Abfall thermisch behandelt (Statistisches Bundesamt 2015), daraus resultiert etwa ein Viertel der Masse an Rostaschen nach der Verbrennung. Die Rostasche setzt sich zu etwa 9 bis 10 % aus Eisen- und Nichteisenmetallen, unter 1 % Unverbranntem und etwa 90 % Mineralik zusammen.

Während die Metallrückgewinnung unter einem hohem Technisierungsgrad durchgeführt wird, bestimmen sinkende Absatzmärkte und erschwerende gesetzliche Bestimmungen die Marktsituation für die mineralische Restfraktion. Das Projekt OPTIMIN beschäftigt sich u.a. mit der Ermöglichung neuer und bereits vorhandener Vermarktungswege.

Um den Ausgangspunkt der Restmineralik darzustellen soll zunächst für Deutschland der Stand der Technik dargelegt werden und das Projekt OPTIMIN vorgestellt werden. Nach der Darstellung der rechtlichen Situation insbesondere in Bezug auf die Einordnung bzgl. der Schadstoffcharakteristik werden einige Versuchsergebnisse gezeigt.

2 STAND DER TECHNIK DER ROSTASCHENAUFBEREITUNG

In einer Studie zum Stand der Technik und zur Bewertung der Ressourceneffizienz der Metallrückgewinnung aus Rostaschen für den EdDE (Kuchta & Enzner 2015) wurde mit Hilfe eines Fragebogens der Stand der Technik ermittelt. Im Ergebnis werden bei der Metallrückgewinnung aus Rostaschen heute 7,7 % Eisen mit in der Regel fünf Magnetscheidern und 1,3 % NE-Metalle mit fünf Wirbelstromabscheidern zurückgewonnen. Die Sieb-und Aufbereitungsgrenze liegt bei 2 mm. Die Aufbereitung findet im Durchschnitt bereits vier Wochen nach der Verbrennung statt. Neben unterschiedlichen Eisenfraktionen werden auch unterschiedliche NE-Metallqualitäten erzeugt und vermarktet.

3 OPTIMIN

Im Projekt OPTIMIN („Optimierung der stofflichen Verwertung mineralischer Rückstände aus der Abfallwirtschaft“) sollen ausgewählte Anteile der mineralischen Rostaschenrestfraktion Primärrohstoffe für den Straßenbau (z.B. Trag- und Frostschutzschichten unter Abdeckungen) und für die Zement-, Beton und Asphaltindustrie substituieren. Durch eine geeignete Kombination an nassen und trockenen Verfahrensschritten sollen Schadstoffe entfernt bzw. immobilisiert werden und ein bauphysikalisch guter Zuschlagsstoff bzw. Substitut geschaffen werden. Unter der Koordinierung der Stadtreinigung Hamburg (SRH) sind außerdem verschiedene Firmen aus Hamburg und Umgebung sowie von Forschungsseite die Bundesanstalt für Materialforschung und die TU Hamburg vertreten. Das Projekt ist vom BMBF innerhalb der Förderschiene KMU innovativ gefördert. Weitere Informationen sind auch dem Tagungsbeitrag von Herrn Lübben (SRH) zu entnehmen.

4 RECHTLICHE SITUATION

Bisher liegt die Regelungsgewalt für die Verwendung von Rostaschen als Ersatzbaustoff bei den Ländern. Die Länderarbeitsgemeinschaft Abfall LAGA gibt mit der letzten Aktualisierung von 2003 Regeln für Gesamtdeutschland vor, jedoch sind zusätzlich länderspezifische Regelungen zu beachten. Nach LAGA M20 kann Hausmüllverbrennungsasche (HMVA) als Baustoff der Klasse Z2 („eingeschränkter Einbau unter definierten technischen Sicherungsregeln“) genutzt werden, wenn die dort vermerkten Kriterien erfüllt werden. Der Analytikumfang erfordert sowohl Feststoffuntersuchungen wie Schüttelelutionsversuche nach DIN 12457-4 im Wasser-/Feststoffverhältnis (W/F) 10:1. Sobald eine Verwertung außerhalb der Deponie nicht mehr möglich oder gewollt ist, kommt die Deponieverordnung (DepV) zum Zuge. Dabei sind verschiedene Kriterien für die Deponieklassen (DK) 0, 1 und 2 oder als geologische Barriere zu erfüllen. Für die Einordnung sind Schüttelelutionsversuche nach DIN 12457-4 (W/F = 10) vorgeschrieben. Der jetzige Entwurf der Ersatzbaustoffverordnung/ Mantelverordnung (BMUB 2015) sieht für Rostaschen eine Einordnung nach HMVA-1 oder HMVA-2 vor. Als Eignungsnachweis ist ein ausführlicher Säulenelutionsversuch nach DIN 19528 vorgesehen. Dabei wird Eluat mit den W/F-Verhältnissen 0,3; 1,0; 2,0 und 4,0 gesammelt. Für werkseigene Produktionskontrollen und Fremdüberwachungen sind entweder Säulenkurztests nach DIN 19528 oder Schüttelversuche nach DIN 19529 möglich. Dieser Schüttelversuch ist im W/F = 2 durchzuführen. Die erweiterte Fremdüberwachung erfordert einen ausführlichen Säulenversuch. Sollte somit die Ersatzbaustoffverordnung unter diesen Bedingungen in Kraft treten, ist, wenn die Verwendung als Ersatzbaustoff nicht möglich ist, ein anderer Elutionsversuch notwendig um die Rostasche nach DepV zu klassifizieren.

5 UNTERSUCHUNGEN ZUR VERGLEICHBARKEIT VON W/F-VERHÄLTNISSEN

Das hier beschriebene Vorgehen dient der Untersuchung der Vergleichbarkeit verschiedener Elutionsverfahren sowie zur Charakterisierung von Inputmaterialien. Wie beschrieben ist nach neuer Ersatzbaustoffverordnung zur Werksüberwachung bzw. einfachen Fremdüberwachung auch ein Schüttelversuch nach DIN 19529 (W/F = 2) erlaubt. Diese Norm ist bis auf das W/F-Verhältnis der DIN 12457-4 (W/F = 10) vom Verfahren gleich.

5.1 Methodik

Es wurden Schüttelversuche im Überkopfschüttler nach DIN 19529 und DIN 12457-4 durchgeführt. In Versuchsreihen wurde die Vergleichbarkeit dieser beiden Verfahren auf verschiedene Parameter untersucht.

Dabei wurden drei verschiedene Rostaschen aus einer Rostaschenaufbereitungsanlage untersucht. Material a wurde bereits einmal vorher in einer anderen Anlage aufbereitet. Für Material b fand keine Voraufbereitung statt. Die Rostaschen stammen aus Hamburg. Die Elution wurde in verschiedenen Korngrößenfraktionen durchgeführt.

5.2 Ergebnisse und Diskussion

Abb. 1 zeigt vergleichende Untersuchungen für die Parameter Chlorid (links) und Sulfat (rechts). Für Chlorid wird deutlich, dass nach einer Umrechnung in die massebezogene Einheit [mg/kg] eine gute Vergleichbarkeit entsteht und vielen Fällen die gleiche Fracht eluiert wird. Für den Parameter Sulfat (Abb. 1 rechts) ist von 2:1 auf 10:1 ungefähr der Faktor zwei zu berücksichtigen.

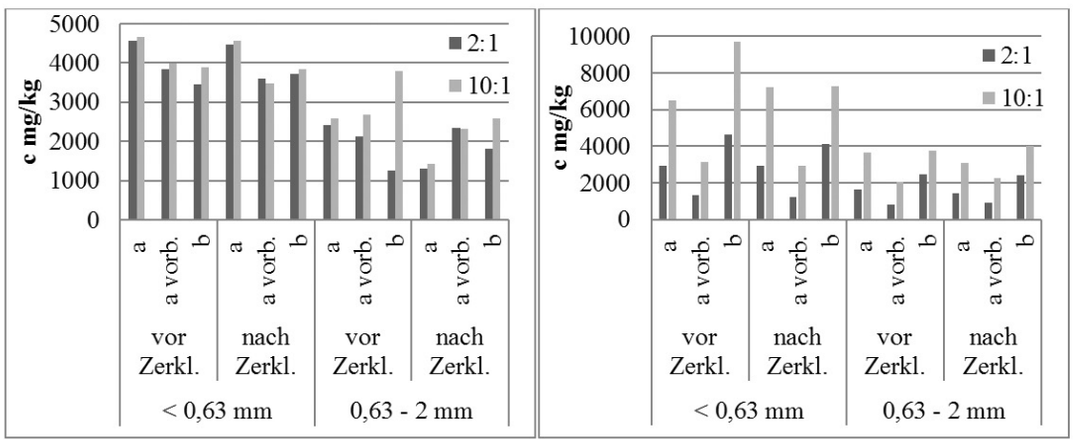


Abb. 1: Vergleichende Elutionsergebnisse im W/F 2 und 10 für Chlorid (links) und Sulfat (rechts).

Beim Vergleich für Chrom (Abb. 2 links) wird ein Faktor zwischen eins und zehn erreicht. Eine Übertragbarkeit ist hier nicht mehr gegeben. Noch deutlicher wird dies bei Aluminium (siehe Abb. 2 rechts) während bei der Elution im W/F = 10 zwischen 30 und 130 mg/kg ausgelaugt werden, erreicht das W/F = 2 1 bis 3 mg/kg.

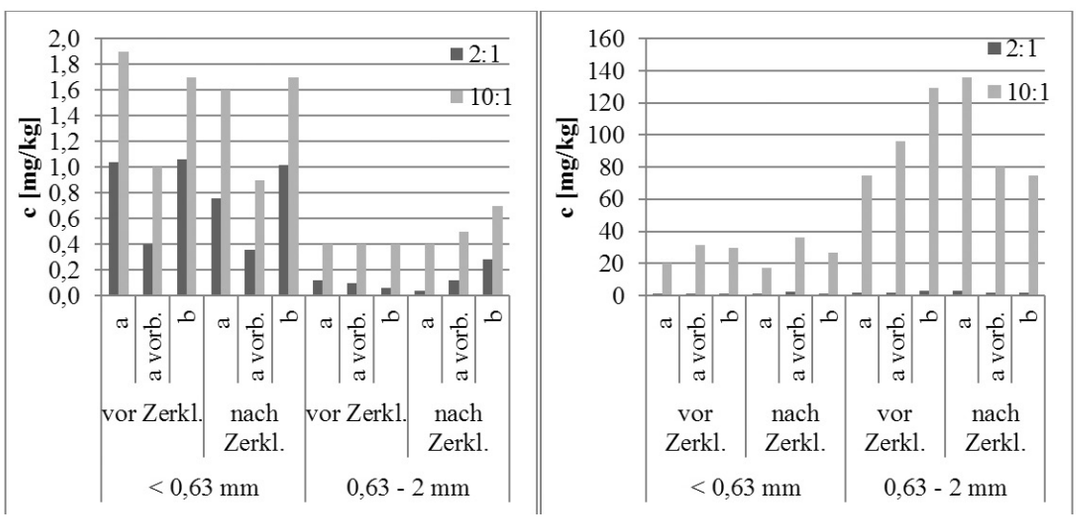


Abb. 2: Vergleichende Elutionsergebnisse im W/F 2 und 10 für Chrom (links) und Aluminium (rechts).

Insgesamt kann nach bisherigen Erkenntnissen der Wert für Chlorid übertragen werden. Für Sulfat kann von 2:1 auf 10:1 ein Faktor von zwei angewendet werden. Elutionsergebnisse können für Chrom und Aluminium nicht in andere W/F übertragen werden.

6 ZUSAMMENFASSUNG

Abfallverbrennung stellt in Deutschland die Regelentsorgung für Restabfälle dar. Während die Rückgewinnung von Metallen aus den Rostaschen nach dem Stand der Technik eine Rückgewinnung von 7,7 % Eisen und 1,3 % NE erreicht und damit gut erschlossen ist, gibt es Probleme bei der Verwertung der Mineralik. Das Projekt OPTIMIN versucht bisherige und neue Verwertungswege für die Mineralik durch die Konditionierung der Rostaschen zu erreichen. Länderspezifische Regelungen und die LAGA M20 sollen zukünftig von einer bundesweiten Ersatzbaustoffverordnung abgelöst werden. Kann keine Verwertung außerhalb der Deponie erfolgen fällt der Stoffstrom unter die Deponieverordnung. Verschiedene Elutionsversuche mit unterschiedlichen W/F-Verhältnisse sind vorgesehen. Vergleichende Schüttelelutionsversuche im W/F zwei und zehn haben ergeben, dass die Werte für Chlorid übertragen werden können. Für Sulfat ein Faktor von zwei anzuwenden ist und für Chrom und Aluminium ist leider kein durchgehender Zusammenhang zu erkennen. Da vor allem Chlorid und Sulfat kritisch im Stoffstrom Rostasche sind, lässt eine Übertragbarkeit Vorabschätzungen zu. Mit weiteren Versuchen sollen diese und andere Parameter weiteruntersucht werden. Zudem soll die Vergleichbarkeit mit Säulenversuchen eruiert werden. Auch mit den Zwischen- und Endprodukten aus OPTIMIN und Rostaschen aus anderen Abfallverbrennungsanlagen sollen diese Versuche durchgeführt werden. Hauptziel ist die Charakterisierung von Stoffströmen für OPTIMIN.

LITERATUR

Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit (BMUB) (2015) 3. Arbeitsentwurf: *Verordnung zur Festlegung von Anforderungen für das Einbringen oder das Einleiten von Stoffen in das Grundwasser, an den Einbau von Ersatzbaustoffen* und zur *Neufassung der Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung.* Germany: online verfügbar: www.bmub.bund.de. Zuletzt geprüft am 04.08.2016.

Kuchta, K. & Enzner, V. (2015) Metallrückgewinnung aus Rostaschen aus Abfallverbrennungsanlagen - Bewertung der Ressourceneffizienz. In: *EdDE - Entsorgergemeinschaft der deutschen Entsorgungswirtschaft*. Köln, Germany: EdDE-Dokumentation, 17.

Statistisches Bundesamt (Destatis) (2015) *Abfallentsorgungsanlagen 2013*. Wiesbaden, Germany: online verfügbar: https://www.destatis.de/DE/ZahlenFakten/GesamtwirtschaftUmwelt/Umwelt/UmweltstatistischeErhebun-gen/Abfallwirtschaft/Tabellen/TabellenAbfallentsorgungsanlagen.html;jsessionid=BA9F3DCBFE2D095A3723F478D7523983.cae4. Zuletzt geprüft am 17.12.2015.

Anforderungen an den emissionsarmen Betrieb von Kompostanlagen im Hinblick auf das BVT-Dokument

C. Rolland & J. Kuczewski-Poray
Wiener Umweltschutzabteilung – MA 22, Wien, Österreich

R. Siebenhandl
Abfallwirtschaft, Straßenreinigung und Fuhrpark – MA 48, Wien, Österreich

KURZFASSUNG: Auf europäischer Ebene wird derzeit das BVT (Beste Verfügbare Techniken) Dokument zur Abfallbehandlung überarbeitet. Dabei wird erstmals auch die Kompostierung berücksichtigt und der Stand der Technik für jene Kompostanlagen, welche unter die Industrieemissionsrichtlinie fallen, festgeschrieben. Vom Umweltbundesamt wurde dazu unter Einbindung von Stakeholdern und Anlagenbetreibern ein Bericht zum emissionsarmen Betrieb von Kompostanlagen erarbeitet, der als nationaler Beitrag Österreichs an das IPPC-Büro übermittelt wurde. Darin wird festgehalten, dass für einen emissionsarmen Betrieb die Steuerung der Prozessparameter, Ausgangsmaterialmischung, Mietengeometrie, Umsetzintervalle, Belüftungstechnik, Wassergehalt, Temperatur, C/N-Verhältnis und Rottedauer unabhängig von der bautechnischen Ausführung (offen, teilgeschlossen oder geschlossen) einen bedeutenden Einfluss auf die Minimierung der luftgetragenen Emissionen haben.

1 EINLEITUNG

Auf europäischer Ebene wird derzeit das auf der Grundlage der IPPC-Richtlinie (RL 96/61/EC) erarbeitete und seit 2006 vorliegende BVT - Dokument zur Abfallbehandlung überarbeitet. Dabei wird erstmals auch die Kompostierung berücksichtigt und der Stand der Technik für jene Kompostanlagen, welche unter die Industrieemissionsrichtlinie fallen, festgeschrieben.

Im Rahmen eines Projektes des Umweltbundesamtes mit der Stadt Wien wurden unter Einbindung von Stakeholdern und Anlagenbetreibern wesentliche Anforderungen an einen emissionsarmen Betrieb von großen Kompostierungsanlagen formuliert. Diese Anforderungen wurden unter Berücksichtigung der Richtlinie zum Stand der Technik der Kompostierung und auf Basis von Best-Practice-Beispielen österreichischer Kompostierungsanlagen zusammengestellt. Das erarbeitete Dokument „Essential requirements for a low-emission operation of composting facilities“ (Lampert & Neubauer 2015a) wurde als ein Beitrag Österreichs im Rahmen der Überarbeitung des BVT - Dokuments zur Abfallbehandlung an das IPPC-Büro der Europäischen Kommission in Sevilla weitergeleitet. Es soll die österreichische Position und die Bedeutung der Prozessparameter für einen emissionsarmen Betrieb bei der Kompostierung unterstreichen.

2 ANFORDERUNGEN AN DEN EMISSIONSARMEN BETRIEB

Das Ziel der Kompostierung ist die Herstellung eines qualitativ hochwertigen Kompostproduktes, das als Humus- und Nährstofflieferant in verschiedenen Anwendungsbereichen eingesetzt werden kann. Darüber hinaus sind durch gezielte Steuerung der im Folgenden angeführten Prozessparameter die Emissionen möglichst gering zu halten.

2.1 Materiallagerung

Die Lagerung der Ausgangsmaterialien, mit Ausnahme von verholztem Strukturmaterial, hat grundsätzlich auf befestigten, flüssigkeitsdichten Flächen zu erfolgen.

Strukturarme Materialien, wie biogene Abfälle aus der Biotonne und Küchenabfälle, weisen aufgrund ihrer hohen Wassergehalte eine geringe Lagerfähigkeit auf und neigen zur schnellen Fäulnis und Sickerwasserbildung, sodass sie bei offener Lagerung arbeitstäglich aufzubereiten bzw. abzumischen sind (Lampert & Neubauer 2015).

2.2 Rasches Aufsetzen der Mieten

Die Ausgangsmaterialien sind möglichst rasch dem Kompostierungsprozess zuzuführen. Dabei sind die Voraussetzungen für eine möglichst günstige Sauerstoffversorgung durch geeignete Mischung mit Strukturmaterial, geeignete Mietengeometrie und angepasste Umsetzintervalle zu schaffen (Lampert & Neubauer 2015).

2.3 Regelgröße Wassergehalt

Mikroorganismen können Nährstoffe und auch Sauerstoff nur in gelöster Form aufnehmen. Eine ausreichende Feuchtigkeit gerade in der Start- und Hauptrottephase ist deswegen unerlässlich. Die optimale Feuchtigkeit sinkt im Verlauf des Rotteprozesses.

Der Wassergehalt sollte beim Aufsetzen der Mieten bei 65 – 70 % liegen. Ist der Wassergehalt zu hoch (> 70 %), wird die Luftzufuhr eingeschränkt, wodurch es leicht zu anaeroben Bedingungen und damit zur Bildung von Methan kommen kann. Ist der Wassergehalt zu niedrig (< 30 %), so werden die Aufnahme und der Transport von Nährstoffen erschwert und der Kompostierungsprozess gebremst (Lampert & Neubauer 2015).

2.4 Regelgröße C/N-Verhältnis

Mikrobiell abbaubare Kohlenstoff- und Stickstoffquellen müssen in einem ausgewogenen Verhältnis vorliegen. Ein Überhang an leicht verfügbarem Stickstoff (C/N < 15–20:1) kann zu hohen Verlusten in Form von Ammoniak, aber auch zu Lachgasbildung führen. Als Zielgröße für die Inputmischung kann ein C/N-Verhältnis von ca. (20) 25–35 (40):1 angegeben werden (Lampert & Neubauer 2015).

2.5 Regelgröße Temperatur

Die Temperatur hat wesentlichen Einfluss auf die Emissionen. Die Selbsterwärmung des Rottegutes im Zuge des exothermen aeroben Stoffabbaus muss im Sinne eines emissionsarmen Betriebes und der Qualitätsbildung gezielt gesteuert werden. Höhere Temperaturen als 55-60 °C über einen längeren Zeitraum hinaus als es für die thermische Hygienisierung erforderlich ist, sind prozesshemmend. Ab ca. 65 °C engt sich das biologische Artenspektrum deutlich ein. Dies verlangsamt die Ab- und Umbaugeschwindigkeit und führt zur Bildung von unerwünschten Stoffwechselprodukten, welche sehr geruchsintensiv sein können.

Daher muss die Temperatur in der Hauptrotte durch entsprechende Maßnahmen (z.B. Bewässern, Umsetzen, Verringern von Mietenhöhe und -volumen, Zugabe von „Alt-Kompost“ oder tonhältiger Erde) rasch unter 70 °C gebracht werden.

Wenn die Rottetemperatur den Temperaturbereich von ca. 40 bis 45 °C nicht mehr dauerhaft übersteigt, ist die Nachrottephase erreicht. Die Umsetzintervalle und die damit verbundenen Wärme- und Wasserverluste sind im Rahmen der Nachrotte zu reduzieren, da sich in der Nachrottephase bei Temperaturen um 30 °C verstärkt das Treibhausgas Lachgas bildet (Lampert & Neubauer 2015).

2.6 Interne Prozessüberwachung

Bei offener Prozessführung sind die folgenden Prozessparameter während der ersten vier Wo-chen der Intensiv-/Hauptrotte arbeitstäglich je aufgesetzter Charge zu messen und zu dokumentieren:

- Temperatur im Mietenkern,
- Konzentration an Sauerstoff (O_2) im Mietenkern,
- Konzentration an Kohlenstoffdioxid (CO_2) im Mietenkern und
- Konzentration an Methan (CH_4) im Mietenkern.

Ab der fünften Woche der Hauptrotte sind diese Parameter bis zum dauerhaften Unterschreiten einer Prozesstemperatur von < 40/45 °C zweimal wöchentlich je Charge zu messen und zu dokumentieren (Lampert & Neubauer 2015).

Die Messung von Gaskonzentrationen und Temperatur im Mietenkern dient zur Überwachung des Kompostierungsprozesses, damit eine ausreichende Hygienisierung sowie eine optimale Sauerstoffversorgung und minimale Methanbildung sichergestellt und dokumentiert wird.

2.7 Endaufbereitung / Absiebung

Bei der Absiebung kann es bei zu trockenem Kompost zu erhöhten Staub- und Bioaerosolemissionen kommen. Zur Vermeidung zu trockener Komposte soll der Wassergehalt während der Nachrotte bei Bedarf entsprechend (vorsichtig) angehoben werden. Eine zu starke Befeuchtung ist aber zu vermeiden.

Generell ist der Wassergehalt so zu wählen, dass einerseits relevante Staubemissionen verhindert werden, andererseits aber die Siebleistung nicht nachteilig beeinträchtigt wird (Lampert & Neubauer 2015).

2.8 Bewegen der fertigen Komposte

Da es sich auch bei „Fertig"-Komposten um aerob biologisch noch aktives Material handelt, muss bei Siebungen unter 15 mm und Schüttungshöhen über ca. 2,5 m durch regelmäßiges Umsetzen für eine ausreichende Sauerstoffversorgung gesorgt werden. Die Umsetzhäufigkeit richtet sich im Wesentlichen nach der Restaktivität. Je nach Reifegrad ist ein Umsetzrhythmus von drei bis vier Wochen ausreichend (Lampert & Neubauer 2015).

2.9 Abwassermanagement

Press-, Prozess-, Wasch- und Kondenswässer, die bis zur vollständigen Hygienisierung des Rottegutes anfallen, dürfen nur dann zur Befeuchtung eingesetzt werden, wenn eine verfahrensbedingte Hygienisierung des gesamten Rottematerials inklusive zugesetzter Prozesswässer sichergestellt ist.

Lager- und Rotteflächen müssen so gestaltet werden, dass Press-, Prozess- und niederschlagsbedingtes Oberflächenwasser rasch abfließen kann und es zu keinem Einstauen von Wasser im Bereich des Mietenfußes kommt. Entsprechend sind die Anforderung an das Gefälle in Abhängigkeit von der Mietenhöhe, den Jahresniederschlägen und dem Vorhandensein einer Überdachung bzw. von eingebauten Belüftungs- und Entwässerungskanälen zu beachten (Lampert & Neubauer 2015).

3 SCHLUSSFOLGERUNG BZW. ZUSAMMENFASSUNG

Unabhängig von der bautechnischen Ausführung (offen, teilgeschlossen, geschlossen) und der Abluftreinigung können die Emissionen von Kompostanlagen durch gezielte Steuerung der Kompostierung gering gehalten werden. Im Hinblick auf bestimmte Emissionen wie Methan und Lachgas ist anzumerken, dass diese durch die bei Kompostanlagen üblichen Abluftreinigungs-

aggregate (Biowäscher/ Biofilter) nicht reduziert bzw. gereinigt werden können. Auch deshalb kommt der Prozesssteuerung besondere Bedeutung zu, da diese Emissionen nur bei emissionsarmer Betriebsführung unterbunden werden können.

LITERATUR

Lampert, C. & Neubauer, C. (2015) *Praxis großer Kompostierungsanlagen und wesentliche Anforderungen an einen emissionsarmen Betrieb*. Wien, Österreich: Report 501 des Umweltbundesamtes.

Lampert, C. & Neubauer, C. (2015a) *Essential requirements for a low-emission operation of composting facilities*. Wien, Österreich: Umweltbundesamt.

Auswirkung des nachhaltigen Rückbaus von Gebäuden auf den Planungsprozess in Österreich

A. Hogge, A. Bockreis & A. Tautschnig
Universität Innsbruck, Innsbruck, Österreich

T. Hogge
Hogge Consult KG, Innsbruck, Österreich

KURZFASSUNG: Nachhaltiges Bauen betrifft nicht nur die Bau- und Betriebsphase, sondern auch den Abbruch eines Bauwerks, da die verbauten Materialien zu diesem Zeitpunkt im Sinne der Schonung von Primärrohstoffen für einen weiteren Lebenszyklus bereit gestellt werden sollten. Da der Abbruch eines Gebäudes weit von der Planung entfernt ist, wird diesem Bereich des Lebenszyklus in den Nachhaltigkeitsüberlegungen meist keine oder nur wenig Beachtung geschenkt, auch weil der Barwert der Rückbaukosten wegen des relativ hohen langfristigen Kapitalisierungszinssatzes in der Regel Richtung null tendiert. Die Entscheidungen, welche den Rückbau und die spätere Sekundärrohstoffverwertung maßgeblich beeinflussen, werden aber in der Planungsphase getroffen. Insbesondere die Materialauswahl hat einen wesentlichen Einfluss auf die Möglichkeiten des späteren „urban-mining".
Die gegenständliche Arbeit befasst sich mit den aufgezeigten Problemen und gibt einen ganzheitlichen ökologischen und auch ökonomischen Überblick über den Rückbau von Bauwerken. Es werden die maßgeblichen Rückbauparameter adressiert und wird dargestellt, wie diese in der Planungsphase und in zukünftigen Nachhaltigkeitsbestrebungen berücksichtigt werden können.

1 EINLEITUNG

In der Abfallhierarchie der EU-Abfallrahmenrichtlinie (AbfRRl 2008), übernommen in die ös-terreichische Gesetzgebung über das Abfallwirtschaftsgesetz (AWG 2002), ist die Verwertung durch eine Vorbereitung zur Wiederverwendung oder ein Recycling direkt nach der Abfallvermeidung prioritär zu betrachten. Damit zusammenhängend wird auch der Begriff des „Urban Mining" anthropogener Sekundärrohstofflager geprägt. Dabei stellt die stoffliche Verwertung mineralischer Baurestmassen – welche bekanntermaßen nach den Aushubmaterialien den zweitgrößten Anteil des Gesamtabfallaufkommens darstellen – zur Substitution von Primärrohstoffen auch aus wirtschaftlichen Überlegungen einen Hauptzweck dar. Dass speziell in Mitteleuropa die Verwertungsquoten auch von Abfällen mineralischen Ursprungs bereits sehr hoch sind ist unbestritten, jedoch ist die Identifizierung und Quantifizierung der Sekundärrohstofflager auch aufgrund der fehlenden Dokumentation aus der Planungs- und Errichtungsphase mangelhaft und unpräzise. Im Zeitalter der Nachhaltigkeit nimmt also die Planungsphase einen hohen Stellenwert ein. Gerade dort kann auch wesentlich Einfluss auf eine hochwertige und möglichst wertschöpfende Verwertung der verbauten Materialien am Ende des Lebenszyklus eines Bauwerks genommen werden. Im Vordergrund stehen also Aspekte wie „Rückbaufähigkeit", „Verwertungsmöglichkeiten", „Ökobilanz", aber auch wirtschaftliche Überlegungen im Sinne der Betrachtung der „Lebenszykluskosten", welche den Bereich des Rückbaus und der Verwertung aus heutiger Sicht schlecht oder gar nicht abbilden. Die Problematik der fehlenden Dokumentation rückzubauender Objekte wird sich sukzessive reduzieren, denn dem Stand der Technik entsprechend erfolgt die Planung zunehmend systematisch über „Building Information Modeling" (BIM). Damit liegen am Ende der Errichtungsphase sämtliche relevanten Informationen auch für einen späteren Rückbau des Bauwerks vor. Hinsichtlich Nachhaltigkeit der verbauten Materialien fehlt jedoch eine entsprechende ganzheitliche Materialbewertung, welche die vorgenannten Schlagworte beinhaltet und damit erst eine Bewertung der Nachhaltigkeit im Sinne einer hochwertigen stofflichen Verwertung ermöglicht. Ziel gegenständlicher Arbeit ist es, diese Lücke über eine Bauteilbewertung hinsichtlich nachhaltigen Rückbaus durch eine ganzheitliche Bewertungsmatrix zu schließen.

2 BAUTEILBEWERTUNG HINSICHTLICH NACHHALTIGEN RÜCKBAUS

2.1 Grundlagen der Kennwerte und Basissysteme für eine Bewertungsmatrix

Grundsätzlich bestehen bereits etliche Varianten an Bauteilkatalogen, welche die angeführten relevanten Parameter hinsichtlich nachhaltigen Rückbaus zumindest teilweise enthalten. Systematische Produktdeklarationen und -Bewertungen wie die „Environmental Product Declaration (EPD)“, das „ABC-Disposal (assessment of building and construction disposal)“ oder der „DEL-Katalog aus dem Haus der Zukunft-Projekt – recyclingfähig konstruieren“ bilden neben einigen anderen die Grundlage für die zu erstellende ganzheitliche Bewertungsmatrix. Es soll also nicht das Rad neu erfunden werden, vielmehr wird eine vernetze bzw. kombinierte Bewertung der Bauteile und/oder Materialien auf Basis bestehender Parameter angestrebt. Verwirklicht wird dies über die Analyse, Beurteilung und Kategorisierung der Materialien hinsichtlich Rückbaufähigkeit, Weiterverwendung / -behandlung (Recycling, Verbrennung, Deponierung), Ökobilanz sowie der Lebenszykluskosten innerhalb dieser speziellen Bewertungsmatrix.

2.1.1 Rückbaufähigkeit

Unter dem Schlagwort „Rückbaufähigkeit“ wird die Möglichkeit einer sortenreinen Gewinnung der rückzubauenden Materialien verstanden. Das Vorliegen eben möglichst sortenreiner Sekundärrohstoffe ist die unbestrittene Grundlage hochwertigen Baustoffrecyclings und damit ein wesentlicher Bestandteil der Gesamtbewertung. Neben der Trennbarkeit ist aber auch der dahinter stehende wirtschaftliche und technische Aufwand des Rückbaus ein wichtiger Parameter der Rückbaufähigkeit. In Anlehnung sowie auf Basis des „DEL-Katalog aus dem Haus der Zukunft-Projekt – recyclingfähig konstruieren“ erfolgt die Bewertung der Trennbarkeit sowie des dahinter stehenden Aufwandes jeweils im Schulnotensystem und deren Mittelwertbildung.

Trennbarkeit „DEL-Katalog“		Rückbauaufwand (techn. / wirtschftl.)	
1	Keine Trennung erforderlich	1	Sehr geringer Aufwand
2	Alle Schichten sind lösbar verbunden	2	Geringer Aufwand
3	Einzelne verklebte Schichten	3	Mittel (kostendeckend)
4	Alles Schichten untereinander verklebt, trennbar	4	Hoher Aufwand (wirtschaftlich bedenklich)
5	Wesentliche Schichten sind nicht oder nur mit hohem Aufwand trennbar	5	Sehr hoher Aufwand (wirtschaftlich untragbar)
Gesamtbewertung Rückbaufähigkeit: (Trennbarkeit + Rückbauaufwand) / 2			

Abb. 1: Bewertung der Rückbaufähigkeit (DEL-Katalog, Schneider et al. 2011).

2.1.2 Weiterverwendung / -Behandlung (Recycling, Verbrennung, Deponierung)

Zur Bewertung der Weiterverwendung der gewonnenen sortenreinen Sekundärrohstoffe aus einem Bauwerksrückbau wird auf die Ergebnisse des „ABC-Disposal Projekts“ zurückgegriffen, in welchem eine Beurteilungsmatrix zur Bewertung der Materialeigenschaften hinsichtlich Recycling, Verbrennung und Deponierung erstellt wurde. Die Bewertung ergibt sich aus der Multiplikation aus Zeilen- und Spaltenzahl.

Art	1 Ausgezeichnet	2 Sehr gut	3 m. Schwachstellen	4 Problematisch
1 Recycling	Beton sortenrein, Metall, Pflastersteine, Asphalt, Kies, KVH, Leimbinder	Beton, Ziegel, Dachziegel, Kalksandstein	Mit organischen Bestandteilen verunreinigter Beton und Ziegel	PVC-Fenster, Verbundmaterialien, z.B. EPS-Beton
2 Verbrennung	Unbehandelte Produkte aus Holz (Latten, Verschalung)	Beschichtetes Holz, Polyethylen, EPS,…	EPS-WDVS, Bitumenbahnen, Schafwolle, Polyurethan	Produkte aus Weich-PVC (Bodenbeläge, Folien,…), Metalle
3 Deponierung	Glas, Keramik, Fliesen	Nicht recyclierbarer Beton, Ziegel/Porenbeton, Mineralschaumplatte, Schaumglas, Perlite, Blähton, Blähglas	Glaswolle, Gipskarton-/ Faserplatten, Gipsputz, auf Beton anhaftender Kunststoff, mineralisch gebundener Holzspan/ Holzwolle, Bitumen, Faserzement	Metalle, EPS-Beton, EPS-Schalsteine, Schalsteine mit organischem Dämmmaterial
Gesamtbewertung Weiterverwendung / -Behandlung: (#Zeile) x (#Spalte)				

Abb. 2: Bewertung der Weiterverwendung/-Behandlung (ABC-Disposal, Mötzel, Pladerer 2009).

2.1.3 Ökobilanz

Um die Umwelteinflüsse der rückzubauenden Materialien darzustellen, wird auf die Ökobilanz, vielmehr auf die drei gängigsten Hauptumweltindikatoren dieser zurückgegriffen. Die Auswahl orientiert sich am OI3 Indikator, welcher für die Wohnbauförderung in Salzburg, Vorarlberg, Niederösterreich, Steiermark, Kärnten und Tirol gültig ist und beinhaltet den Primärenergiegehalt an nicht erneuerbaren Ressourcen (PEI n.e.), das Treibhauspotential (GWP) sowie das Versauerungspotential (AP). Zudem erfolgt die Ermittlung und Bewertung der Umweltbelastungspunkte der Materialien nach Schweizer Modell.

Sämtliche angegebenen Parameter stammen aus der Datenbank der „ecoinvent“ bzw. der „Environmental Product Declaration (EPD)“ und werden jeweils anhand einer entsprechenden Skalierung mit dem Schulnotensystem bewertet. Die Gesamtbewertung der Ökobilanz ergibt sich aus der Mittelwertbildung der Einzelbenotungen.

2.1.4 Lebenszyklus für 50 Jahre

Nach derzeitigem Stand der Technik werden die Abbruch- / Rückbaukosten in der Lebenszykluskostenberechnung (LZK-Berechnung) zumindest über einen Zeitraum von 30 Jahren oder länger abgezinst. Dies hat zur Folge, dass für jegliche Betrachtung der Nachhaltigkeit und/oder Wirtschaftlichkeit ein verwertungsorientierter Rückbau gänzlich unbeachtet bleibt, weil der Barwert der Rückbaukosten damit gegen Null tendiert. Eine möglichst hochwertige und damit wertschöpfende stoffliche Verwertung der Rückbaumaterialien hat demnach keine Auswirkung auf jedwede derzeit gebräuchliche Wirtschaftlichkeitsanalyse und somit spielt ein etwaig mögliches hochwertiges Recycling bei der Materialauswahl keine wesentliche Rolle.

Eine der Thesen der gegenständlichen Arbeit ist, dass aufgrund der stetig steigenden Rückbaukosten u.a. wegen der sich ständig verändernden rechtlichen Rahmenbedingungen und der technischen Möglichkeiten auch in der Barwertberechnung der Rückbaukosten ein relevanter Kostenansatz getroffen werden muss. Für die Gesamtbetrachtung der „LZK über 50 Jahre“ sind also einerseits die Investitionskosten relevant. Zu berücksichtigen sind aber andererseits auch die zu erwartenden Rückbaukosten, welche entsprechend der Bewertung der „Wiederverwendung / -Behandlung“ nach Recycling, Verbrennung und Deponierung unterschieden werden, um letztendlich eine Gesamtaussage treffen zu können.

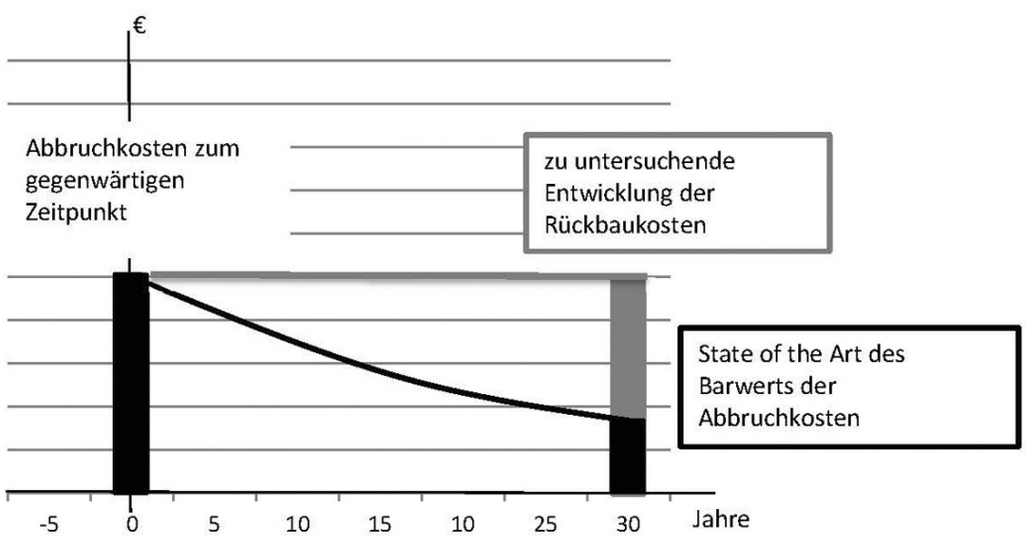


Abb. 3: Schematische Darstellung der Abbruchkosten in der LZK-Berechnung.

Tatsächlich lassen sich weder die zu erwartenden rechtlichen Rahmenbedingungen, noch die zukünftigen technischen Möglichkeiten realistisch abschätzen. Die jüngsten Entwicklungen aus der Recycling-Baustoffverordnung haben allerdings deutlich gezeigt, dass eine Reduktion der Rückbau-, Recycling- und/oder Deponiekosten jedenfalls nicht zu erwarten ist und daher bei der Berechnung des Barwertes der Rückbaukosten (inkludierend die „Wiederverwendung“) jedenfalls nachgebessert werden muss.

2.2 Bewertungsmatrix

An Hand der vorgenannten Kriterien der Rückbaufähigkeit, der Weiterverwendung / -behandlung, der Ökobilanz sowie der Kosten betrachtet als LZK über 50 Jahre erfolgt die Einzelbewertung der zu untersuchenden Materialien. Letztlich kann aber eine Gesamtaussage über die Nachhaltigkeit der untersuchten Materialien auch im Sinne einer hochwertigen stofflichen Verwertung erst anhand einer Verkettung dieser Einzelbewertungen sinnvoll getroffen werden. So sind rein ökologische Betrachtungen genauso wie ausschließlich ökonomische Ansätze für die Fragestellung unzureichend. Es stellt sich noch die zum Zeitpunkt der Veröffentlichung dieser Arbeit offene Frage der Gewichtung dieser Einzelkriterien.

Durch gegenständliche Herangehensweise, über bestehende Parameter und Berechnungsmethoden eine Gesamtbewertung zu erwirken, ist die Erstellung eines weiteren gesamten Material- und Bauteilkataloges hinfällig. Jedes Material kann für sich anhand der gewählten Parameter im gegenständlichen Modell beurteilt werden.

Nach Vorliegen der Gesamtbewertungen je Material ist eine Kombinationsmatrix angedacht, über welche ganze Bauteile und Aufbauten als Materialmix auf Basis dieses Modells beurteilt werden können. Damit können bereits in der Planungsphase die Entscheidungen hinsichtlich Materialwahl unter Berücksichtigung der nicht unwesentlichen späteren Rückbauthematik positiv beeinflusst werden. Dafür müssten beispielsweise die Themen der Trennbarkeit und des Vorliegens der Sortenreinheit im Zuge des Rückbaus der geplant zu kombinierenden Materialien noch wesentlich intensiver berücksichtigt werden als bisher.

3 ZUSAMMENFASSUNG UND AUSBLICK

Nach dem Stand der Technik bleiben in der Planungsphase die Themen der Nachhaltigkeit im Sinne einer möglichst hochwertigen stofflichen Verwertung nahezu unberücksichtigt. Dies zeigt sich besonders deutlich bei der Betrachtung der Lebenszykluskosten, welche die Aufwände für einen späteren Rückbau mittels bestehender Berechnungsmethoden bei einem Wert nahe Null ansiedeln. Jüngste Entwicklungen der rechtlichen Rahmenbedingungen wie auch der Zeitgeist zielen jedoch zu Recht auf eine weitestgehend umfassende Verwertung der anfallenden Materialien bei einem Rückbau ab. Dieser Umstand sollte tunlichst bereits bei der Auswahl dieser Materialien – sprich in der Planungsphase – berücksichtigt werden. Nur so kann sichergestellt werden, dass am Ende des Lebenszyklus eines Bauwerks ein hochwertiger Sekundärrohstoff für ein urban-mining zur Verfügung steht.

Die gegenständliche Arbeit hat das Ziel, durch eine umfassende Bewertung von Baumaterialien und deren Kombinationen eine Entscheidungshilfe zu schaffen, welche die ökologischen wie auch die ökonomischen Kriterien vereint. Damit soll der Aspekt der Nachhaltigkeit für eine spätere Verwertung der geplant zum Einsatz kommenden Materialien dargestellt und vergleichbar bewertet werden können. Anhand der vorgestellten Parameter ist eine diesbezügliche Bewertung nach Klärung der Einzelgewichtungen sinnvoll möglich. Durch diese strukturierte Vorgehensweise können jegliche denkbaren Materialkombinationen aus Sicht der Nachhaltigkeit bewertet und abgebildet werden.

Die Frage „Wie nachhaltig ist nachhaltiges Planen und Bauen tatsächlich bezogen auf den zu erwartenden Rückbau“ wird sich jedoch wohl erst nach einer umfassenden Evaluierung der Bewertungsmatrix beantworten lassen.

LITERATUR

AbfRRl (2008) *Richtlinie 2008/98/EG* des europäischen Parlaments und des Rates. 19. November 2008.

AWG (2002) *Bundesgesetz über eine nachhaltige Abfallwirtschaft.* Fassung vom 13.01.2015. Österreich.

Bau-EPD (2016) *Environmental Product Declaration.* http://www.bau-epd.at. [Online]

Mötzel, H. & Pladerer, C. (2009) *Assessment of building and construction disposal.* Wien, Österreich: Bundesministerium für Verkehr, Innovation & Technologie.

Schneider, U., Böck, M. & Mötzl, H. (2011) *Recyclingfähig konstruieren* - Subprojekt zum Leitprojekt “gugler!build & print triple zero”. Wien, Österreich: Bundesministerium für Verkehr, Innovation & Technologie.

A Common Framework for Assessing Life Cycle Impacts of Food Waste Prevention, Valorisation & Treatment

N. Unger
University of Natural Life Sciences (BOKU), Institute of Waste Management, Vienna, Austria

J. Davis & K Östergren
SP Technical Research Institute of Sweden, Food and Bioscience, Gothenburg, Sweden

M. Loubiere
Deloitte Sustainability, Neuilly-sur-Seine, France

ABSTRACT: A literature review showed that there is a gap between existing guidance on performing life cycle assessments (LCAs) and methodology actually applied in food waste related LCA case studies. In order to bridge this gap a common framework will be developed as part of the REFRESH project. The piece of work presented in this paper focuses on defining REFRESH Situations; these are clearly described circumstances that should help the LCA assessor of food waste related studies to identify more easily what type of situation he assesses. There are four REFRESH Situations: prevention at source, co-product valorisation, valorisation as part of waste management and end of life treatment. They have in common that they can take place at any point/process in the life cycle, take place within the remit of any stakeholder and should accommodate all final destinations.
Using these REFRESH situations as part of a wider methodological framework will support assessors to examine the system under investigation in more detail and will help making decision making more transparent.

1 INTRODUCTION

The European Waste Framework Directive 2008/98 EC mandates that member states should take measures to encourage waste prevention and management options which deliver the best overall environmental outcome from a life cycle perspective, even if these differ from the waste hierarchy. Life cycle assessment (LCA) is a well-established tool to compare and evaluate such environmental life cycle impacts of food (waste) systems. However, as a tool, LCA leaves a lot of freedom to the assessor to determine key aspects. Notable aspects can be found mainly as part of the goals and scope definition, such as the functional unit, the system boundaries or the handling of multiple outputs. This influences the outcome of the assessments.

The hypothesis is that similar situations will require similar methodological choices. Thus, RFRESH Situations should support the development of a common methodology framework making key methodological choices for Life Cycle Assessment (LCA) and Life Cycle Costing (LCC).

This work is carried out under the REFRESH project: "Resource Efficient Food and dRink for Entire Supply cHain", where the main objective is to work towards the project's goal to contribute towards the United Nations' Sustainable Development Goal 12.3 of halving per capita food waste at the retail and consumer level and reducing food losses along production and supply chains, reducing waste management costs, and maximizing the value from unavoidable food waste and packaging materials. REFRESH is funded by the Horizon 2020 Framework Programme of the European Union under Grant Agreement no. 641933 (http://www.eu-refresh.org). The information in this paper is based on Unger et al. 2016.

2 METHOD

In order to bridge the gap between existing methodological guidance and actual use in LCA case studies, a common framework will be developed as part of the REFRESH project. One part of this is the definition of REFRESH Situations, i.e. clearly described circumstances that should help

the LCA assessor of food waste related studies to identify more easily what type of situation he assesses and thus will help in methodology choices. This in turn will encourage a deeper examination of the system under investigation and will help making decision making more transparent. This piece of work is based on findings of a literature review in relation to food waste (see details in Unger et al. 2016).

With all terms used it is important to the authors to align with existing definitions of food waste, such as provided in the FUSIONS Definitional Framework for Food Waste (Östergren et al. 2014) and the work by the World Resource Institute's Food Loss + Waste Protocol (http://flwprotocol.org).

3 REFRESH SITUATIONS

The purpose of REFRESH Situations is to support scoping of Life Cycle Assessments and Life Cycle Costing (LCC), independent of any definitions of food waste (although some alignment is given). There are four REFRESH Situations defined: prevention at source, co-product valorisation, valorisation as part of waste management and end of life treatment.

They have in common that:

- They can take place at any point/process in the life cycle.
- They can take place within the remit of any stakeholder.
- More than one situation can occur at the same life cycle stage, e.g. part of an output is valorised at source, part becomes input to a waste management system and is then in turn valorised.
- More than one situation can occur at different life cycle stages within a life cycle under investigation.
- All final destinations can be accommodated.

3.1 Prevention at source

Waste prevention, which is the highest priority of the waste hierarchy, is defined as the prevention of waste at source through avoidance, reduction and reuse, but excluding off site recycling. The Waste Framework Directive (Official Journal of the European Union, 2008) especially in Article 3, clause 12-13, states that prevention means taking measures before a substance, material or product has become waste, which reduce:

- the quantity of waste, including through the re-use of products or the extension of the life span of products,
- the adverse impact of the generated waste on the environment and human health and
- the content of harmful substances in materials and products (Zorpas and Lasaridi, 2013).

Despite the order of priority in the waste hierarchy, only a few studies measure waste prevention in the context of waste management (Laurent et al. 2014).

The authors propose that prevention at source is only an option if the raw material is not fully utilised for the desired product without changes in product formulation. If there was never wastage of resources in the first place, there cannot be prevention. Depending on where in the life cycle the prevention takes place, more or fewer processes in the life cycle will be affected. If through a new technology more can be harvested (i.e. less crop wasted), then this will only affect the agricultural stage; if food waste is prevented at the consumer level, then the prevention will show benefits for the whole life cycle up to that stage. While prevention is generally seen as reducing environmental impacts, there might also be trade-offs, e.g. if less is needed there might be poorer scale of economy in some instances, or actions for prevention might result in environmental burden (e.g. energy for better preservation), which need considerations.

Measures taken for prevention at source include: Redesign and optimisation of processes, new technology, re-work of material, behaviour change. An example for behaviour change is if con-

sumers used up their purchased food in time so they do not have to throw away spoilt food, or retailers marking down the price to sell items close to use-by-date (if this does not lead to more waste at consumer end).

3.2 Co-product valorisation

Co-product valorisation, can be at any point in the life cycle, including the consumer stage which itself does not produce a marketable output linked to the existing product chain but still can produce material outputs, e.g. peelings which can be valorised. For this situation it is important that outputs of the valorisation need to replace another marketable product or service.

The advantage of co-product valorisation over valorisation as part of waste management is that it utilises, in general, outputs for which the origin is known, which are uncontaminated, high quality material flows, which therefore may allow usage within the food supply chain. In this situation there is a clear link between the stakeholder where the output flow originates and the benefit from valorisation, in other words, the stakeholder gains from putting the material flow into a specific route, e.g. a type of treatment. These treatment processes can be identical to treatment processes in waste management, e.g. anaerobic digestion. In contrast to "valorisation as part of waste management", described in the next point, in co-product valorisation the stakeholder takes the decision on further fate of a material while having the potential value gained in mind. This value can be material, economic, social, reputational or other.

Measures taken for co-product valorisation include: animal feed production, biobased material and biochemical processing, fermentation or bio-energy production. The value from the co-products or services can be part of the business model, for instance if a manufacturer uses food processing waste as input into an anaerobic digester and the energy generated substitutes purchased energy from the market. The anaerobic digester might be on site as part of the stakeholder's operation or off site, run by a third party that provides either the energy back to the stakeholder or other forms of value, e.g. monetary.

3.3 Valorisation as part of waste management

Valorisation as part of waste management can be at any point in the life cycle. The material flow may be mixed with other materials for further treatment. The driving motivation of these processes is the disposal, however, doing so while gaining some value from it. Important is that the material was at some point considered waste, i.e. for the owner, there was no value attached to it and for him, the main objective was to dispose of it. Only at a later stage in the life cycle, was the notion to extract some value from the waste material introduced. However, due to issues such as lack of traceability and potential contamination, the value gained is far lower and less material specific than that of the materials before it became waste. Common valuable outputs from such treatment are energy or compost. This stage can include a change of owner of the material flow and may be accompanied by a loss of traceability or an increase in contaminations. It starts, e.g. by being collected within a municipal waste management system. The output from this valorisation still replaces a marketable product.

Measures for valorisation as part of waste management include commercial composting, plough in if for purpose of soil enhancement, commercial anaerobic digestion, co-generation/incineration with energy recovery. Examples of this situation are biogas production from anaerobic digestion, or incineration linked to a district heating system.

3.4 End of life treatment

The purpose of this situation is to handle material, reduce its quantity and stability for final disposal. The sole purpose or function of this activity is the disposal of the waste. No value (economic, functional or emotional) is attributed to the material. The technologies are not designed to maximize any valuable outputs. For instance, a landfill is not designed to optimise methane production, quite the contrary.

Measures for end of life treatment are for instance incineration without energy recovery, landfilling with and without gas recovery, wastewater treatment (a consumer pouring spoilt milk down the drain or left over product washed out during line change over) discard to land and sea (e.g. from fisheries) or ploughing in (for the sole purpose of disposing of the material).

4 CONCLUSIONS AND OUTLOOK

The REFRESH Situations are part of a wider effort under the REFRESH project to progress methodological choices and give method recommendations which contribute in the work towards Sustainable Development Goal 12.3. The Situations help shaping and sharpening food waste related LCAs, help classify case studies along these four, well defined scenarios and thus allow for specific recommendations for each group. The methodological common framework will be further elaborated as part of REFRESH and it is the ambition that this work will contribute to a more harmonised use of LCA and therefore help in managing resources more effectively.

REFERENCES

Laurent, A., Bakas, I., Clavreul, J., Bernstad, A., Niero, M., Gentil, E. & Christensen, T.H. (2014) Review of LCA studies of solid waste management systems – Part I: Lessons learned and perspectives. *Waste Management* 34(3), 573-588.

Official Journal of the European Union (OJ) (2008) *Directive 2008/98/EC* of the European Parliament and the council of 19 November 2008 on waste and repealing certain directives.

Östergren, K., Gustavsson, J., Bos-Brouwers, H., Timmermans, T., Hansen, O.-J., Møller, H., Anderson, G., O'Connor, C., Soethoudt, H., Quested, T., Easteal, S., Politano, A., Bellettato, C., Canali, M., Falasconi, L., Gaiani, S., Vittuari, M., Schneider, F., Moates, G., Waldron, K. & Redlingshöfer, B. (2014) *FUSIONS Definitional Framework for Food Waste.* European Commission (FP7), Coordination and Support Action – CSA, Contract number: 311972. Accessible on: http://www.eu-fusions.org/index.php/publications

Unger, N., Davis, J. & Loubiere, M. (2016) *Methodology for evaluating environmental sustainability.* European Commission (H2020), Grant Agreement no. 641933. REFRESH Workpackage 5 Deliverable, April 2016 (to be published later in 2016).

Zorpas, A.A. & Lasaridi, K. (2013) Measuring waste prevention. *Waste Management* 33(5), 1047-1056.

Überarbeitung und Optimierung eines Abfallwirtschaftskonzepts in der Fahrzeugindustrie

C. Mair & R.J. Baumgartner
Karl-Franzens-Universität Graz, Institut für Systemwissenschaften, Innovations- & Nachhaltigkeitsforschung, Graz, Österreich

KURZFASSUNG: Ein Abfallwirtschaftskonzept (AWK) dient Unternehmen als internes Planungs- und Kontrollinstrument, welches die Identifikation von Mängel und Optimierungspotenzialen erlaubt. Durch ein angemessenes Abfallwirtschaftssystem können ökologische und ökonomische Vorteile für das Unternehmen generiert werden. Deshalb sind die Ziele dieser Arbeit ein bestehendes AWK zu überarbeiten sowie damit verbunden insgesamt das Abfallmanagementsystem zu optimieren. Als Methoden wurden eine Bestandsanalyse, Abfallkarten, eine Materialflussanalyse (MFA) und eine Materialflusskostenrechnung (MFKR) gewählt. Die Bestandsanalyse erlaubte die Identifikation erster Mängel. Durch die Abfallkarten konnten Optimierungspotenziale, das Sammelsystem betreffend, identifiziert werden. Die beiden Methoden MFA und MFKR erlaubten die Identifikation von „Hotspots“, d.h. die mengenmäßig größten und kostenintensivsten Flüsse konnten erkannt werden. Zudem ermöglichte die MFA die Darstellung und Analyse der internen Abfalllogistik. Die Anwendung des gewählten Methodenmix erlaubte einerseits die Identifikation vielseitiger Optimierungspotenziale und andererseits die Generierung der geforderten Inhalte für ein AWK.

1 EINLEITUNG

Nachhaltige Entwicklung erstreckt sich über viele Bereiche des gesellschaftlichen Handelns, so auch auf den Umgang bzw. der Handhabung von Abfällen. Im Sinne der Abfallwirtschaft ist unter Nachhaltigkeit ein schonender Umgang mit erneuerbaren und nicht erneuerbaren Ressourcen sowie mit Abfällen zu verstehen (Bund für Umwelt und Naturschutz e.V. 2010). Demnach stellen die Abfallvermeidung und die Abfallverwertung wesentliche Maßnahmen zur Erzielung einer nachhaltigen Abfallwirtschaft dar. Die Gestaltung und Umsetzung einer nachhaltigen Abfallwirtschaft liegt nicht nur in der Verantwortung der Politik, die für Rahmenbedingungen durch geeignete Gesetze und Regelungen zu sorgen hat, sondern auch bei jenen, die den Abfall produzieren, nämlich den ProduzentInnen und KonsumentInnen.

Obwohl generell die Bedeutung des Themas Umweltschutz in der Praxis zugenommen hat, stellen Umweltschutzziele in Unternehmen häufig sekundäre Ziele dar. Ein Grund dafür ist, dass Unternehmen die Vorteile umweltbezogenen Handelns sowie eines effizienteren Abfallmanagements oftmals schwer quantifizieren können (Pimenova & van der Vorst 2004). Durch ein angemessenes Abfallmanagement ist es jedoch möglich, beachtliche ökonomische und ökologische Vorteile zu erzielen (Hogland & Stenis 2000). Eine Möglichkeit für Unternehmen nachhaltiger zu wirtschaften ist es demnach das Abfallmanagement zu optimieren. Die österreichische Gesetzgebung verpflichtet Unternehmen ab einer Größe von 20 ArbeitnehmerInnen ein Abfallwirtschaftskonzept (AWK) zu erstellen (Bundesgesetz 2014). Dieses gilt bereits als internes Planungs- und Kontrollinstrument, bei dem durch die Anwendung von Bilanzen Vermeidungs- und Verwertungsmaßnahmen erkannt werden können (Nöthe 1999).

Deshalb wird in diesem Beitrag das AWK eines Unternehmens in der Fahrzeugindustrie aktualisiert. Um zusätzlich ökologische sowie ökonomische Optimierungspotenziale zu identifizieren, kommt eine weitere Analyse- und Bewertungsmethode zur Anwendung, welche folgende Anforderungen erfüllt: beide Aspekte (ökologisch und ökonomisch) werden gemeinsam betrachtet, die schematische Darstellung des bestehenden Abfallmanagementsystems ist möglich und es werden zumindest teilweise die Inhalte für das AWK generiert.

2 METHODIK UND DATENERHEBUNG

Bei dieser Arbeit handelt es sich um eine Fallstudie, in der auf Basis von Ist-Daten des Unternehmens mit ausgewählten Methoden ökologische und ökonomische Optimierungspotenziale des bestehenden Abfallwirtschaftssystems identifiziert werden. Die methodische Vorgehensweise setzt sich aus folgenden Schritten zusammen:

- Literaturrecherche,
- Bestandsanalyse und Datenerhebung,
- Dokumentation erster Ergebnisse und Erstellung der Abfallkarten,
- Modelerstellung und
- Analyse und Interpretation der Ergebnisse.

Die Literaturrecherche umfasst die Analyse der Rechtsgrundlagen der betrieblichen Abfallwirtschaft, die Recherche zu den Elementen und dem Aufbau einer betrieblichen Abfallwirtschaft und Methoden zur Analyse und Bewertung von Abfallwirtschaftssystemen. Der nächste Schritt beinhaltet die Erhebung der Ist-Situation des Unternehmens. Dabei werden relevante Sekundärdaten analysiert und notwendige Primärdaten durch Besichtigungen, Gespräche mit MitarbeiterInnen und Messungen bzw. Wiegungen erhoben. Die Ergebnisse werden dokumentiert und in Abfallkarten eingearbeitet. Die Abfallkarten visualisieren, welche Trennmöglichkeiten in den jeweiligen Bereichen existieren und wie diese positioniert sind.

Ökonomische sowie ökologische Optimierungspotenziale können identifiziert werden, indem eine Materialflussanalyse und Materialflusskostenrechnung durchgeführt wird. Diese beiden Methoden ermöglichen einerseits „Hotspots“ zu identifizieren und andererseits Effizienzpotenziale des bestehenden Abfallwirtschaftssystems aufzuzeigen (Allesch & Brunner 2015). Abschließend werden die Ergebnisse entsprechend dargestellt, analysiert, interpretiert und in einem AWK zusammengefasst dargestellt.

Als Softwareunterstützung wird STAN gewählt und die von Müller (2013) entwickelte Methode zur ökologischen und ökonomischen Optimierung von Produktionsprozessen, welche für die Anwendung dieser Arbeit adaptiert wird.

3 IDENTIFIKATION DER OPTIMIERUNGSPOTENZIALE

3.1 Ergebnisse aus der Bestandsanalyse

Die umfassende Erhebung der IST-Situation des bestehenden Abfallwirtschaftssystems im untersuchten Unternehmen ist die Basis für weitere Analysen und ein wesentlicher Bestandteil des AWKs. Eine Bestandsanalyse ermöglicht es außerdem erste Mängel und folglich Optimierungspotenziale zu identifizieren. Im untersuchten Betrieb können zusammenfassend folgende Mängel genannt werden, welche teilweise von Nöthe (1999) und Kurdve et al. (2015) in ihren Arbeiten als mögliche Mängel identifiziert wurden:

- keine einheitliche bzw. fehlende Beschriftung der Sammelbehälter,
- veraltete Entsorgungsanweisungen: MitarbeiterInnen sind unsicher bzgl. richtiger Entsor-gung,
- Sammelbehälter werden zu wenig oder gar nicht genutzt: falsche Positionierung dieser,
- Sammelbehälter sind überfüllt: zu wenig Behälter bzw. zu wenig oft entleert,
- mangelhafte Kommunikation über Sammelmöglichkeiten im Betrieb,
- fehlende Trennmöglichkeiten an Arbeitsplätzen: erhöhtes Gewerbemüllaufkommen,
- zu weite Wege zu manchen Trennoptionen: erhöhtes Gewerbemüllaufkommen und
- getrennt gesammelte Abfälle werden als Gewerbemüll entsorgt.

3.2 Ergebnisse aus den Abfallkarten

Die Abfallkarten visualisieren, wo im Unternehmen welche Trennoptionen bestehen und wie diese positioniert sind. Sie zeigen, in Verbindung mit einer Prozessanalyse auf, ob die Sammelbehälter zweckmäßig positioniert wurden. Generell bieten Abfallkarten die Möglichkeit das bestehende Trennsystem zu analysieren und diesbezüglich Optimierungspotenziale zu identifizieren. Dies wird mit Abb. 1 veranschaulicht, in welcher ein Auszug einer Abfallkarte aus einem Montagebe-

reich dargestellt wird. In dieser Darstellung ist zu erkennen, dass zwar verschiedene Möglichkeiten zur getrennten Sammlung existieren, jedoch der Großteil der Abfälle als Gewerbemüll entsorgt werden. Die Entsorgung von Gewerbemüll ist mit vergleichsweise hohen Entsorgungskosten verbunden. Ein Optimierungspotenzial wäre demnach weitere Trennmöglichkeiten anzubieten, um diese Entsorgungskosten zu reduzieren und dadurch ökonomische Vorteile zu erzielen.

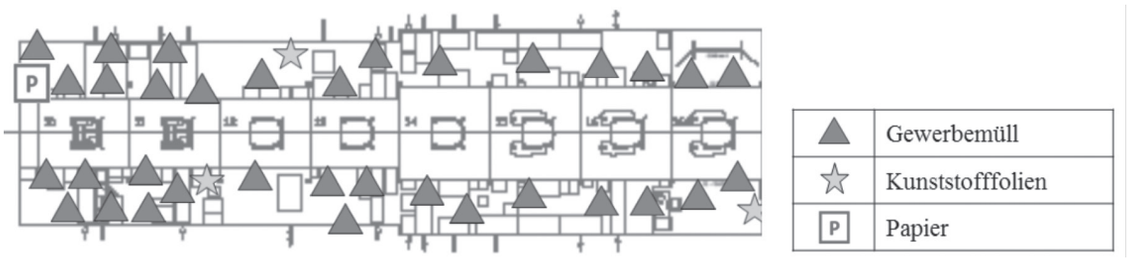


Abb. 1: Auszug einer Abfallkarte.

Die Abfallkarten können für die im AWK geforderte abfallrelevante Darstellung des Betriebs verwendet werden.

3.3 Ergebnisse aus der Materialflussanalyse

Die Materialflussanalyse ermöglicht die quantitative Darstellung der Abfallbewegungen im Unternehmen, welche mittels Sankey-Diagrammen visualisiert werden können. Mit einem Sankey-Diagramm werden die Größen der Flussmengen durch die Dicke der Pfeile dargestellt, womit wichtige Flüsse einfach erkannt und bewertet werden können (Cencic 2008). Somit konnten jene Abfallfraktionen schnell identifiziert werden, welche mengenmäßig am meisten anfallen und dadurch das größte Potenzial zur Verbesserung aufweisen.

Grundsätzlich werden im erstellten Abfallflussmodel alle Arbeitsbereiche (z.B. Montage, Lager, etc.) als Prozesse und alle Abfallbewegungen als Flüsse dargestellt. Die Positionen der jeweiligen Prozesse wurden so gewählt, dass diese als die tatsächlichen Bereiche des Unternehmens im Modell wiedererkannt werden können. Dies ermöglichte die Analyse der internen Abfalllogistik, d.h. welche Wege die jeweiligen Abfallfraktionen im Unternehmen von der Sammlung dieser bis zur Zwischenlagerung (Bereitstellung für den Abtransport) zurücklegen.

Die Ergebnisse dieser Analyse zeigen, dass Entsorgungsprozesse für manche Fraktionen redundant durchgeführt werden. Die effizientere Gestaltung dieser Prozesse hat positive ökologische und ökonomische Auswirkungen. Die negativen Umweltauswirkungen werden durch den geringeren Einsatz von Sammelfahrzeugen und der damit verbundenen Luftverschmutzung reduziert (Vacini 2000). Ökonomische Vorteile entstehen durch die Einsparung von Arbeitszeiten der MitarbeiterInnen und der damit verbundenen Personalkosten.

Das AWK fordert nach Möglichkeit auch eine schematische Darstellung der Abfalllogistik (Wirtschaftskammer Österreich 2014). Ein Abfallflussmodel bietet diese und kann demnach für die Erstellung des AWKs verwendet werden.

3.4 Ergebnisse aus der Materialflusskostenrechnung

Ziel dieser Untersuchung ist es ökologische und ökonomische Optimierungspotenziale des bestehenden Abfallwirtschaftssystems zu identifizieren. Deshalb wurden den mit der Materialflussanalyse erstellten Abfallflüssen die entsprechenden Kostenflüsse zugeordnet. Dies wurde umgesetzt, indem die in STAN vorhandene Energieebene in eine Kostenebene umfunktioniert wurde. Somit kam eine adaptierte Version der Materialflusskostenrechnung zur Anwendung und es konnten ökologische und ökonomische Aspekte mit einer Methode analysiert werden.

Hierbei wurden die mit den Abfallflüssen verbundenen Entsorgungs- und Abfallmanagementkosten berücksichtigt. Erstere beinhalten Kosten, die durch den Abtransport der Abfälle verursacht und dem Betrieb von einem externen Entsorger verrechnet werden. Bei letzterem handelt es sich um Aufwendungen für den Umgang mit dem Non-Produkt-Output (Schrack 2016).

Die MFKR erlaubt die Identifikation von „Hotspots“, d.h. die kostenintensivsten Abfallfraktionen werden erkannt. Zudem wird veranschaulicht, durch welche Kostenart, Entsorgungs- oder

Abfallmanagementkosten, die höchsten Kosten verursacht werden. Durch die Analyse der Kostenflüsse werden Angriffspunkte für zukünftige Maßnahmen identifiziert. Ein Beispiel hierfür ist, dass in dem untersuchten Betrieb Gutschriften durch den Verkauf von Kartonagen und Holz erzielt werden. Aufgrund der großen Mengen dieser Altstoffe, ist der Aufwand diese innerbetrieblich zu den jeweiligen Plätzen zu transportieren sehr hoch. Dies hat hohe Abfallmanagementkosten zur Folge, welche durch Abfallvermeidungsmaßnamen teilweise reduziert werden können.

4 DISKUSSION UND SCHLUSSFOLGERUNG

Durch die Anwendung der gewählten Methoden auf ein bestehendes Abfallwirtschaftssystem in einem Unternehmen der Fahrzeugindustrie wurden vielseitige Optimierungspotenziale identifiziert. Diese umfassen Potenziale die das Sammelsystem und die Abfalllogistik betreffen und für die Reduktion der Abfallflüsse und -kosten. Demnach war es möglich ökonomische wie auch ökologische Optimierungspotenziale zu identifizieren. Zudem konnte mit dem gewählten Methodenmix der Großteil der Inhalte für das AWK generiert werden.

Abschließend kann gesagt werden, dass sich die gewählten Methoden gut für die Analyse und Bewertung von betrieblichen Abfallwirtschaftssystemen eignen. Diese Arbeit kann als Basis für weitere Analysen von Abfallwirtschaftskonzepten bei anderen Unternehmen verwendet und als Leitfaden für künftige Untersuchungen verwendet, adaptiert und erweitert werden.

LITERATUR

Allesch, A. & Brunner, P.H. (2015) Material Flow Analysis as a Decision Support Tool for Waste Management. A Literature Review. In: *Journal of Industrial Ecology* 19 (5), S. 753–764.

Bund für Umwelt und Naturschutz e.V. (2010) *Wege zu einer nachhaltigen Abfallwirtschaft.* Berlin.

Bundesgesetz (2014) *Abfallwirtschaftsgesetz 2002.* 2., überarbeitete und erweiterte Auflage.

Cencic, O. (2008) STAN — Freeware für Stoffflussanalysen nach ÖNORM S 2096. In: C. Engelhardt-Nowitzki, O. Nowitzki und B. Krenn (Hg.): *Management komplexer Materialflüsse mittels Simulation: Gabler,* S. 85–95.

Hogland, W. & Stenis, J. (2000) Assessment and system analysis of industrial waste management. In: *Waste Management* (20-7), S. 537–543.

Kurdve, M., Shahbazi, S., Wendin, M., Bengtsson, C. & Wiktorsson, M. (2015) Waste flow mapping to improve sustainability of waste management. A case study approach. In: *Journal of Cleaner Production* 98, S. 304–315.

Müller, M. (2013) *Entwicklung einer Methode zur ökonomischen und ökologischen Optimierung von Produktionsprozessen mittels Materialflussanalyse.* Dissertation. Technische Universität, Wien. Institut für Wassergüte, Ressourcenmanagement.

Nöthe, M. (1999) *Abfall. Behandlung, Management, Rechtsgrundlagen.* Weinheim: Wiley-VCH (Praxis des Technischen Umweltschutzes).

Pimenova, P. & van der Vorst, R. (2004) The role of support programmes and policies in improving SMEs environmental performance in developed and transition economies. In: *Journal of Cleaner Production* 12 (6), S. 549–559.

Schrack, D. (2016) Nachhaltigkeitsorientierte Materialflusskostenrechnung. *Anwendung in Lieferketten, der Abfallwirtschaft und Integration externer Effekte*. 1. Aufl. 2016. Wiesbaden, s.l.: Springer Fachmedien Wiesbaden.

Vacini, F. (2000) STRATEGIC WASTE PREVENTION. In: *OECD Reference Manual.* Organisation for Economic Co-operation and Development (OECD). Paris, France.

Wirtschaftskammer Österreich (2014) *Erstellung eines Abfallwirtschaftskonzeptes.* Ein Leitfaden.

Release of Hydrogen Gas During the Transport of MSWI Bottom Ash

S. Heuss-Aßbichler & A.L. Huber
Ludwig-Maximilians-Universität München, Department für Geo- und Umweltwissenschaften, München, Deutschand

KURZFASSUNG: An sechs verschiedenen Tagen wurde unmittelbar nach dem Befüllen von Transport-Containern mit MV-Rohschlacke die Entwicklung der H_2 Konzentration dokumentiert. Die stets erhöhten Werte zwischen 5.000 und 22.000 ppm H_2 zeigen, dass bei Ablagerung frischer Schlacke in geschlossenem Raum stets mit einer Erhöhung der Wasserstoff-Konzentration zu rechnen ist. Die Eigenschaften der Rohschlacken (u.a. elektr. Leitfähigkeit, pH) sind sehr ähnlich. Es konnte keine Korrelation zwischen H_2- und der Wärmeentwicklung in den Containern festgestellt werden. Die Korrelation zwischen H_2 und Luftdruck hingegen weist darauf hin, dass die Durchlässigkeit der als Abdeckung verwendeten Kunststoffplane eine kritische Größe darstellt. Insbesondere bei kalten Temperaturen und Hochdrucklage ist mit einer Erhöhung der H_2-Konzentration innerhalb des Containers zu rechnen.

1 EINLEITUNG

Nach einer Verpuffungsreaktion beim Transport frischer MV-Schlacke in einer bayerischen Müllverbrennungsanlage stellte sich die grundsätzliche Frage, inwieweit in einem Container mit frischer bzw. bis fünf Tage gealterte MV-Schlacke eine kritische Konzentration für eine Knallgasreaktion entstehen kann. Insgesamt wurden sechs Messkampagnen durchgeführt, und die Gasentwicklung über einen Zeitraum von jeweils vier Stunden dokumentiert. Bei einer erhöhten H2-Konzentration > 10.000 ppm (1 Vol.-%) wurde die Messkampagne um weitere vier Stunden verlängert. Drei Messkampagnen wurden im Herbst (Oktober) und drei weitere im Sommer (August) durchgeführt.

2 VERSUCHSAUFBAU UND MESSMETHODIK

2.1 Versuchsaufbau

An insgesamt sechs verschiedenen Tagen wurden Eisenbahn-Container mit Rohschlacke beladen und unmittelbar danach mit einer Kunststoffplane abgedeckt. Nach ca. ein bis zwei Stunden konnte mit der Messung des emittierten H_2-Gases begonnen werden. Zeitgleich wurde die Wärmeentwicklung innerhalb der Container (30 m³-Container, ca. 20 m² Oberfläche) dokumentiert.

Vor Ort wurden unmittelbar vor der Beladung des Containers Schlacke-Proben vom Förderband entnommen und charakterisiert. Eine Teilprobe wurde im Verhältnis 10/1 (Wasser/Feststoff) auf einem Horizontalschüttler eluiert und dessen pH-Wert und Leitfähigkeit bestimmt.

2.2 Probenmaterial

Der Anteil metallischer Durchläufer war in den MV-Schlacken hoch. Die Temperatur der Rohschlacken auf dem Förderband variierte zwischen 26 und 28 °C und ihre Trockenmasse lag zwischen 84 bis 91 Gew.-%. Der pH-Wert des Eluats der Rohschlacke war mit pH 11,8 – 12,5 hoch, die elektr. Leitfähigkeit variierte zwischen 7,91 – 8,27 mS/cm².

2.3 Messverfahren

Die H_2-Konzentration im luftgefüllten Bereich des Containers wurde mit Hilfe eines mobilen Gaschromatographen bestimmt. Der Aufbau der messtechnischen Ausrüstung erfolgte in einem möglichst geringen Abstand zur oberen Kante des Transport-Containers. Für eine ausreichende Durchspülung des PTFE-Schlauchs genügten zehn Sekunden mit einem Volumenstrom von 0,5 l/min. Die zeitliche Entwicklung der Wasserstoffkonzentration wurde mit Hilfe periodischer Messzyklen (ca. drei Minuten) aufgezeichnet. Die Analysen erfolgten mit einem speziell angepassten Messprogramm der GCM Micro Box I der Fa. SLS Micro Technology (jetzt Elster GmbH). Als Trägergas wurde Argon 5,0 verwendet. Die Kalibrierung erfolgte über eine Einpunktkalibrierung mit einem Prüfgas mit einer Wasserstoffkonzentration von 10.000 ppm in einer Matrix aus synthetischer Luft. Die Messunsicherheit liegt bei ± 10 – 15 % (relativ).

3 ERGEBNIS

3.1 Wasserstoffgas-Entwicklung

Bei allen sechs Messkampagnen wurde eine Erhöhung der H_2 Konzentration beobachtet. An drei Terminen wurde mehr als 1 Vol.-% H_2 gemessen. In Abb. 1 ist der zeitliche Verlauf der H_2-Entwicklung dargestellt; die maximalen Werte sind Tab. 1 zu entnehmen.

Die Maximalkonzentrationen wurden jeweils etwa zwei bis vier Stunden nach Beginn der Containerbeladung erreicht. Etwa fünf bis sechs Stunden nach Beginn der Containerbeladung begann die H_2-Konzentration zu sinken. Bei einer Langzeitmessung (Kampagne 1) wurde noch am Folgetag (30 Stunden) mehr als 5.400 ppm H_2 gemessen.

Ab der zweiten Messkampagne wurde zusätzlich die Temperatur innerhalb des Schlacke-Containers, etwa zehn Zentimeter unterhalb der Abdeckplane, erfasst. Im Oktober waren trotz kühler Außentemperatur (13 – 14 °C) die Temperaturen innerhalb des Containers mit 18 °C (Kampagne 2) bzw. 28 °C (Kampagne 3) erhöht. Im August war bei einer Außentemperatur von > 28 °C die Temperatur unterhalb der Abdeckplane stark erhöht mit Werten zwischen 35 °C (Kampagne 6) und maximal 51 °C (Kampagne 4).

Bei Kampagne 4 nahm die Wasserstoffproduktion zu. Es ist hier zu berücksichtigen, dass im Gegensatz zu sonst ein Aluminiumcontainer im Einsatz war.

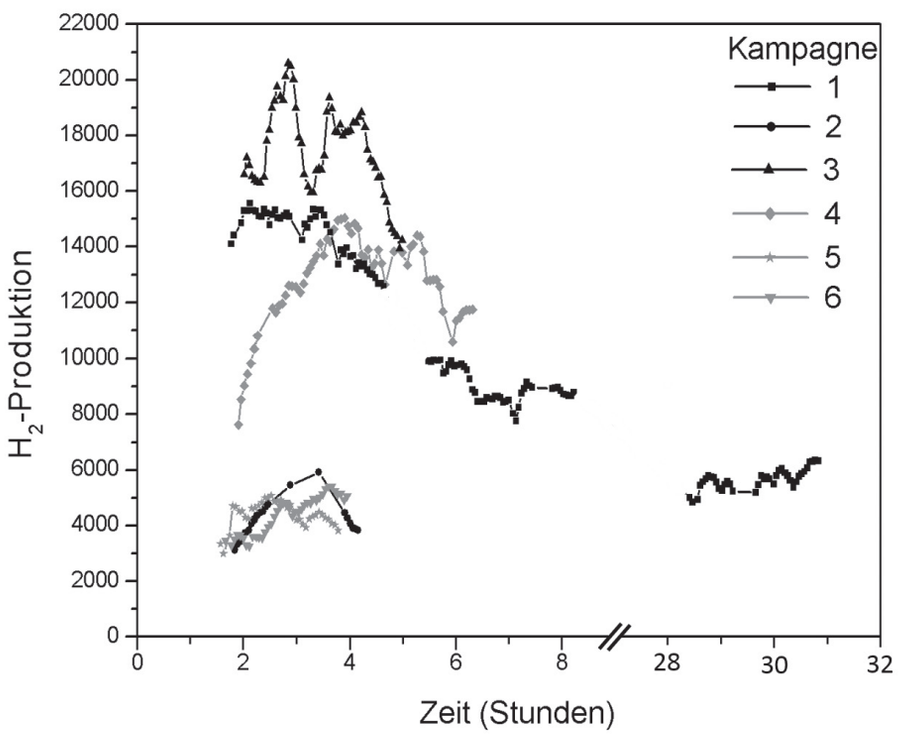


Abb. 1: Wasserstoffentwicklung von MVA-Rohschlacke in einem abgedeckten Container. Die Messkam-pagnen erfolgten in Oktober (schwarz) bzw. in August (grau).

3.2 Potentialabschätzung

Eine fein gemahlene Frischschlacke aus einem Nassentschlacker mit sieben Gew.-% Metall hat bei pH 11,4 ein Reaktionspotential von 23,0 Liter H_2 pro Kilogramm MV-Schlacke (Heuss-Aßbichler et al. 2006). Normiert auf ein Gew.-% Metall, entspricht dies einem Reaktionspotential von etwa 3,3 Liter H_2 pro Kilogramm Schlacke. Diese Werte korrespondieren mit den Daten weiterer Studien mit ca. drei bis zehn Liter H_2 pro Kilogramm frischer Schlacke (Oberste-Padtberg & Seweden 1990, Jaros & Huber 1997). Eine Abschätzung des H_2-Bildungspotentials für zwei Liter bzw. zehn Liter H_2 pro Kilogramm Schlacke ergab eine minimale H_2-Konzentration von 4.842 ppm (26,9 Tonnen) bis maximal 27.693 ppm (für 30,8 Tonnen Rohschlacke). Dies entspricht den gemessen H_2 Konzentrationen während der Messkampagne.

Tab. 1: Maximale H_2-konzentration, pH, Temperaturen und Luftdruck bei den sechs Kampagnen.

Kampagne		pH	H_2-Konzentration ppm	Temperatur im Container °C	Außentemperatur (Maximum) °C	Luftdruck hPa
1.	Oktober	12,2	**15.569**	n.b.	21 °C	**1.015**
2.	Oktober	12,3	5.919	18 °C	14 °C	1.012
3.	Oktober	11,9	**20.594**	28 °C	13 °C	**1.027**
4.	August	12,5	**15.041**	**51 °C**	33 °C	**1.020**
5.	August	12,5	5.074	**47 °C**	32 °C	1.013
6.	August	12,5	5.422	35 °C	28 °C	1.010

3.3 Beitrag verschiedener Parameter

Eine Reihe von Parametern kann die Wasserstoffproduktion beeinflussen:

Metallgehalt: Der Metallgehalt kann zwischen zwei und sieben Gew. % variieren. Er kann aber im Einzelfall sogar bis zu 14 Gew.-% betragen. Die Partikel bestehen zu 60 Vol.-% aus metallischem Aluminium. Wegen der Heterogenität der Schlacke können Anteil und Größe der Al-Partikel nicht exakt bestimmt werden.

pH-Wert: Die Hydratation von metallischem Aluminium ist stark pH-abhängig. Mit pH 11,9 bis 12,5 erfüllten die Rohschlacken stets die Voraussetzung für eine intensive Wasserstoff-pro-duktion.

Salzgehalte: Die elektr. Leitfähigkeit der MV-Schlacken war hoch (> 7,9 mS/cm²). Hohe Salzkonzentrationen der Verbrennungsrückstände begünstigen die Hydratationsreaktion der Metalle und damit gekoppelt die H_2-Produktion der Schlacke.

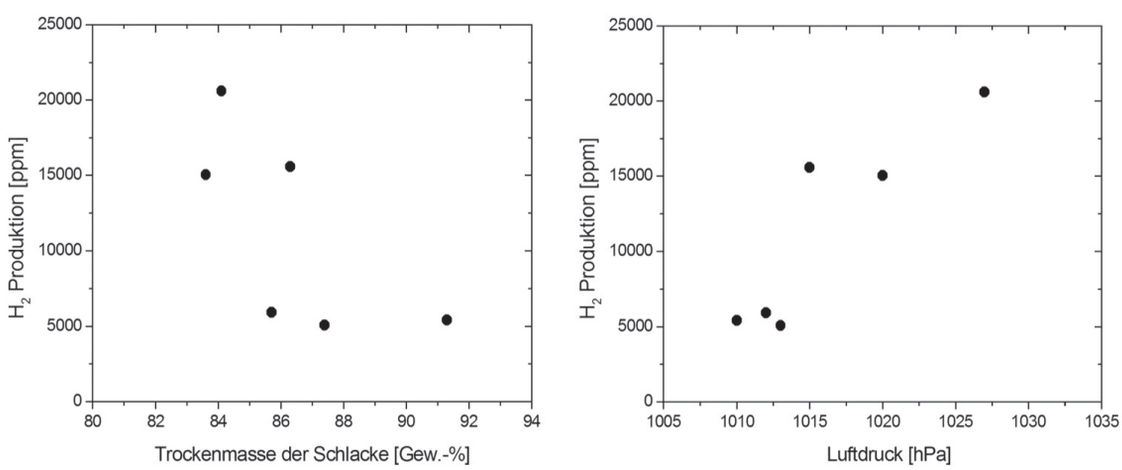


Abb. 2: Korrelation der H_2-Konzentration a) mit der Trockenmasse der Rohschlacke und b) mit dem Luftdruck. Der Messfehler liegt innerhalb der Größe der Messpunkte.

Wassergehalt: Bemerkenswert ist, dass bei den Kampagnen mit höherer H_2-Produktion die Trockenmasse der Schlacke tendenziell niedriger war, d.h. diese Materialen waren feuchter (Abb. 2a).

Gesamtmasse der Rohschlacke in den Container variierte zwischen 26,9 und 30,8 Tonnen. Der Vergleich der Wasserstoffproduktion und der Gesamtmasse der Rohschlacke während der sechs Kampagnen zeigt jedoch, dass die unterschiedlichen Entwicklungen der Wasserstoffkonzentrationen mit der Beladungsmenge allein nicht zu erklären sind.

Witterung: Die Temperatur der Rohschlacke auf dem Förderband war mit ca. 25 – 27 °C bei allen Kampagnen ähnlich. Im Herbst lagen die Tageshöchsttemperaturen zwischen 13 – 21 °C, im Sommer zwischen 28 – 33 °C (siehe Tab. 1). Im Container war die Temperatur stets höher als in der Umgebung (siehe Tab. 1). Die H_2-Bildungsrate korreliert jedoch nicht mit der Höhe der Temperatur. Wie Abb. 2b zeigt, fällt auf, dass bei den drei Kampagnen mit hohen H_2-Bildungsraten der Luftdruck über dem Normaldruck (1.013 hPA) lag.

4 SCHLUSSFOLGERUNG

Die Ergebnisse zeigen, dass bei Lagerung frischer und bis zu einer Woche alten Rohschlacken im geschlossenen Raum grundsätzlich mit einer Erhöhung der H_2 Konzentration zu rechnen ist. Die Eigenschaften der Rohschlacken (u.a. elektr. Leitfähigkeit, pH und Temperatur auf dem Förderband) sind bei den sechs Kampagnen sehr ähnlich. Zudem kann kein direkter Zusammenhang zwischen H_2-Konzentration und Wärmeentwicklung in den Containern festgestellt werden.

Die erhöhte H_2-Konzentration innerhalb der Container zeigt, dass die Bildungsrate von H_2 höher als die Diffusion (Permeation) durch die Kunststoffplane ist. Die Permeation eines Gases durch Kunststoff ist umgekehrt proportional zur Dicke der Kunststofffolie sowie proportional zum Druckgefälle zwischen Innenraum und Umgebung (Woll 1975). Die positive Korrelation zwischen H_2-Konzentration im Innenraum eines Containers und dem Luftdruck lässt darauf schließen, dass bei Hochdrucklage die H_2-Permeation abnimmt, so dass die H_2-Konzentration im Container steigen kann. Da die Permeation temperaturabhängig ist, kann dies die vergleichsweise geringeren H_2 Konzentrationen im Container während der Sommer-Kampagnen erklären. Zur Verhinderung von Verpuffungen, sind Präventivmaßnahmen, wie z.B. eine kontinuierliche (Zwangs-)Belüftung der Container, dringend empfohlen. Der Einsatz von Aluminiumcontainern soll grundsätzlich vermieden werden.

5 DANKSAGUNG

Wir möchten unseren besonderen Dank an die Auftraggeber und allen an dem Projekt beteiligten Personen aussprechen.

LITERATUR

Heuss-Aßbichler, S., Magel G. & Fehr K.T. (2010) Abiotic hydrogen production in fresh and altered MSWI-residues: Texture and microstructure investigation. *Waste management*, 10, 1871-1880.

Heuss-Aßbichler, S., Magel, G., Unzeitig, H. & Fehr, K.T. (2008) *H_2-produzierende abiotische Reaktionen in MVA-Schlackedeponien*. Endbericht BayFORREST Forschungsvorhaben F188.

Jaros, M. & Huber, H. (1997) Emissionsverhalten von MVA - Schlacke nach forcierter Alterung. *Waste Reports, Abfallwirtschaft - Waste Management*, Universität für Bodenkultur Wien, 6, 72.

Magel, G. (2003) *Mineralogische und chemische Untersuchungen zur abiotischen Wasserstoffbildung in Müllverbrennungsrückständen*. Dissertation, Ludwig-Maximilians-Universität München.

Magel, G., Unzeitig, H., Heuss-Aßbichler, S., Fehr, K.T. & Gerthner, F. (2002) Wasserstoffproduktion auf einer Deponie für MV-Rückstände. *Müll und Abfall*, 6, 338-343.

Oberste-Padtberg, R. & Seweden, K. (1990) Zur Freisetzung von Wasserstoff aus Mörteln mit MVA-Reststoffen. *Wasser, Luft und Boden*, 6, 61-62.

Pfrang-Stotz, G. & Reichelt, J. (1996) Müllverbrennungsschlacken: Mineralogie, Elutionsverhalten und Technische Eigenschaften. *Baustoff Recycling & Deponietechnik*, 2, 5-8.

Woll, W. (1975) Abschätzung der Mündigkeit einer Wasserstoff-Diffusion durch Gasleitungen aus Gußeisen. *Fachgemeinschaft Guss-Rohrsysteme* 10, 55-62.

Elektronisches Datenmanagement in der Umwelt und Abfallwirtschaft – Fluch oder Segen?

R. Hummel, A. Ragoßnig, J. Novak & J. Maier
UTC UmweltTechnik und GeoConsulting ZT GmbH, Wien, Österreich

KURZFASSUNG: Das Elektronische Datenmanagement in der Umwelt und Abfallwirtschaft (kurz EDM) ist ein zentrales Instrument in der österreichischen Abfallwirtschaft, um rechtliche Verpflichtungen seitens der Unternehmen und zuständigen Behörden erfüllen zu können. Aufgrund der an dieses System gestellten umfassenden Anforderungen, ist im Bereich der Umsetzung mittlerweile eine derartige Komplexität erreicht worden, die seitens der Anwender nur mehr schwer bewältigbar erscheint. Insbesondere gilt dies im Bereich jener Meldedaten, die ausschließlich in Form von strukturierten Dateien übermittelt werden müssen (z.B. Jahresabfallbilanz). Für deren Umsetzung bedarf es einem Zusammenspiel von fachlich und IT-technisch kompetenten Spezialisten. Welche Lösung letztendlich für ein Unternehmen die Beste ist, kann nur individuell auf Basis von unternehmensspezifischen Rahmenbedingungen (bspw. Tätigkeitsfelder innerhalb der Abfallwirtschaft, internes EDV-System, Größe des Unternehmens, Kundenumfeld, etc.) ermittelt werden. Stehen hingegen bereits IT-technische Anwendungen zur Verfügung, ist für deren Befüllung mit richtigen Daten eine gewisse Fachkompetenz unerlässlich, um gegenüber den Behörden nicht in Erklärungsnotstand zu geraten.

1 EINLEITUNG

Das Elektronische Datenmanagement in der Umwelt und Abfallwirtschaft (kurz EDM) ist mittlerweile aus der österreichischen Abfallwirtschaft nicht mehr wegzudenken. Seit dem Start im Jahr 2002 sind schrittweise zusätzliche Fachanwendungen hinzugekommen, die alle das Ziel verfolgen, die öffentliche Verwaltung und die Unternehmen bei der Erfüllung ihrer Kontroll- und Reporting-Aufgaben zu unterstützen. Als Grundlage für die Umsetzung der Fachanwendungen im Auftrag der Behörden (zumeist BMLFUW) dienen der rechtliche Rahmen und die sich daraus ergebenden Eintragungen von Stammdaten und Übermittlung von Meldedaten.

Grundsätzlich kann die Fülle an gesetzlichen Verpflichtungen aus ökonomischer Sicht nur mehr auf Basis fachlichen Knowhows mit Unterstützung von EDV-Technik erfüllt werden. Dabei darf jedoch nicht außer Acht gelassen werden, dass damit hohe Investitionen in die EDV und Ausbildung der Belegschaft erforderlich sind. Dies gilt für alle betroffenen Benutzer, egal ob es sich dabei um kleine oder große Unternehmen oder zuständige Behörden handelt.

2 EDM AUS SICHT EINES BERATERS MIT FACHKOMPETENZ

Da das EDM sehr auf nationale und internationale Standards Rücksicht nimmt, ist die richtige Nutzung der EDM-Anwendungen nicht immer einfach. Begriffe wie GLN, GTIN, XML-Format, Webservice, Upload-Funktion, zulässige Dateiformate, Referenzdaten, Prüfregeln, Datenanforderungen, etc. sind nicht jedem geläufig, aber für die Erstellung des fachlich korrekten Inhalts der Meldungsdaten wesentlich. Zusätzlich sind aktuelle Beiträge zum EDM am EDM Portal (unter edm.gv.at) laufend zu verfolgen, um sich auf naheliegende Entwicklungen und neue Verpflichtungen rechtzeitig einstellen zu können.

Aufgrund dessen, dass das EDM als Informationsverbundsystem bereits viele Bereiche der Abfallwirtschaft (und darüber hinaus) abdeckt, kann es für Unternehmen in Bezug auf die Erfüllung all seiner rechtlichen Verpflichtungen prinzipiell nur individuelle Lösungen mit An-

bindung an bestehende Systeme geben. Entscheidend ist, welche fachliche Kompetenz das Unternehmen besitzt und wieviel Einsatz an IT-Technik notwendig und möglich ist.

Im Hinblick auf den Einsatz der EDV sind prinzipiell intelligente Lösungen mit hohem Automatisierungsgrad anzustreben. Erfolgt bereits die Erfassung der Informationen digital am Ort der Entstehung (bspw. mittels mobiler Geräte), so ist ein erster Schritt in diese Richtung getan. Die automatisierte Verknüpfung der Daten zu erforderlichen Meldeinhalten und deren webservicebasierte Übermittlung ist nur die logische Folge davon. Ein Systembruch, d.h. die Erfassung von Informationen in Papierform, ist in diesem Fall tunlichst zu vermeiden.

Da nicht davon ausgegangen werden kann, dass sich das Informationsniveau auf Basis der Meldungsinhalte verringern wird, sollte auf Seiten der Unternehmen als gemeinsames Ziel der digitale Informationsfluss untereinander intensiviert werden. Dies könnte beispielsweise durch gemeinsame Plattformen erfolgen, die Daten von unterschiedlichen Rechtspersonen entgegen nehmen und an beteiligte Akteure automatisiert weiterleiten oder deren Übereinstimmung überprüfen, um bestehende Widersprüche aufzudecken oder überhaupt zu verhindern.

Behördenseitig wären implementierte Auswertungsroutinen innerhalb der EDM-Landschaft eine erhebliche Arbeitserleichterung im Hinblick auf geplante Vorort-Kontrollen. Mit der Verkürzung der Vorbereitungsdauer einhergehend wären damit auch zusätzliche Überprüfungen möglich, um allfällige Problemfälle besser in den Griff zu bekommen und damit die Qualität und Effizienz im Vollzug zu erhöhen, um so auch wieder mehr den direkt beeinflussbaren Umweltschutz aktiv mitgestalten zu können.

3 SCHLUSSFOLGERUNG BZW. ZUSAMMENFASSUNG

Das Elektronische Datenmanagement in der Umwelt und Abfallwirtschaft hat sich bereits zu einer festen Säule im Rahmen der österreichischen Abfallwirtschaft entwickelt. Die Notwendigkeit eines solchen Systems ist unbestritten. Jedoch ist davor zu warnen, dieses System als Selbstläufer anzusehen, d.h. nicht alles was IT-technisch möglich erscheint, sollte auch in rechtliche Vorgaben gegossen werden, da jede Anpassung bzw. Erweiterung weitere Investitionen auf allen Seiten verursacht und der sich daraus zu ergebende erhöhte Nutzen nicht unbedingt gegeben ist.

Abgesehen davon muss jedem klar sein, dass die IT-Technik niemals alle fachlichen und rechtlichen Anforderungen erfüllen wird können. Beispielsweise ist nicht überprüfbar, ob die angegebenen Daten der Realität entsprechen. Des Weiteren sind Gegebenheiten, die im EDM-System nicht erfasst werden, weder auswertbar noch behördenseitig kontrollierbar. Dies kann daher nur durch Vorort-Begehungen erfolgen, womit diese weiterhin unerlässlich bleiben. Auch inhaltliche Sachverhalte sind datenverarbeitungstechnisch nur bedingt auf deren Richtigkeit überprüfbar. Man denke hier nur an hochzuladende Anhänge. Ob nun als Fotodokumentation ein Abfallhaufen oder ein scherzhafter Sonnenuntergang zu sehen ist, kann vom System allein nicht beurteilt werden. Das fachliche Wissen ist und bleibt damit die Grundlage einer jeden IT-Lösung und kann etwaige Kontrolltätigkeiten nur unterstützen, aber niemals ersetzen.

Als mittelfristiges Ziel des EDM's sollte eine Vereinheitlichung der bestehenden Meldeverpflichtungen verfolgt werden. Hier wären beispielsweise gefährliche Elektroaltgeräte zu nennen, die bei einer Übergabe an eine andere Rechtsperson Meldungen in der eEAG-Anwendung, in der eBS-Anwendung sowie in der eBilanzen-Anwendung nach sich ziehen. Dieser Kraftakt erfordert jedoch eine intensivere Zusammenarbeit und eine offenere Umsetzungsbereitschaft aller beteiligten Akteure.

Eines kann mit Sicherheit festgehalten werden, dass das EDM uns alle noch eine geraume Zeit in der Abfallwirtschaft beschäftigen wird. Ein Entwicklungsende ist nicht abzusehen und wird vermutlich auch ob der ständigen Weiterentwicklung niemals erreicht werden. Ob dies nun ein Fluch oder ein Segen ist, ist immer vom jeweiligen Betrachter abhängig.

LITERATUR

EDM (2016) *Elektronisches Datenmanagement* – Umwelt, abgerufen von edm.gv.at.

Current State of Biowaste Management in the Czech Republic

B. Lyčková, J. Mudruňka, S. Štanclová, R. Kučerová & V. Dirner
VŠB – Technical University of Ostrava, Faculty of Mining and Geology, Institute of Environmental Engineering, Ostrava, Czech Republic

ABSTRACT: In line with the declared strategy of waste management in the countries of the European Union (EU), which was also incorporated in the legislation of the Czech Republic (CR), by 2025 municipal waste landfills are to be minimised or closed down completely, which also concerns biodegradable waste. This implies that there is a topical need to find alternatives to landfilling for the management of biodegradable municipal waste (BMW). There are several options how to process such waste, for example composting and anaerobic digestion. The paper states the data on the biowaste production in the CR and its processing methods, including further developments for its disposal.

1 INTRODUCTION

The Czech Republic currently strives to comply with its obligations towards EU biowaste management requirements. The decisive Council Directive 1999/31/EC on the landfill of waste obliges all the EU member states, including the Czech Republic, to drastically reduce landfilling of biodegradable wastes or biodegradable municipal waste. By 2020 this legal document clearly mandates a reduction in such currently landfilled waste down to 35 % related to 100 % of the biodegradable waste production in 1995.

The aims of biodegradable waste management are reflected in the existing waste management legislation of the CR. The decisive legal document is Act on Waste and related implementing regulations. Another important document is the Waste Management Plan of the CR for 2015 – 2024. All the documents stipulate the so-called hierarchy of waste management that prioritizes waste utilisation to its disposal.

The biodegradable components make up a significant part of the municipal waste mixture. Therefore, the law prescribes municipalities to provide for and operate a system of separated biowaste collection.

In the CR household composting has a long tradition, especially in the country and municipalities up to 20,000 inhabitants. Composting plants, of which there are over 300 in the CR, mostly apply the technology of open composting. However, the sales of composts made from the municipal waste are problematic and the operation of the composting plants processing such type of biowaste is not profitable.

In the CR there are over 550 facilities of anaerobic digestion technology – biogas plants – the majority of which process agricultural waste (stabling materials), slaughterhouse waste and also restaurant waste, waste fruit and vegetables and public yard waste.

The Czech Republic does not have sufficient facilities for the thermal processing of biowaste contained in the mixed municipal wastes. There are only three municipal waste incineration plants.

In the CR there is a set of tools supporting the waste management, either administrative or economic. A significant administrative tool is the municipal ordinance on the system of collecting, transport, sorting, reuse and disposal of municipal wastes, an approval for the facility operation,

the obligation of re-collection and a number of other tools arising from the existing legal documents related to waste management. Among the economic tools there are fees for waste landfilling, reserves for landfill reclamation, citizens´ payments for municipal waste management, etc.

Besides these there are other tools such as information campaigns, education, research and development, etc. Related to the issue of municipal wastes certain organisational tools, education and instruction tools and informational tools are important.

2 PRODUCTION OF BIOWASTES IN THE CR AND THE METHODS OF THEIR MANAGEMENT

Tab. 1: Production of wastes 2009 – 2014.

Year	2009	2010	2011	2012	2013	2014
Waste group	Quantity [tons]					
02	698 725	515 311	383 819	281 137	309 274	309 916
03	227 660	214 064	175 942	169 522	148 915	168 189
20	5 125 081	5 223 789	5 231 822	5 042 114	5 028 289	5 184 788

The groups of waste in line with Decree 93/2016 Coll., on the Catalogue of waste are: "02 wastes" from the primary production in agriculture, gardening, gamekeeping, fishing and food production and processing, "03 wastes" from wood processing and the production of boards, furniture, cellulose, paper and cardboard, "20 wastes" which is municipal waste, including the separated waste components.

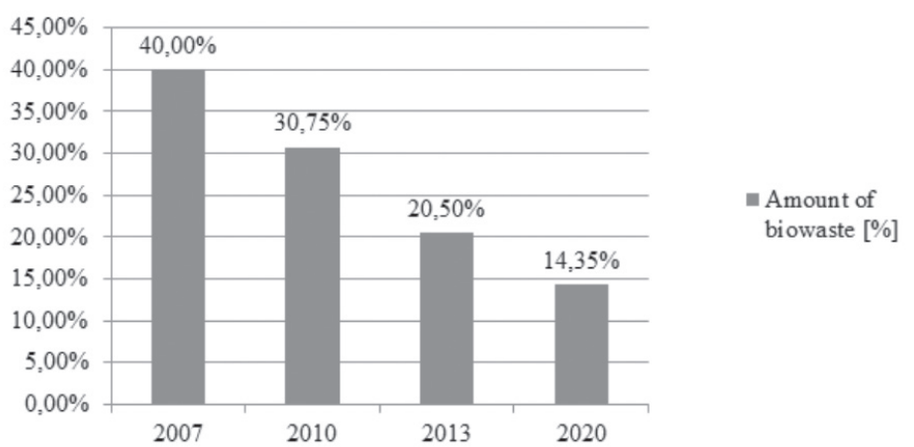


Fig. 1: Decrease of the amount of biowaste within mixed waste (source: CENIA).

Tab. 2: Major methods of BMW management in 2009 – 2014.

Year	2009	2010	2011	2012	2013	2014
Code of BMW management	Quantity [tons]					
N 13	355 877	502 379	371 972	381 785	449 877	520 262
D 1	4 628 740	4 201 833	3 803 624	3 745 849	3 415 382	3 251 340
D 10	6 170	26 378	5 017	5 331	6 219	5 358

The BMW management codes according to the list of selected waste management methods based on Appendix 20 to the Decree of the Ministry of the Environment 383/2001 Coll., on the details of waste management, as amended are: N 13 – composting, D 1 – storing on/below the ground surface (landfilling), D 10 – inland incineration.

The above stated tables are prepared according to the Statistical Yearbook of the Environment of the CR 2014 (issued by the Ministry of Environment, processed by CENIA).

Fig. 2: Map of facilities for BMW processing (source: CENIA).

Tab. 3: Forecast of BMW management 2016 - 2024.

Disposal method	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022	2023	2024
					[%]				
Composting	17.8	20.2	22.6	25.0	27.3	29.6	31.8	34.0	36.2
Energy recovery	7.4	6.7	5.9	5.1	4.3	3.5	2.7	1.9	1.0
Material recovery	39.5	41.2	42.9	44.6	46.3	47.9	49.6	51.3	52.9
Landfilling	35.3	31.8	28.6	25.3	22.2	19.0	15.9	12.9	9.9

Tab. 3 was prepared in line with the Government Decree 352/2014 Coll. on the Waste Man-agement Plan of the CR for 2015-2024, as amended.

REFERENCES

Biom.cz (2014) *Nástroje administrativní. ekonomické a ostatní.* [cit. 2016-01-28]. Available at <http://biom.cz/rp-bro/04.pdf.>

Hrebicek, J., Friedman, B., Hejc, M., Horsák, Z., Chudárek, T., Kalina, J. & Piliar F. (2009) *Integrovaný systém nakládání s odpady na regionální úrovni.* Littera. ISBN: 978-80-85763-54-6.

Husáková, K. (2015) *Změny v nakládání s biologicky rozložitelnými odpady.* Praha: Ministerstvo životního prostředí ČR. [cit. 2016-01-28]. Available at <http://www.zeraagency.eu/dokumenty/008011002/04_mzp_husakova.pdf.>.

Mudrunka, J., Lycková, B., Király, A. (2015) *Biologicky rozložitelný komunální odpad a související legislativa.* [cit. 2016-02-10]. Available at <http://biom.cz/cz/odborne-clanky/biologicky-rozlozitelny-komunalni-odpad-a-souvisejici-legislativa>. ISSN: 1801-2655.>.

MŽP (2014) *Informativní materiál: Způsob sběru BRKO v obcích dle koncového způsobu využití.* [cit. 2016-01-28]. Available at <http://www.mzp.cz/cz/biologicky_rozlozitelny_odpad_sber.>.

MŽP (2014) CENIA – *Statistická ročenka životního prostředí České republiky 2014*. [cit. 2016-01-28]. Available at <http://www1.cenia.cz/www/sites/default/files/Ro%C4%8Denka%20%C5%BDP%20%C4%8CR%202014.pdf.>.

Energieverbunde kommunaler Kläranlagen

K. Schopf, B. Schmid, & T. Kienberger
Montanuniversität Leoben, Lehrstuhl für Energieverbundtechnik, Leoben, Österreich

KURZFASSUNG: Die Abwasserbehandlung stellt einen energieintensiven Prozess dar, der für rund 20 % des Energieverbrauchs (Wiechmann et al. 2013) des Gemeindeapparates verantwortlich ist. Jedoch hinterlässt der Prozess auch energiereiche Reststoffe: Faulgas und Klärschlamm, welche erhebliche Bioenergiepotentiale darstellen. Bei energetisch optimaler Einbindung der Potentiale kann ein hoher Elektrizitäts- und Wärmeeigenversorgungsgrad erreicht werden. Hierfür ist es jedoch notwendig, die Massen- und Energieströme verschiedener Kläranlagen zu analysieren, Bioenergiepotentiale zu identifizieren und eine Einbindung dieser über thermische Verwertungsaggregate zu ermöglichen. Eine genaue Analyse diverser Energieverbunde wird angestrebt und mit Hilfe eines eigens entwickelten modularen Simulationsmodelles durchgeführt.

1 EINLEITUNG

Die Reinigung von Abwasser ist ein energieintensiver Prozess und hinterlässt energiereiche Spuren! Vor allem die bei der Reinigung entstehenden Reststoffe: Faulgas und Klärschlamm, stellen erhebliche Bioenergiepotentiale dar. Faulgas wird bereits heute in Blockheizkraftwerken zur Deckung des Eigenstrom- und -wärmebedarfs von Kläranlagen eingesetzt. Klärschlamm ist ein Bioenergieträger der Zukunft, welcher einer thermischen Verwertung zugeführt werden kann. Zudem beinhaltet das Abwasser Wärmenergie, welche unter bestimmten Bedingungen eine Möglichkeit zur Raumheizung bietet. Diese Ausgangsbasis dient der Ableitung zweier essentieller Forschungsfragen. Einerseits: Welche Bioenergiepotentiale weist eine kommunale Kläranlage tatsächlich auf? Und andererseits: Wie können die vorhandenen Potentiale energieeffizient genutzt werden?

2 BIOENERGIEPOTENTIALE KOMMUNALER KLÄRANLAGEN

Hinsichtlich der Bioenergiepotentiale gilt es deren energetische Größenordnung, sowie deren räumliche Verteilung zu ermitteln und ihre Einbindung in einen Energieverbund zu forcieren.

2.1 Ermittlung der Bioenergiepotentiale

Die Bioenergiepotentiale hängen von zahlreichen Faktoren, wie der Kläranlagengröße, der verfahrenstechnischen Ausstattung oder der Abwasserzusammensetzung ab. Zur Ermittlung der tatsächlich vorliegenden Potentiale ist es daher notwendig, eine Massen- und Energiebilanz aufzustellen, welche die relevanten Einflussfaktoren berücksichtigt. Die aktuelle Literatur bietet keinerlei Darstellung des gesamten Energiesystems Kläranlage. Die Betrachtung einzelner Verfahrensstufen ohne ihre gesamtsystematische Einbindung in die Kläranlage ermöglicht jedoch nur eine eingeschränkte Abbildung der Potentiale und bietet keine ausreichende Grundlage für weitere energietechnische Analysen. Die Entwicklung eines modularen Modells, welches das gesamte Energiesystem Kläranlage inklusive aller Verfahrensstufen vollständig abbildet, soll hier Abhilfe schaffen.

Das modulare Modell ermöglicht Nutzern Massen- und Energiebilanzen von aeroben und anaeroben Abwasserbehandlungsanlagen verschiedener Größen und Ausstattungscharakteristika zu erstellen, um daraus Bioenergiepotentiale abzuleiten. Die nachfolgende Abbildung zeigt alle in das Modell inkludierbaren Module einer Kläranlage mit anaerober Schlammstabilisierung. Hier gilt zu beachten, dass bei der Betrachtung einer aeroben Stabilisierung die Module Vorklärung und Faulturm, sowie die Stoffflüsse Primärschlamm und Faulgas entfallen. (Bever et al 1995).

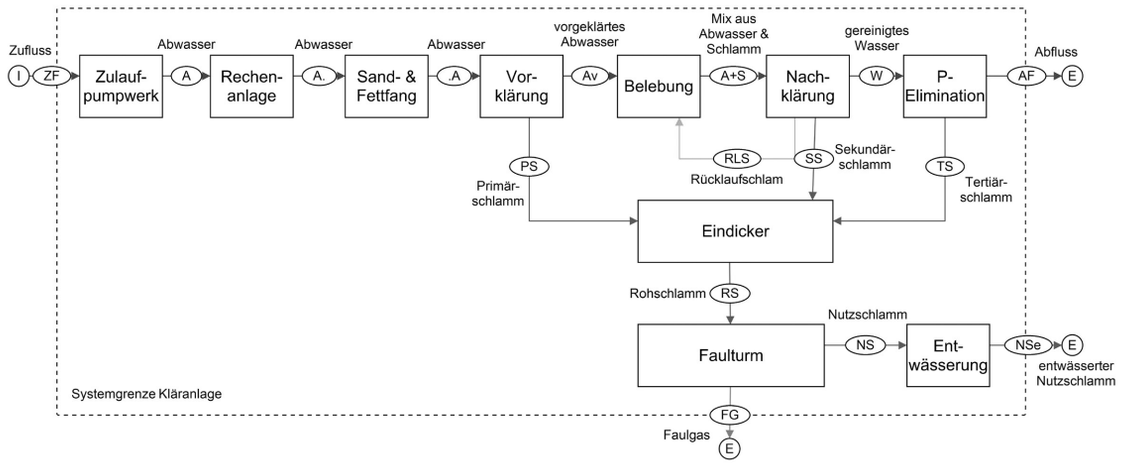


Abb. 1: Aufbau des modularen Modells zur Ermittlung von Energiebilanzen.

2.2 Einbindung der ermittelten Bioenergiepotentiale in den Energieverbund der Kläranlage

Aufgrund der Situation auf den mitteleuropäischen Märkten sind eine energetische Verwertung des Klärschlammes, sowie ein möglichst hoher Eigenversorgungsgrad von kommunalen Kläranlagen anzustreben. Ersichtlich wird dies, bei genauerer Betrachtung der Situation in Österreich und Deutschland. Die rund 12.000 existierenden kommunalen Kläranlagen benötigen circa 4.500 GWh an elektrischer und 1.900 GWh an thermischer Energie und sind mit einem Anteil von 20 % die Hauptverbraucher innerhalb des Gemeindeapparates. Zudem sind Abwasserbehandlungsanlagen für rund 1 % des jeweiligen nationalen Gesamtelektrizitätsbedarfs verantwortlich (Überreiter et al. 2016), (Wiechmann et al. 2013). Im Hinblick auf die Entwicklung energieeffizienter Systeme gilt es daher, die im Faulgas und Klärschlamm enthaltenen Energiepotentiale energieeffizient in den Energieverbund der Kläranlage einzubinden.

Dies wird ebenfalls über das modulare Modell ermöglicht. Auf Basis der erstellten Massen- und Energiebilanz der Kläranlage können die sich aus der Marktsituation ergebenden Energieverbunde modular aufgebaut und berechnet werden. Dies erfolgt mittels Integration von Schlammbehandlungs- oder Energieproduktionselementen, wie Klärschlammtrocknungsaggregaten, Blockheizkraftwerken oder Aggregaten zur thermischen Klärschlammverwertung. Zur optimalen Einbindung der möglichen Erweiterungsoptionen hinsichtlich Erhöhung der Energieeffizienz und Steigerung des Eigenversorgungsgrades wird ein erweitertes System betrachtet, welches in Abb. 2 dargestellt ist.

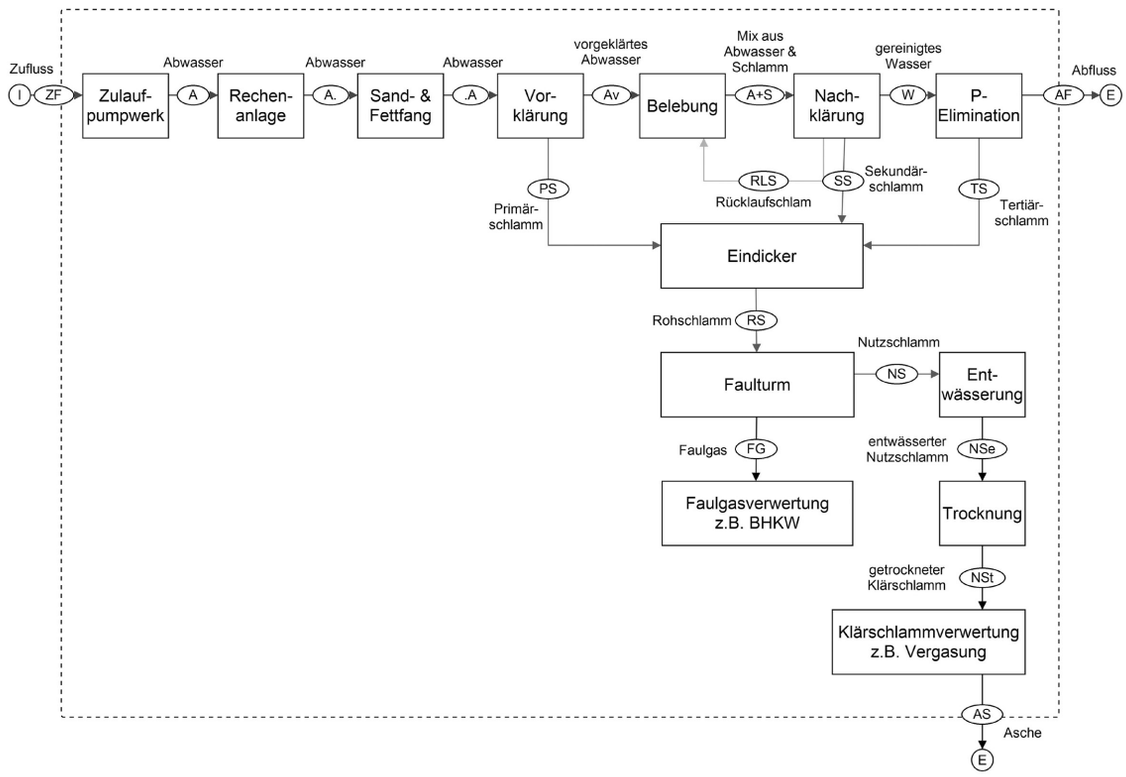


Abb. 2: Systemerweiterung zur energieoptimierten Nutzung im Energieverbund der Kläranlage.

2.3 Einbettung des erweiterten Energiesystems Kläranlage in kommunale Energienetze

Nach optimaler Auslegung des Energiesystems Kläranlage kann mit Hilfe des modularen Modells zudem eine Analyse verschiedener Speicher- und Netzeinbindungsoptionen durchgeführt werden. Abb. 3 zeigt das Gesamtsystem inklusive der für Speicherung und Einspeisung im Fokus stehenden Energieträger.

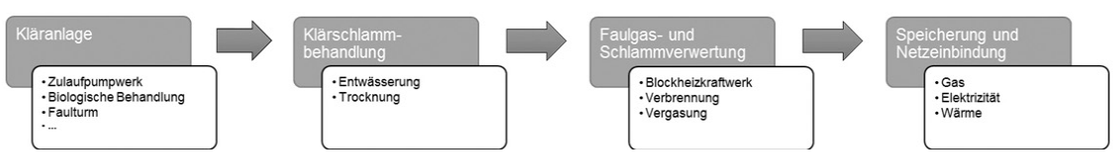


Abb. 3: Gesamtenergiesystem Kläranlage inklusive Speicher- und Netzeinbindungsoptionen.

Hier besteht das Ziel darin, zu identifizieren inwieweit Bioenergiepotentiale Kläranlagen-intern genutzt werden sollen, beziehungsweise wann ein Export in übergeordnete Netzsysteme anzustreben ist. Zudem gilt zu analysieren, welche Importpotentiale eine Anlage aufweist. Dafür sind Energieverbrauchs- und -produktionsprofile der Abwasserbehandlungsanlagen zu erstellen, um einen Abgleich mit dem kommunalen Netz vornehmen zu können und abzuklären ob Abwasserbehandlungsanlagen potentielle Energiezentralen darstellen.

3 ERGEBNISSE

Im Zuge der ersten Analysen mittels des vorliegenden Modells der Kläranlage wurde der Fokus auf die Optimierung des Elektriztäts- und Wärmeeigenversorgungsgrades gelegt. Im ersten Schritt erfolgte die Ermittlung der Kläranlagenkonfiguration. Hierzu wurde mit Hilfe des modularen Modells die Energieperformance von diversen aeroben und anaeroben Kläranlagen verglichen. Dabei stellte sich heraus, dass anaerobe Kläranlagen als Basis für weitere Betrachtungen herangezogen werden, da aufgrund der Faulgasproduktion und -nutzung ein höherer exerge-

tischer Wirkungsgrad erzielt werden kann.

Im Rahmen des nächsten Analyseschrittes ist es essentiell die Klärschlammentwässerung, -trocknung, und -verwertung genauer zu betrachten. Um einen möglichst hohen Trockengehalt von rund 35 % (DWA 2013) zu erreichen, sodass der Energieverbrauch der Trocknungsanlagen reduziert werden kann, ist eine Presse als Entwässerungsaggregat anzustreben. Danach erfolgt die Trocknung des Klärschlammes auf Trockengehalte von rund 90 % (Obernberger et al. 2007) mit Hilfe eines Niedertemperatur-Bandtrockners, welcher hinsichtlich Energieverbräuche die beste Performance aufweist. Die thermische Verwertung kann dann in diversen Verbrennungs-, Entgasungs- und Vergasungsaggregaten erfolgen. Hier ist im Hinblick auf einen möglichst hohen Elektrizitäts- und Wärmeeigenversorgungsgrads eine Vergasung anzustreben. Zudem bietet diese Konfiguration Flexibilität in der Strom- und Wärmeproduktion. Das Produktgas stellt einen exergetisch hochwertigen Energieträger dar, welcher intern genutzt oder eingespeist werden kann. Die nachfolgende Tabelle zeigt einen Vergleich der Energieverbunde aus anaerober Kläranlage mit Faulgasnutzung, Presse, Bandtrockner und Verbrennung bzw. Vergasung (Schmid 2016).

Tab. 1: Ergebnisse aus dem Vergleich zweier Energieverbunde – anaerober Kläranlage, Presse, Bantrockner und Verbrennung bzw. Vergasung.

	Verbrennung	Vergasung
Elektrizität		
Elektrizitätverbrauch	6.549 MWh/a	6.602 MWh/a
Elektrizitätbereitstellung	3.230 MWh/a	5.843 MWh/a
Elektrizitätseigenversorgungsgrad	49 %	88 %
Wärme		
Wärmeverbrauch	11.394 MWh/a	11.891 MWh/a
Wärmebereitstellung	11.394 MWh/a	11.049 MWh/a
Wärmeeigenversorgungsgrad	> 100 %	93 %

In einem letzten Schritt gilt es die Abwärmeströme systemintern zu nutzen. Hierzu erfolgt eine Einbindung dieser in den Faulungs- und Trocknungsprozess.

4 SCHLUSSFOLGERUNG BZW. ZUSAMMENFASSUNG

Zusammengefasst ermöglicht das modulare Modell die Ermittlung von Bioenergiepotentialen von kommunalen Abwasserbehandlungsanlagen und identifiziert deren energieeffizienteste Speicher- und Nutzungsmöglichkeiten. Somit kann in weiterer Folge eine neue Forschungsfrage aufgeworfen und beantwortet werden: Welche Rolle spielen Kläranalgen als Flexibilitätsdienstleister am Energiemarkt?

LITERATUR

Bever, J., Stein, A. & Teichmann, H. (1995) *Weitergehende Abwasserreinigung.* München, Wien: R. Oldenbourg Verlag.

DWA-Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V. (2013) *Arbeitsblatt DWA-A 216 – Energiecheck und Energieanalyse,* Hennef.

Obernberger, I., Supancic, K., Polzer, A., Himmel, W. & Winter, I. (2007) *Untersuchung der Stoffflüsse und sinnvollen Verwertung von sowie Reststoffnutzung aus Klärschlamm in der Steiermark* – Endbericht, Graz.

Schmid, B. (2016) *Exergetisch hochwertige Nutzung von Klärschlamm,* Leoben.

Überreiter, E., Lenz, K., Zieritz, I., Weber, K. & Eder, I. (2016) *Kommunales Abwasser – Österreichischer Bericht 2016,* Wien, URL: https://www.bmlfuw.gv.at/wasser/wasser-eu-international/europaeische_wasserpolitik/Lagebericht-2016.html .

Wiechmann, B., Dienemann, C., Kabbe, C., Brandt, S., Vogel, I. & Roskosch, A. (2013) *Klärschlammentsorgung in der Bundesrepublik Deutschland,* Dessau-Roßlau, URL: https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/376/publikationen/klaerschlammentsorgung_in_der_bundesrepublik_deutschland.pdf .

Kontinuierliche Feststoffvolumenstrommessung in mechanisch biologischen Abfallbehandlungsanlagen

M. Bosling, E. Coskun & T. Pretz
RWTH Aachen University, Institut für Aufbereitung und Recycling, Aachen, Deutschland

L. Wittmann, M. Reiser & M. Kranert
Universität Stuttgart, ISWA - Institut für Siedlungswasserbau, Wassergüte- und Abfallwirtschaft, Stuttgart, Deutschland

KURZFASSUNG: Das vom Bundesministerium für Wirtschaft und Energie (BMWi) geförderte Anschlussvorhaben „Energieeffiziente Abluftbehandlung 2 – EnAB 2“ verfolgt das Ziel die Energieeffizienz von MBA signifikant zu steigern. Das Ziel wird durch Modifikationen der Fahrweisen sowohl in der mechanischen als auch in der biologischen Behandlungsstufe und durch die Anwendung eines im Vorgängerprojekt EnAB entwickelten Abluftmanagementsystems erreicht. In EnAB wurden u. a. Versuche zur Bestimmung der Effizienz des vorhandenen Trommelsiebs durchgeführt. Für die Bewertung der Siebeffizienz wurde in großtechnischen Versuchen der Siebwirkungsgrad ermittelt. Die Versuche zeigten, dass der Siebwirkungsgrad zwischen 59 % und 91 % schwankte. Diese Schwankungen haben erheblichen Einfluss auf Quantität und Qualität des Siebüberlaufs und Siebdurchgangs. Ausgehend von diesen Ergebnissen wird im Projekt EnAB 2, welches im November 2015 startete, die Fragestellung der unstetigen Anlagenbeschickung und dessen Auswirkung auf die Energieeffizienz von MBA genauer untersucht. In diesem Zusammenhang wurde zunächst eine kontinuierliche Feststoffvolumenstromüberwachung entwickelt und am Anlagenstandort installiert. Die Ergebnisse der Messungen zeigen, dass das Trommelsieb in lediglich 25 % des Betriebs optimal beschickt wurde.

1 EINLEITUNG

In Europa werden in etwa 330 mechanisch-biologischen Abfallbehandlungsanlagen (MBA) ca. 33 Mio. Mg Behandlungskapazität für gemischte Siedlungsabfälle bereitgestellt (Nelles et al. 2012). In Deutschland muss die Abluft aus MBA nach der dreißigsten Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes (30. BImSchV) gefasst und einer Behandlung zugeführt werden. In der Verordnung sind u. a. Grenzwerte für Staub-, Kohlenstoff- und Distickstoffoxid-Emissionen aus MBA festgelegt. Besonders der Grenzwert für die Kohlenstofffracht, die auf 55 g pro Mg Input begrenzt wird, stellt die MBA-Betreiber vor große Herausforderungen. Zur Einhaltung der Grenzwerte kommen überwiegend Kombinationen aus Biofiltern, sauren Wäschern und regenerativ-thermischen Oxidationsanlagen (RTO) zum Ein-satz. RTOs sind jedoch nicht für die Abluft aus MBA ausgelegt, daher ist deren Einsatz mit Nachteilen verbunden. So ist ca. 65 % des spezifischen Energieverbrauchs von MBA auf den Einsatz von RTO zurückzuführen. Aufgrund dieser unbefriedigenden Situation und unter Berücksichtigung der Ergebnisse des bereits abgeschlossenen Verbundvorhabens „Energieeffiziente Abluftbehandlung – EnAB“ (FKZ: 03ET1053A-D) startete im November 2015 das zweijährige Anschlussvorhaben „Energieeffiziente Abluftbehandlung 2 – EnAB 2“ (FKZ: 03ET1378A-D). Das Ziel von EnAB 2 ist den Energieaufwand zur mechanisch-biologischen Abfallbehandlung signifikant zu senken. Dieses Ziel ist nach dem Ergebnis des vorlaufenden Projektes EnAB insbesondere dann zu erreichen, wenn der Energieverbrauch für die mechanische und biologische Prozessführung sowie die anschließende Abluftbehandlung reduziert werden kann.

Beim Betrieb von MBA ist das Zusammenwirken vieler Einzelprozesse für eine effiziente Prozessgestaltung und für die finale Abluftreinigung von entscheidender Bedeutung. Damit sind zum Erreichen des Ziels sowohl technische Aspekte einer Abluftbehandlung als auch die konkrete betriebliche Organisation des Zusammenwirkens unterschiedlicher Einzelprozesse von Belang.

In den Versuchskampagnen in EnAB wurde eine Schwankungsbreite beim Siebwirkungsgrad von 59 % bis 91 % ermittelt. Der Siebwirkungsgrad wirkt sich sowohl auf die Quantität als auch die Qualität der Outputströme (Rottematerial, mittelkalorische Fraktion) der mechanischen Aufbereitung (MA) aus. Die Schwankungsbreite wird neben den Eigenschaften des Anlageninputs maßgeblich von der Anlagenbeschickung beeinflusst. Daher wurden in der Anfangsphase von EnAB 2 Kampagnen mit dem Ziel einer Verstetigung des Abfallstroms durchgeführt.

Zur Online-Überwachung der Anlagenbeschickung wurde eine kontinuierliche Volumenstrommessung mittels 3D-Laser-Triangulation für die MBA Großefehn konzipiert und vor Ort angebracht. Die Fragestellungen umfassen speziell die Schwankungen im Volumenstrom des Inputs nach der Zerkleinerung, da die Effizienz der anschließenden Siebung vom herrschenden Volumenstrom abhängt.

2 METHODIK

Der Volumenstrommessstand in der MBA Großefehn wurde nach dem Zerkleinerer auf dem Steigband zum Trommelsieb, wie im oberen Teil der Abb. 1 mit $\dot{V}$ abgekürzt dargestellt, installiert. Der Volumenstrommessstand arbeitet nach dem Prinzip der Lasertriangulation. Hierbei wird eine Laserlinie auf das Förderband projiziert und im Profil von einer Kamera aufgezeichnet (s. Abb. 1).

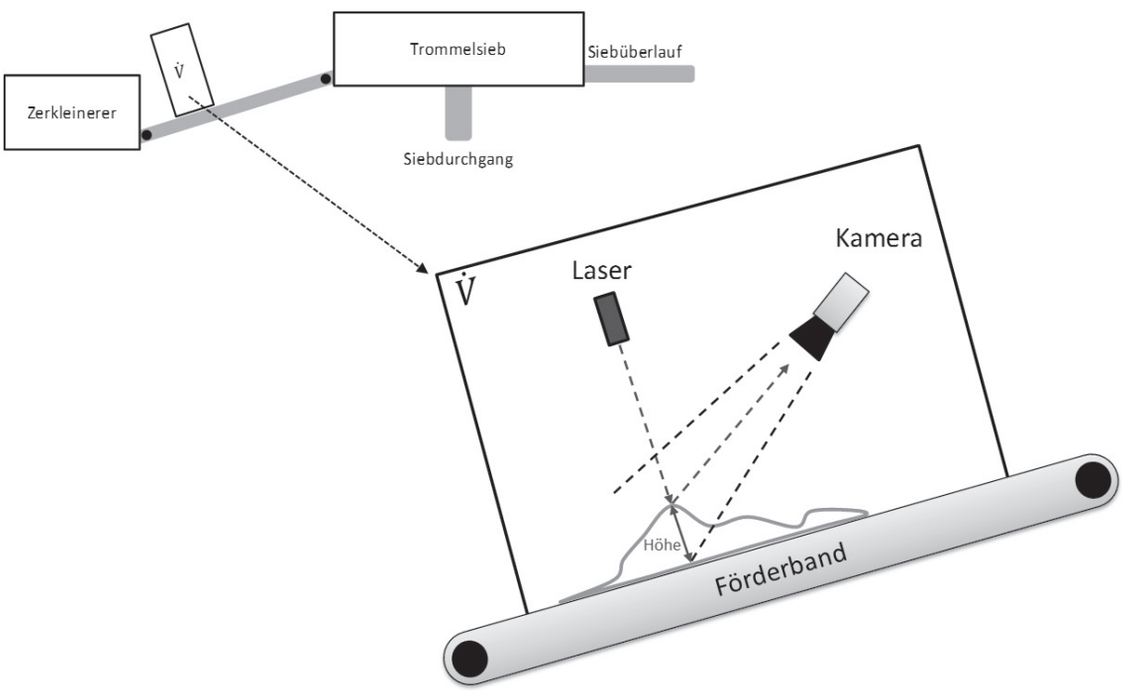


Abb. 1: Aufbau und Funktionsweise Volumenstrommessstand.

Das Linienprofil wird anschließend in ein Höhenprofil überführt und durch eine Höhenkalibration in gängige Volumeneinheiten umgerechnet. Die so erzeugten Volumeneinheiten werden jeweils über 60 Sekunden als kleinste Bewertungseinheit integriert. Die Daten, auf denen die nachfolgenden Ergebnisse beruhen, basieren auf einer kontinuierlichen, mehrwöchigen Messreihe.

3 ERGEBNISSE

Der Betrieb in der MBA Großefehn beginnt um 06:00 Uhr und endet um 22:00 Uhr. In der Abb. 2 sind exemplarisch die Betriebszustände eines Arbeitstages in der MA dargestellt. Diese Betriebszustände gliedern sich in Stillstand (Anlage aus), Leerlauf (Anlage an, V <15 m³/h) und Betrieb (Anlage an, V >15 m³/h).

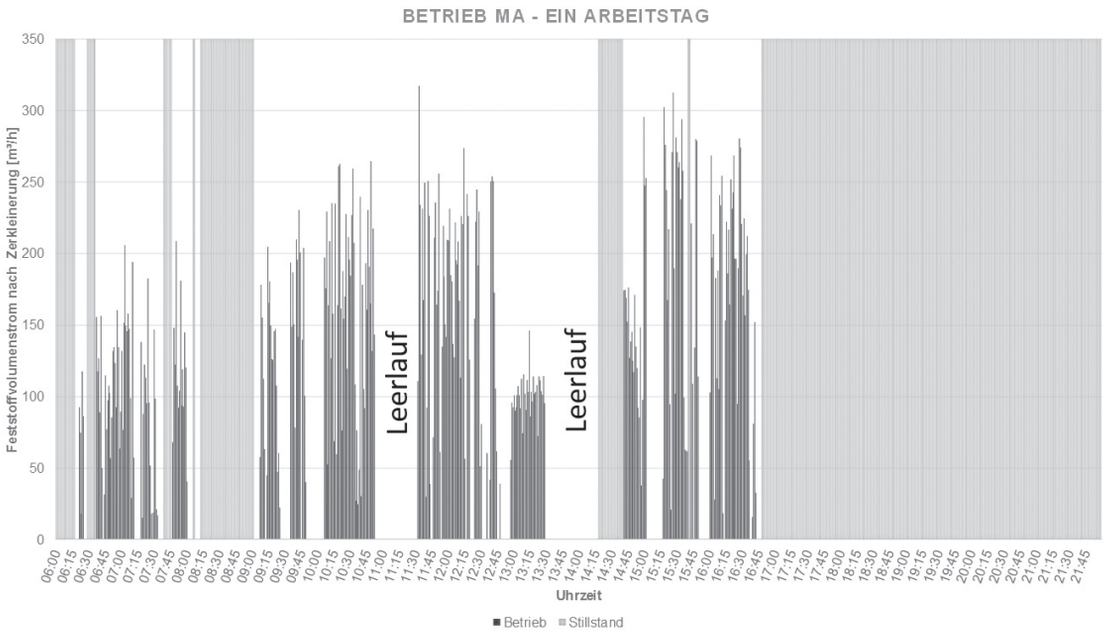


Abb. 2: Betriebszustände der MA an einem Arbeitstag – von 06:00 bis 22:00 Uhr.

Der Schwellenwert von V =15 m³/h wurde gewählt, um Fehlerquellen im Leerlauf wie z.B. Videokassettenfilme und Anhaftungen, die eine minimale Belegung suggerieren, auszuschließen. Der Schwellenwert entspricht einer mittleren Bandbelegungshöhe von etwa einem cm. Der Abb. 2 ist zu entnehmen, dass im „Betrieb“ (Anlage an, V > 15 m³/h) erhebliche Schwankungen im Feststoffvolumenstrom aufgetreten sind. Die Schwankungsbreite erstreckte sich an diesem Arbeitstag von 15 m³/h bis 317 m³/h. An diesem Tag stand die MA während 44 % des Zeitfensters von 06:00 bis 22:00 Uhr still. Der Leerlauf hatte einen Anteil von 22 %, somit lief die Anlage im Betriebszustand „Betrieb“ lediglich ca. 5,5 Stunden.

Der maximale Durchsatz des Trommelsiebs für einen optimalen Betrieb beträgt laut Hersteller 35 Mg/h bei einer Schüttdichte im Aufgabematerial von 0,2 Mg/m³, dies entspricht einem V_{max} = 175 m³/h. In der Abb. 3 sind die Feststoffvolumenströme des betrachteten Arbeitstages aufsteigend mit den dazugehörigen Zeitanteilen an einem 24-Stunden Tag dargestellt. Für die Anteile der drei definierten Betriebszustände in Abb. 3 wurde ein Mittelwert aus einer Arbeitswoche erstellt. Zusätzlich wurde ausgehend von V_{max} ein $V_{min} = {}^{2}/_{3}\ V_{max}$ = 117 m³/h definiert. Unter der Annahme, dass nur zwischen V_{min} und V_{max} ein optimaler Sieberfolg erzielt werden kann, wird das Trommelsieb lediglich in 25 % der Zeit des Betriebszustandes „Betrieb“ optimal beschickt (s. Abb. 3).

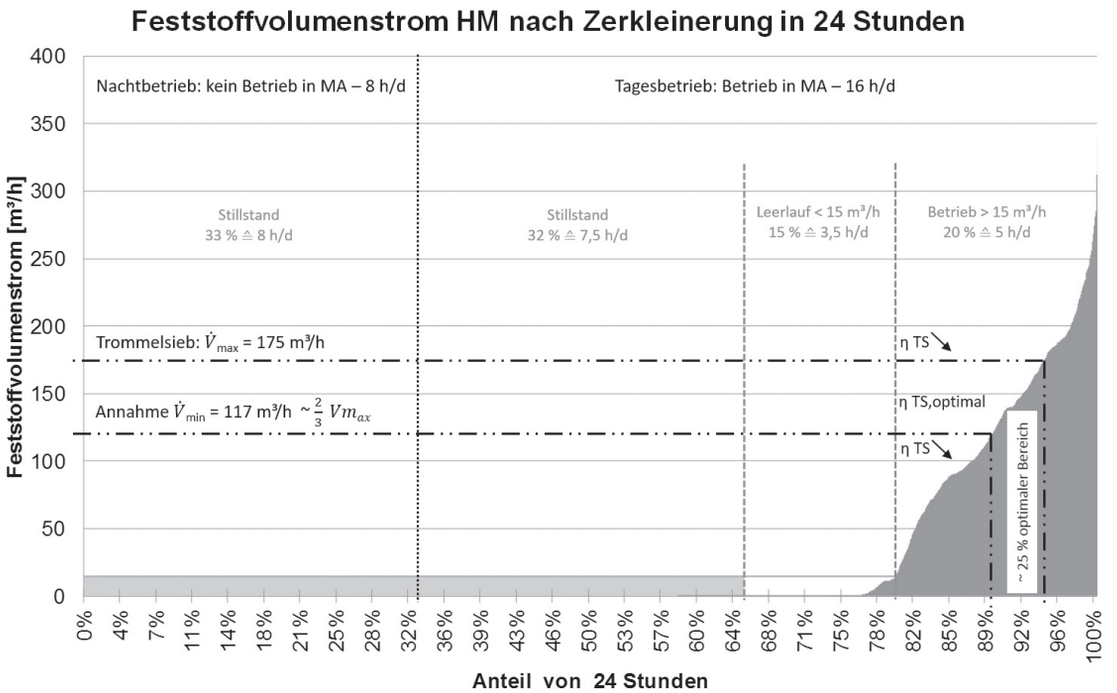


Abb. 3: Feststoffvolumenströme in der MA in 24 Stunden – aufsteigend sortiert.

Die Ergebnisse verdeutlichen, dass erhebliche Optimierungspotenziale in der MA vorhanden sind. Diese können durch Verminderung von Leerlaufphasen sowie durch Verstetigung des Inputstroms hinsichtlich der Anforderungen des Siebs an den Feststoffvolumenstrom ausgeschöpft werden.

4 ZUSAMMENFASSUNG

Die Versuche in der Anfangsphase des Projektes zeigen, dass die kontinuierliche Volumenstromüberwachung in MBA mittels 3D-Laser-Triangulation möglich ist. Der im Vorhaben genutzte Messstand bietet eine hinreichende Genauigkeit und ist zudem kostengünstig und robust. Durch den Messstand lassen sich verschiedene Phasen wie Leerlauf, Stillstand, Unterlast sowie Überlast anhand des erfassten Volumenstroms innerhalb von wenigen Sekunden erkennen. Mit dem Volumenstromessstand konnten die Schwankungen in der Anlagenbeschickung der MBA Großefehn quantifiziert werden.

Im weiteren Verlauf des Forschungsvorhabens werden Versuchskampagnen zur Bestimmung des optimalen Betriebsbereichs des Trommelsiebes durchgeführt. Anschließend werden gezielt Über- sowie Unterlast im Volumenstrom erzeugt, um die Auswirkungen zu quantifizieren. Das Ziel der Versuchskampagnen ist es, eine Korrelation zwischen Siebwirkungsgrad und Feststoffvolumenstrom herzuleiten, um daraus Handlungsempfehlungen ableiten zu können. Diese Handlungsempfehlungen können beispielsweise die Anpassung der Bandgeschwindigkeiten und der Leistung des Zerkleinerers umfassen.

LITERATUR

Nelles, M., Morscheck, G. & Grünes, J. (2012) International 9th ASA Recycling Days 2012: MBT in Germany and Europe – Development, Status and Outlook. Göttingen, Germany: Cuvillier Verlag, p. 8.

New Trends of Circular Economy in the City of Velika Gorica

E. Kolarec
City of Velika Gorica, Velika Gorica, Croatia

S. Kalambura & N. Jovičić
University of Applied Sciences Velika Gorica, Velika Gorica, Croatia

ABSTRACT: Huge demand for natural resources, as well as large amounts of waste covering large plots of land, or uncontrolled waste dumping in natural habitats, have led to enormous pressure upon the environment. European Union has recognized the need to switch to the circular economy which will ensure protection of the environment, but could also increase the efficiency and the value of products, and the European Commission has devised a framework of legislative which will help member states to reach the desired goals of sustainable industry and circular economy. Very important segment of the circular economy is also the waste management sector, which makes it the most propulsive for the municipalities in the Republic of Croatia. Though it becomes more and more clear that traditional businesses and linear economy, which both lead to the negligence for the environmental issues, leave permanent consequences, the term "circular economy" still remains unrecognized on the territory of the Republic of Croatia, as well as in the City of Velika Gorica. That is the reason why a research on the recognition of that term in one segment of the society in Velika Gorica, among the members of the University of Applied Sciences Velika Gorica, is conducted. This paper presents the analysis of the goals set upon the waste management system in the City of Velika Gorica as well as the cross-section trough projects implemented in Velika Gorica in the waste management sector. Results of the research gave some proposals for the improvement of the existing system focusing on the transition to trends of circular economy.

1 INTRODUCTION

For a number of years, the city of Velika Gorica has been developing waste management projects, and the actual waste management system situation of the city of Velika Gorica is the result of its gradual and strategical development since the late 1990s. The waste is a very important resource in the concept of circular economy and the construction of infrastructure in Velika Gorica will ensure foundations for circular economy. Bins and containers for municipal solid waste are mostly located inside buildings and inside other appropriate premises or, at public grounds, in cases where such a location is not practicable. In the city of Velika Gorica, waste bins and containers are organized as recycling ("eco") points, or as independent, individual points, depending on their purpose and surroundings. 266 waste containers are located at public grounds: 100 units for paper collection, 116 units for glass packaging collection, 39 units for plastic packaging collection, and 11 units for clothing and footwear collection. The infrastructure of the city of Velika Gorica includes a recycling facility and the landfill of Mraclinska Dubrava for the disposal of non-hazardous waste. As the existing municipal solid waste disposal system is a typical example of inefficient municipal waste utilisation, the plans of the city of Velika Gorica should include the implementation of circular economy trends which will use waste as a resource, instead of just collecting and disposing of it. Velika Gorica is showing an urban growth trend also involving the increase of waste to be adequately disposed of in the future (Spatial plan of City Velika Gorica 2006), (WMP Velika Gorica 2014).

The long-term plans of Velika Gorica city include several important objectives:
- Increased control over the waste flow,
- Identification of measures of waste avoidance and reduction,

- Improvement of a complete waste management system,
- Education and communication with the public,
- Development of separate collection of waste at the "point of origin", especially for municipal waste,
- Increased share of waste collected by separate collection,
- Improvement of waste recycling and recovery,
- Processing of residual waste before its final disposal,
- Decreased share of biodegradable waste to be disposed,
- Gradual abandonment of unprocessed waste disposal (until 2018) and
- Self-sustained financing of municipal waste system in line with the Sustainable Waste Management Act (WMP Velika Gorica 2014).

By implementing the indicated activities and measures, the city of Velika Gorica will fulfil the long-term objectives and create the environment of a "green city". Continuous monitoring and surveillance of the existing facilities within the waste management system, is important for the efficient waste management of the city of Velika Gorica. The construction of waste sorting and composting facility within the Mraclinska Dubrava Recycling Centre, will enable the city of Velika Gorica to get nearer to the waste management trends in the Republic of Croatia. The plan of introducing a "door to door" collection system for valued waste segments, such as packaging, paper and bio waste, will enable the city of Velika Gorica to participate in the newest EU trends in the field of waste management. In this way, the waste management system of the city of Velika Gorica will entirely adjust to the modern waste management trends applicable in more developed member states of the European Union, planning to reach the share of 50 % of separately collected and processed waste, which will not end at a landfill site.

All this is creating excellent future possibilities for the town in the field of environmental protection, waste treating as resource which is the base of circular economy because it becomes more and more clear that traditional businesses and linear economy, which both lead to the negligence for the environmental issues, leave permanent consequences (Šiljeg et al. 2014). The term "circular economy" is still mainly unrecognized on the territory of the Republic of Croatia, as well as in the City of Velika Gorica. That is the reason why a research on the recognition of that term in one segment of the society in Velika Gorica is conducted.

2 MATERIALS AND METHODES

In a sample of 130 examinees, students of professional study programme Crisis management at University of Applied Sciences Velika Gorica, scientific research was conducted in April and May 2015. Research was conducted through surveys. The aim of research was to perceive the current knowledge of the new green paradigm of circular economy. The questionnaire consisted of fifteen (15) closed type questions.

3 RESULTS AND DISCUSSION

At the beginning of the questionnaire there were demographic questions. The first question is related to gender. The study included 84 % of men and 16 % women. Most of the participants (57 %) live in Zagreb, slightly less lives in Velika Gorica (24 %), while the rest (19 %) live in other cities and towns of Croatia. Slightly less than half of participants are employed (48 %). 62 participants who identified themselves as employees are asked further about the type of organization where they work. Most participants (52 %) work in private companies, a slightly smaller number of participants (18 %) work in the ministry / government, while the remaining 30 % work in other institutions. From the 62 employed participants, only 13 of them (21 %) said that the term of circular economy is used at their organization of employment, 44 % participants indicated that term is not used, and 35 % does not know whether the term circular economy is used in their organizations. A significant majority of participants, who declared that the term circular economy is used in their organizations of employment, consider the use of the concept mainly clear (67 %)

or clear (23 %) to all employees.

The following questions have been set to both employed and unemployed students. Participants gave their answers about the sources of information on the circular economy. Most participants (57 %) said that the concept of circular economy is identified through education. Second source of information is the media (31 %), while only 3 % of participants have recognized term circular economy through political programs. Lately, the term circular economy is often mentioned in different contexts but still is not an active part of the reality in Croatia. Therefore, it could be said that this topic is not enough reflected what is also as shown by the participant's answers. Unfortunately, more than half of participants are very poor familiar (45 %) or not familiar at all (14 %) with the term circular economy.

Participants were then asked to consider the statements and mark the one which in their opinion is most appropriate the concept of "circular economy". Offered answers were:

- Efficient use of resources,
- Efficient use of energy,
- The opposite of linear economy,
- A new concept of sustainability,
- Increase in recycling,
- Reducing the use of natural resources,
- A new and powerful approach to business,
- Concept without waste or zero waste and
- Theoretical principle.

A significant majority of participants completely agreed (39 %) and agreed (54 %) with the statement that "efficient use of resources" suits the most to the concept of "circular economy". Also, a significant majority of participants completely agreed (33 %) and agreed (51 %) with the statement that "efficient use of energy" corresponds to the term "circular economy". Slightly less than half of the participants completely agreed (20 %) and agreed (29 %) with the statement that the circular economy is the opposite of linear economy, while 15 % of participants disagreed, and a significant part of participants (35 %) do not know whether the listed concepts are opposite. Very small number of participants disagree (6 %) or completely disagree (2 %) with the statement that the circular economy is a new concept of sustainability while 48 % agreed, and 22 % of participants fully agreed with the statement. A significant number of participants completely agreed (29 %) and agreed (53 %) that the circular economy is closely linked with an increase in recycling. Only 18 % of participants completely agreed that circular economy brings a reduction in the use of resources, 35 % of participants agreed while 24 % of participants did not agree that the circular economy can contribute to a reduced use of natural resources. Also, a significant number of participants agree that the concept of circular economy corresponds to the concept without waste or zero waste (40 % agree and 19 % of participants fully agreed with the above statement). The statement that the circular economy is a theoretical principle mostly confused participants considering that 40 % of participants did not know whether the statement is correct, while only 6 % fully agreed and 7 % of participants fully disagreed with the statement.

Students are then asked what circular economy brings to the companies and they should consider the statement which was the most convenient among the listed:

- Circular economy brings opportunities to the companies,
- Circular Economy brings challenge / threat to businesses and
- Circular Economy brings nothing new.

A significant majority of participants agreed (54 %) and completely agreed (26 %) with the statement that the circular economy can bring opportunity to companies. 25 % of participants agreed that the circular economy can be a challenge or a threat to companies. Only a small number of participants agreed (15 % agree, and 3 % completely agreed) with the statement that circular economy brings nothing new to companies.

Participants were then asked about the responsibility for initiating and implementing the circular economy. More than half of participants (53 %) think that the responsibility is on the

government, 27 % participants believe that the responsibility is on the companies, and only few participants believe that the responsibility is on the political parties (7 %).

Since the recovery of waste into resource is the key for the development of circular economy, participants gave the answer about the meaning of circular economy in the waste management sector. Most of participants (42 %) think that circular economy can provide more recycling and reuse, 27 % participants consider that the circular economy can provide greater system efficiency while slightly lesser number of participants (22 %) believe that in this manner the whole system can be started.

"Zero waste" concept is a strategy of imitation the nature which knows no waste, in which everything is recycled in a circular progress of matter and energy, so it was important to research reflections of students about the concept of zero waste. Half of participants (50 %) believe that recycling and reuse best fits the zero waste concept, a small number of participants (21 %) believe that the Zero waste concept represents life without the landfill, while very few participants connected the Zero waste concept with ecological footprint (6 %) and biofuels (5 %).

A large number of participants (43 %) consider that recycling and reuse are the foundation for both concepts. Slightly lower number of participants (24 %) cannot find the link between circular economy and zero waste concept. Only 15 % of participants believe that the relationship between these two concepts is very pronounced, but for 10 % of participants both concepts are difficult to achieve in the modern consumerist society.

In the end, the participants were asked in what period of time it is possible to expect the effects of the circular economy. Almost half of participants (49 %) believe that it is possible to expect long-term effects, while smaller numbers of participants (27 %) believe that it is possible to expect the medium-term effects of the circular economy.

4 CONCLUSION

Very important segment of the circular economy is the waste management sector, which makes it the most propulsive for the municipalities in the Republic of Croatia. It became clear that traditional businesses and linear economy left permanent consequences but the term "circular economy" still remained unrecognized on the territory of the City of Velika Gorica considering that only 21 % of participants said that the term of circular economy is used at their organization of employment. More than half of participants (57 %) said that the concept of circular economy is identified through education. Systematic and continuous education is important, as well as through training of employees within local administration and self-administration, as well as training within the legal entities owned by the city of Velika Gorica in order to bring decisions on waste management improvement, environmental protection, sustainable development, and for quality communication with the public in the processes of decision making. Continuous promotion at all the levels of society is also important in order to increase the awareness of all the segments of society, on waste issues and resources. A good indicator of the research is that participants are connecting a circular economy with efficient use of resources and energy, but the concern is the fact that participants believe that the Croatian government is responsible for the implementation of circular economy in the system.

REFERENCES

Urbing (2006) Spatial plan of City Velika Gorica.
Šiljeg, M., Anić Vučinić, A., Tucak Zorić, S., Kalambura, S., Jovičić, N. & Čemerin, V. (2014) Green Technologies-Assumption of Economic Recovery. *Collegium antropologicum.* 38, 1; 355-359.
Waste Management Plan of the Republic of Croatia (OG 85/07).
IPZ Uniprojekt MCF (2014) *Waste management plan of City Velika Gorica.*

48er-Tandler – Der Standort für Re-Use in Wien

F. Howorka
Magistrat der Stadt Wien, Magistratsabteilung 48 Abfallwirtschaft, Straßenreinigung und Fuhrpark, Wien, Österreich

KURZFASSUNG: Der 48er-Tandler wurde im August 2015 in Wien-Margareten eröffnet und ist ein neuer Secondhand-Markt mit Mehrwert für die Wiener Bevölkerung. Er hat zum Ziel, Re-Use und Abfallvermeidung für alle Bevölkerungsschichten attraktiv und zugänglich zu machen. Die Waren stammen von den Mistplätzen (Wiener Altstoffsammelzentren), wo intakte Gegenstände in der sogenannten 48er-Tandler-Box abgegeben werden können, und von nicht abgeholten Funden aus dem Zentralen Fundservice der Stadt. Die Verkaufserlöse werden karitativen Zwecken gespendet, darüber hinaus werden Sachspenden an soziale Einrichtungen weiter gegeben.

1 EINLEITUNG

Abfallvermeidung und Wiederverwendung sind die obersten Ziele der Wiener Abfallwirtschaft und neben den entsprechenden europäischen, nationalen und landesweiten Gesetzen sowohl im Bundesabfallwirtschaftsplan, als auch im Wiener Abfallwirtschaftsplan verankert. Im Wiener Abfallvermeidungsplan 2013 - 2018 wurde ein eigenes Maßnahmenbündel für den Bereich Re-Use definiert und vom Wiener Landtag beschlossen. Altwaren wieder in den Wertstoffkreislauf einzubringen stellt in diesem Zusammenhang einen wichtigen Teil des regionalen Wiener Re-Use-Konzepts dar.

2 DER 48ER-TANDLER - DER WIENER ALTWARENMARKT

2.1 Die Anfänge - der 48er-Basar

Die MA 48 hat bereits seit 1989 Erfahrung mit Re-Use, d.h. mit der Sammlung und dem Verkauf von „schönen Altwaren“ im 48er - Basar. Zum Zweck der Abfallvermeidung und des Recyclings konnten damals bereits auf den Mistplätzen (Altstoffsammelzentren) brauchbare Haushaltsgegenstände abgegeben werden und wurden über den 48er-Basar einer entsprechenden Wiederverwertung zugeführt. Dieser Altwarenmarkt der MA 48 befindet sich im 22. Bezirk und damit nicht in zentraler Lage. Das Einzugsgebiet dieses Marktes ist daher eher auf die nördlichen Bezirke Wiens begrenzt.

2.2 Die Weiterentwicklung – der 48er-Tandler

Der 48er-Tandler ist eine Weiterentwicklung des 48er-Basars. Er hat zum Ziel, Re-Use und Abfallvermeidung für alle Bevölkerungsschichten attraktiv zu machen. Der gewählte Standort mit einer Verkaufsfläche von ca. 900 m², liegt zentral, ist sehr gut mittels öffentlicher Verkehrsmittel erreichbar und passt zum Gesamtkonzept: ein altes Gebäude wird sinnvoll weiter genutzt. Auch im Innendesign soll sich der Gedanke der Abfallvermeidung widerspiegeln, als Präsentationsfläche für die Ware wurden Upcycling-Möbel verwendet. So wurden beispielsweise aus alten Paletten Raumteiler, Garderoben und fahrbare Tische oder aus nicht mehr benötigten Büchern Sitzhocker gebaut. Die Zielgruppe ist die gesamte Wiener Bevölkerung, besonders sollen Jene erreicht werden, die bisher an Ökologie und Abfallvermeidung nicht bzw. nur wenig interessiert waren.

Abb. 1: Innenansicht des 48er-Tandlers (Quelle: Christian Houdek ©).

Ergänzt wird das Angebot des 48er-Tandlers durch den 48er-Basar in Wien-Donaustadt. Anders als im 48er-Tandler, werden mittlerweile im 48er-Basar vor allem große Einrichtungsgegenstände wie Möbel angeboten. Diese finden im 48er-Tandler aufgrund der beschränkten Verkaufsfläche nur wenig Platz.

2.3 Vom Abfall zum Produkt

Da Abfallvermeidung und Re-Use nicht erst beim Kauf von Secondhand-Produkten beginnen, wurden bereits im Vorfeld zahlreiche Maßnahmen ergriffen, um die Weiterverwendung von nicht mehr benötigten Produkten zu ermöglichen. Brauchbare Gegenstände sollen bewusst nicht in den Abfallstrom gelangen - sprich nicht der Entsorgung, sondern der Wiederverwendung zugeführt werden. Der Wiener Bevölkerung wurde daher die Abgabe von nicht mehr benötigten Gegenständen auf den Mistplätzen massiv erleichtert und der Wissenstand darüber ausgeweitet: Auf den Mistplätzen wurden eigene, auffällig gekennzeichnete Abgabestellen eingerichtet. In die weit sichtbaren 48er-Tandler-Boxen können funktionstüchtige Waren einfach in Regale ob gestellt werden. Das Personal wurde intensiv geschult, für die gute Sache begeistert und sensibilisiert.

Durch die einheitliche Gestaltung der 48er-Tandler-Boxen auf allen Mistplätzen und dem engagierten Personal, werden die Kundinnen und Kunden, welche ihre nicht mehr gebrauchten Sachen abgeben wollen, sofort zum Nachdenken animiert.

Abb. 2: Abgabemöglichkeiten für Altwaren auf den Wiener Mistplätzen in der 48er Tandler-Box (Quelle: Christian Houdek ©).

Eine weitere Maßnahme zur Bewusstseinsbildung und zur Bekanntmachung des 48er-Tandlers war im Sommer 2015 die Werbekampagne „Bring uns dein bestes Stück". Mit witzigen Sujets wurde für Abfallvermeidung und Weiterverwendung von Altwaren geworben: Sprüche wie "Gib's uns! Aber ordentlich!" oder "Zeig uns was Du hast!" zeigen auf, dass viele Gegenstände viel zu schade für den Müll sind und Anderen noch Freude bereiten können. Sowohl die MA 48 Mistplätze als auch die Müllsammelfahrzeuge wurden mit den Werbeplakaten ausgestattet. Zur Bewerbung gibt es auch ein eigenes Musikvideo der 48er-Tandler Band.

Abb. 3: Werbekampagne 2015 der MA 48 für die Weitergabe von Altwaren (Quelle: MA 48 ©).

Zusätzlich stammen die im 48er-Tandler zum Verkauf angebotenen Gegenstände von nicht abgeholten Funden aus dem Zentralen Fundservice der Stadt Wien, sowie ausgeschiedene, aber noch intakte Gegenstände des Magistrates der Stadt Wien.

3 SCHLUSSFOLGERUNG BZW. ZUSAMMENFASSUNG

Am 20. August 2015 wurde der 48er-Tandler offiziell eröffnet – der Besucheransturm vom ersten Tag an bis heute zeigt, dass das neue Konzept des 48er-Tandlers aufgeht, dh:

- Ressourceneinsparung und Abfallvermeidung: Pro Woche werden ca. 2.800 Gegenstände verkauft und somit einer Wieder- bzw. Weiterverwendung zugeführt. Die Weiterverwendung eines gebrauchten Fahrrads spart z.B. etwa 6.400 kg Primärrohstoffe ein.
- Bewusstseinsförderung in der Bevölkerung: durch Werbekampagne, der 48er-Tandler-Band, der Einbeziehung von Mitarbeiterinnen und Mitarbeiter, prominenter Unterstützung, der 48er-Tandler Box auf allen Wiener Mistplätzen sowie durch die Inneneinrichtung aus Upcycling-Möbeln soll der Bevölkerung die Themen Re-Use und Abfallvermeidung leichter zugänglich gemacht werden.
- Erschließung eines neuen Kundensegments, das bisher Altwarenmärkte wenig nutzte.
- Soziales Engagement: Spenden der Einnahmen an karitative Zwecke sowie Weitergabe von Sachspenden.

Altlastenrelevante Schadstoffe und die Bewertung eines eingesetzten Vor-Ort-Analysenverfahrens

A. Gratzl, O. Mann & K. Wruss
ESW Consulting Wruss ZT GmbH, Wien, Österreich

C. Angermayer & G. Hirsch
voestalpine Stahl GmbH, Linz, Österreich

KURZFASSUNG: Die gegenständliche Arbeit handelt von der Etablierung und Entwicklung eines Schnellanalysenverfahrens zur Bestimmung von polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffen (PAK). Bei der Sanierung von PAK-hältigen Böden im Anwendungsbeispiel der Altlast O76 Kokerei Linz sind schnelle Entscheidungen notwendig, um den Aushub von verunreinigtem Material auf ein Minimum zu setzen. In der vorliegenden Arbeit wurde ein Schnellanalysenverfahren, welches auf Basis von Teststreifen und einer Fluoreszenzdetektion arbeitet, einem genormten Analysenverfahren gegenübergestellt. Das eingesetzte Schnellanalysenverfahren für die Bestimmung von PAK arbeitet nur in einem bestimmten Fluoreszenzfenster, daher werden nicht alle US 16 EPA PAK Einzelsubstanzen detektiert und bestimmte PAK nur zu einem prozentuellen Anteil wiedergefunden. Durch Entwicklung des Analysenverfahrens kann der Anwendungsbereich bei geringen Verunreinigungen bis zirka 40 mg/kg PAK, mit statistisch ausreichender Genauigkeit, eingegrenzt werden.

1 EINLEITUNG

Im Rahmen der Altlastensanierung – „Kokerei Linz Altlast O76“ – von PAK Verunreinigungen ist eine sehr schnelle Entscheidung (Verunreinigung größer/kleiner als) während der Aushubarbeiten wesentlich. Als Entscheidungsgrundlage wird bei der Entsorgung von PAK kontaminierten Bodenmaterialien der Indikatorparameter US 16 EPA PAK eingesetzt. Dieser Parameter soll sowohl aus ökonomischen als auch ökologischen Gründen schnellstmöglich betrachtet und orientierend bewertet werden. Durch Voruntersuchungen können zu sanierende Bereiche mit Konzentrationen von > 30 mg/kg PAK definiert und während der Aushubarbeiten mittels PAK Schnelltest abgegrenzt werden. Der Baurestmassengrenzwert von 30 mg/kg PAK im Gesamtgehalt gemäß der gültigen Deponieverordnung findet im Zuge der Sanierung eine wichtige Anwendung. Ziel ist es, diese Problemstellung durch ein geeignetes Messinstrument zu lösen. Eine Marktrecherche hat ergeben, dass die Firma Deurolab GmbH einen PAK Schnelltest anbietet. Dieser erfüllt entsprechend den Firmenangaben die oben genannten Anforderungen. Nach einer vorgegebenen Extraktion wird ein Messstreifen in die Extraktionslösung getaucht, getrocknet und in einem Fluoreszenzphotometer mit digitaler Anzeige ausgewertet. Im gegenständlichen Fall wird versucht, das Schnelltestverfahren im Vergleich zu einem Standardanalysenverfahren (GC-MS) zu evaluieren. Im Rahmen der Evaluierung sollen die Einsatzmöglichkeiten und eventuelle Fehlerquellen einer derartigen Schnelltestmethode aufgezeigt und bewertet werden. Auf Basis der erhaltenen PAK Ergebnisse soll im weiteren Verlauf des Schnelltesteinsatzes ebenso eine statistische Bewertung durchgeführt werden. Diese soll weitere Betrachtungen und Interpretationen aufzeigen, um weitere Einsatzgebiete des PAK Schnelltests zu definieren. (Ciupe & Fuhse 2011).

2 PAK SCHNELLANALYSENVERFAHREN

Das PAK-Schnellanalysenverfahren der Firma Deurolab GmbH wurde für die PAK-Bestimmung in Bodenproben entwickelt. Das Verfahren beruht auf der Extraktion der PAK Verbindungen mit Hilfe eines organischen Lösungsmittels und anschließender Fluoreszenzdetektion (Ciupe & Fuhse 2011).

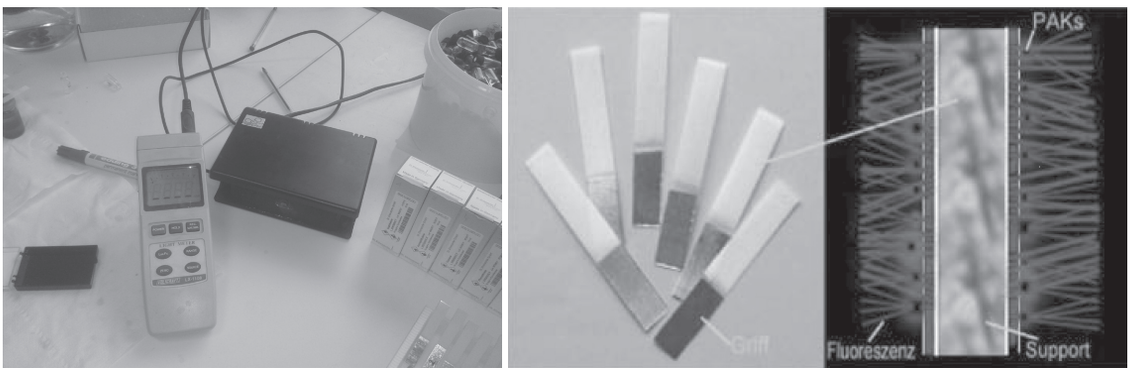


Abb. 1: PAK-Schnelltest (Aufbau) (links), Prinzip der Teststreifen (rechts).

Ein Probenaliquot wird bei diesem Verfahren mit einer definierten Menge Lösungsmittel in einem Rollrandglas vermischt und anschließend in einem Ultraschallbad extrahiert. Nach der Extraktion wird ein Indikatorstreifen in die Extraktlösung getaucht und für zirka 10 Sekunden in der Lösung bewegt. Nach erfolgter Trocknung wird der Indikatorstreifen in einer UV-Kammer (UV-BB-D) angeregt und die Fluoreszenzlichtbildung mittels LUX-Meter gemessen. Anhand der Lichtstärke kann der PAK Gehalt in der Probe in einem Konzentrationsbereich von 0 - 100 mg/kg angegeben werden (Ciupe & Fuhse 2011).

3 ZUSAMMENFASSUNG

Der Zeitraum von der Bodenprobe bis hin zu einem Ergebnis kann mit etwa 30 Minuten angegeben werden. Mit Hilfe des Schnelltests können innerhalb einer Stunde bis zu zehn Bodenproben analysiert werden. Im Vergleich zu einem Standardanalysenverfahren wird für die Extraktion von zehn Proben mittels Soxhlet-Extraktion eine Extraktionsdauer von 6 Stunden benötigt (Pock 2012). Im Anschluss an die Extraktion werden die 10 Proben, innerhalb von zirka einer halben Stunde, weiter behandelt und aufgereinigt. Die aufgereinigten Extrakte werden danach mittels Standardanalysenmethode (zum Beispiel GC-MS), innerhalb von zirka fünf Stunden, analysiert. In Summe benötigt das Standardanalysenverfahren für die Analyse von 10 Proben auf den Parameter US 16 EPA PAK rund 12 Stunden von der Bodenprobe bis hin zu einem Ergebnis (Pock 2012). Aufgrund der Extraktionsdauer und Aufreinigungsschritte werden in Laboratorien mehrere Extraktionsapparaturen (zum Beispiel 30 Stück) parallel betrieben, um einen höheren Probendurchsatz zu erzielen. Daraus ergibt sich, dass der PAK-Schnelltest einen erheblichen Zeitvorteil gegenüber dem Standardanalysenverfahren mittels GC-MS hat.

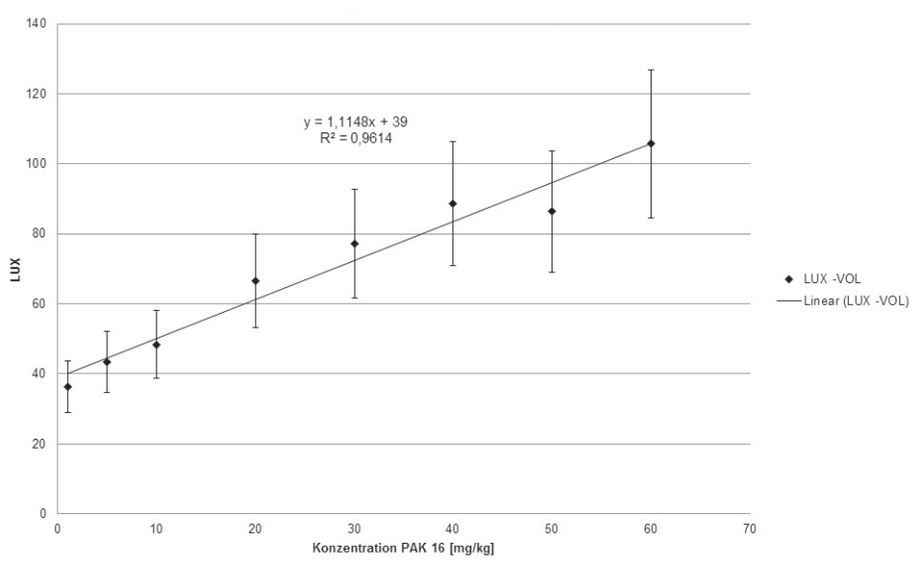


Abb. 2: Schnellanalysenverfahren PAK.

Im konkreten Fallbeispiel findet das PAK-Schnelltestverfahren eine Anwendung bis rund 60 mg/kg US 16 EPA PAK in Bodenproben. Die Angaben des Herstellers mit einem Arbeitsbereich von > 60 mg/kg US 16 EPA PAK können hier aufgrund der Kontaminationsmatrix nicht erreicht werden (Ciupe & Fuhse 2011). Der PAK Schnelltest verliert somit bei höheren Konzentrationen aufgrund weiterer Arbeitsaufwendungen, wie zum Beispiel die Erstellung von Verdünnungsreihen, seine Bedeutung und ist wegen der erhöhten Zeitaufwendungen nicht mehr als Schnelltest einsetzbar.

Im Konzentrationsbereich von 40 bis 60 mg/kg US 16 EPA PAK funktioniert dieses System bei der untersuchten Altlast, jedoch hat sich gezeigt, dass Unterbefunde mittels PAK Schnelltest gegenüber der GC-MS Messungen vorliegen. Bei niedrigen Konzentrationen von < 40 mg/kg US 16 EPA PAK gibt es in geringem Ausmaß sowohl negative als auch positive Abweichungen der Ergebnisse. Aufgrund von Vorversuchen konnte belegt werden, dass die Ergebnisse mittels PAK Schnelltest mit der Analyse durch ein GC-MS Verfahren im Rahmen des für die Vor-Ort-Beurteilung relevanten Konzentrationsintervalls gut zusammenpassen (siehe Abb. 3).

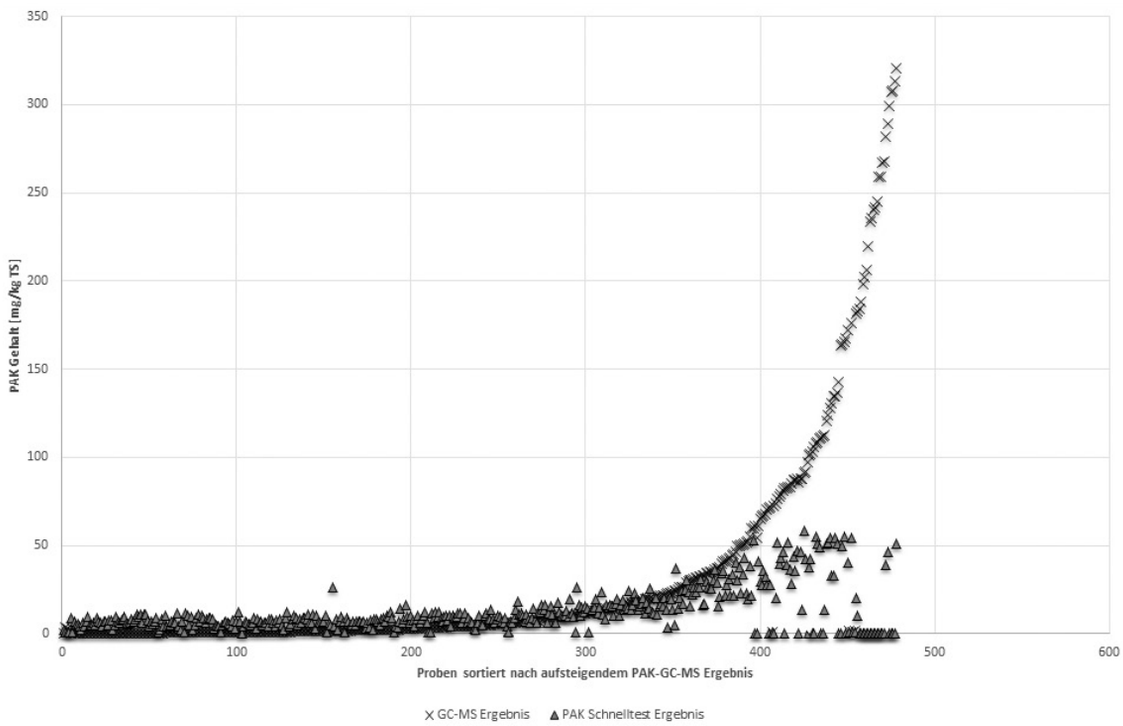


Abb. 3: Statistische Bewertung der GC-MS und Schnellanalysenmethode.

Die Auswertung ergab nach einer Bewertung anhand der Grenzwerte gemäß gültiger Deponieverordnung (BMLFUW 2014) eine gute Übereinstimmung von rund 90 % (Lantschbauer 2014). Bei kleinen Messwerten (< 10 mg/kg US 16 EPA PAK) wurden sowohl Unter- als auch Überbefunde mittels Schnelltest analysiert, diese sind jedoch für den gegenständlichen Anwendungsfall (Grenzwert der Baurestmassendeponie 30 mg/kg US 16 EPA PAK nach Deponieverordnung 2008) nicht relevant (Lantschbauer 2014). Jede Analysenmethode zeigt eine gewisse Messunsicherheit. Bei Standardanalyseverfahren wie GC-MS, HPLC-Fluoreszenzdetektion kann die Messunsicherheit mit ca. +/- 10 % (Mann 2014) des wahren Wertes abgeschätzt werden. Für das Schnellanalysenverfahren beträgt die Messunsicherheit ca. +/- 20 %. Im Wesentlichen ist das Einsatzgebiet für die Beurteilung nicht oder gering kontaminierte Bereiche in Verbindung mit einer sensorischen Ansprache durch das Fachpersonal, und ist sinnvoll, zeit- und kostensparend gegenüber herkömmlichen Analysen.

Das PAK-Schnelltestverfahren benötigt vor dem Einsatz in einem Projekt eine umfassende Voruntersuchung, um neben den zu analysierenden PAK-Verbindungen auch andere Verunreinigungen und Querempfindlichkeiten beim PAK-Schnelltest zu ermitteln. Falls vor dem Einsatz des PAK-Schnelltestverfahrens Störfaktoren ermittelt werden, besteht die Möglichkeit, die zu messende Lösung aufzureinigen (Cleanup) und erst nach der zusätzlichen Aufreinigung zu

messen. Die Geschwindigkeit der Methode wird dann jedoch wegen weiteren Vorbereitungen zeit-aufwendiger und der Vorteil eines Schnelltests geht damit teilweise verloren.

Die Verwendung der Ergebnisse des PAK-Schnelltests als Analysenwert für Dokumente (Grundlegender Beurteilungsnachweis nach Deponieverordnung 2008, Bestimmung des Sanierungszieles, Bescheidauflagen) ist nicht zulässig weil es sich hierbei um keine normkonforme Methode handelt, jedoch kann er als nützliche Hilfestellung beim Bauablauf einer Sanierung für die Selektierung von Kontaminationen herangezogen werden.

4 AUSBLICK

Eine Möglichkeit zur Erweiterung dieser Methodik wäre der Einsatz eines Miniaturspektrometers mit mehreren Fluoreszenzfrequenzen. Durch Veränderung der Anregungswellenlänge wäre es möglich, Einzelverbindungen des „US 16 EPA PAK"-Summenparameters auszuwählen und PAK-Einzelverbindungen als Leitparameter zu definieren. Im konkreten Anwendungsbeispiel könnten die PAK-Einzelsubstanzen Naphthalin, Fluoranthen und Phenanthren aufgrund ihrer prozentuellen Anteile in der vorliegenden PAK-Mischung der „Altlast O76 Kokerei Linz" als zukünftige Leitsubstanzen angewendet werden.

Durch den Einsatz eines Miniaturspektrometers mit mehreren Fluoreszenzfrequenzen würde die Geschwindigkeit der Information aufgrund der Datenmenge jedoch abnehmen und so keine automatische Datenerfassung vorliegt, steigt die Fehlerhäufigkeit.

Um diese Methode bei der Sanierung von anderen Altlasten anzuwenden, ist es unbedingt notwendig zu überprüfen, inwieweit die Korrelation PAK-Schnelltestverfahren zu genormten Standardverfahren gegeben ist. Sollte dies nicht der Fall sein, wären entsprechende Kontrollstandards auf die vorliegende PAK-Mischung abzustimmen, damit die Einsatzmöglichkeit des gegenständlichen PAK-Schnelltestverfahrens im Vorfeld abgeschätzt werden kann.

Weiters zu prüfen ist die Querempfindlichkeit der Methodik, d.h gibt es Substanzen, die zu einem Fehlergebnis führen und besteht die Möglichkeit, diese Substanzen im Vorfeld aus der Extraktionslösung abzutrennen. Dabei könnten mit Hilfe weiterer Aufreinigungsschritte die Probenextrakte (Cleanup) behandelt werden, um so die Einflüsse der Kokerei Matrix zu reduzieren.

Durch Veränderung der Standardanalytik könnte auch die Analysengeschwindigkeit im Vor-Ort Einsatz erhöht werden. Als mögliche Veränderungen können zum Beispiel der Einsatz von kürzeren Säulen, ein höherer Gasfluss und somit kürzerer Retentionszeiten, veränderte Extraktionsverfahren (Utraschallbadextraktion) genannt werden. Durch diese Abweichung von Normmethoden nimmt zwar die Geschwindigkeit der Methodik zu, jedoch kann sich die Genauigkeit der Methode verändern. Bei einer Verfahrensänderung ist die Änderung der Ergebnisqualität zu prüfen, da zum Beispiel eine kürzere Säule zu Identifizierungsproblemen führen kann. (BAM & Sakosta 2002).

LITERATUR

Bundesanstalt für Materialforschung und -prüfung (BAM) & Sakosta Euro Consult GmbH (2002) *Autorenkollektiv, Evaluierung von Verfahren für die Untersuchung von Böden nach § 8 Bundes-Bodenschutzgesetz (BBodSchG)*. Berlin und München.

Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft - Umwelt und Wasserwirtschaft (2014) *Langtitel Änderung Präambel/Promulgationsklausel.* Österreich.

Ciupe, R. & Fuhse, M. (2011) *Neuentwicklungen. Deurolab GmbH,* Hamburg.

Lantschbauer, W. (2014) *Stellungnahme zu den PAK Vergleichsversuchen.* Amt der oberösterreichischen Landesregierung, Linz.

Mann, O. (2014) *AA 101 Version 2 - VOEST VorOrt-Analytik: Bestimmung der 16 EPA PAKs mittels GCMS aus Wässern und Feststoffproben. E*SW Consulting Wruss ZT GmbH, Wien.

Pock E. (2012) *AA 101 - Bestimmung der 16 EPA PAKs und der 6 DIN PCBs nach Extraktion und anschließender Bestimmung mittels GCMS aus Wasser- Eluat- und Feststoffproben.* ESW Consulting Wruss ZT GmbH, Wien.

Wissenschaftliche Erkenntnisse aus der Belüftung der Altlast Heferlbach

J. Fellner & D. Laner
TU Wien, Institut für Wassergüte, Ressourcenmanagement und Abfallwirtschaft, Wien, Österreich

C. Brandstätter & R. Prantl
blp GeoServices gmbh, Wien, Österreich

KURZFASSUNG: Die Altablagerung Heferlbach, eine flachgeschüttete Mischung aus Hausmüll und Bauschutt, wird seit 2012 mithilfe der Methode der in-situ Aerobisierung saniert. Grund dafür ist die Gefahr von Deponiegasmigration in an die Ablagerung angrenzende Kellerräume. Detaillierte Untersuchungen an Abfallproben zeigen das generelle Potential der In-situ Belüftung zur raschen Mineralisierung der noch vorhandenen organischen Substanz in der Ablagerung. So konnten unter aeroben Bedingungen im Labor an die 50 % des vorhandenen Kohlenstoffpools ab- oder in stabilere Verbindungen („Huminähnliche“ Substanzen) umgebaut werden. Im Vergleich dazu betrug die Mineralisierung organischer Verbindungen unter anaeroben Bedingungen lediglich 20 %. Die Laborversuche zeigten des Weiteren auch, dass der Abbau unter aeroben Bedingungen schneller vonstattengeht, sofern keine Bewässerung erfolgt. Dies wird dadurch erklärt, dass bei geringerem Wassergehalt des Abfalls mehr Porenraum für die Verteilung der eingebrachten Luft zur Verfügung steht.

1 EINLEITUNG

Obgleich in Österreich die Deponierung von unbehandelten Abfällen seit 2004 bzw. 2009 verboten ist, lagern auf österreichischen Deponien und Altablagerungen schätzungsweise mehr als 60 Millionen Tonnen an unbehandelten Siedlungsabfällen. Die Emissionen dieser Deponien/Altablagerugen sind einerseits durch eine lang andauernde organische Belastung der Sickerwässer gekennzeichnet und andererseits durch die Produktion von Deponiegas (Methan und Kohlendioxid). Um die Emissionen zu reduzieren und insbesondere ihre Dauer zu verkürzen wurde in den vergangenen Jahren die Methode der In-situ Belüftung von Deponien propagiert. Dabei wird Luft in die Deponie/Altablagerung injiziert um aerobe Abbaubedingungen zu schaffen unter denen organische abbaubare Substanz schneller mineralisiert wird.

Dieses Verfahren wird aktuell auch auf der Altablagerung „Heferlbach“ (Altlastenkataster, Umweltbundesamt, N58) angewandt um die Gefahr der Deponiegasmigration in direkte angrenzende Kellerräume zu minimieren. Die Altablagerung umfasst rund 200.000 Tonnen an Abfällen wobei der überwiegende Anteil aus Hausmüll und Bauschutt besteht, der bis 1974 am Standort deponiert wurde. Seit 2012 wird mittels horizontaler Be- und Entlüftungsleitungen die gesamte Altablagerung aerobisiert. Im Rahmen eines Forschungsprojekts wird der Belüftungsfortschritt begleitet und dokumentiert, wobei zusätzlich Laborversuche an entnommenen Abfallproben durchgeführt werden um theoretische das Potential der Deponiebelüftung zu evaluieren. Im gegenständlichen Posterbeitrag werden die wichtigsten Erkenntnisse aus den Laborversuchen zusammengefasst.

2 MATERIAL UND METHODEN

Mittels mehr als 20 Baggerschürfen wurde Abfallmaterial aus der Altablagerung Heferlbach gewonnen. Dieses Material wurde gesiebt (< 20 mm), homogenisiert und anschließend in insgesamt sechs Deponiesimulationsreaktoren einbaut, wobei drei unterschiedliche Versuchsweisen mit jeweils zwei Reaktoren eingestellt wurden. Es wurde entweder belüftet und bewässert, nur

belüftet oder nur bewässert. Insgesamt wurden in jeden der Reaktoren rund 70 kg an Abfall eingebaut. Während der Versuchsdauer von 24 Monaten wurden sämtliche flüssigen und gasförmigen Emissionen (insbesondere jene die für Kohlenstoff und Stickstoff, beides wichtige Elemente bezüglich Langzeitemissionen, von Interesse sind) gemessen und zusätzlich das Material zu Versuchsbeginn und Versuchsende charakterisiert. Die Ergebnisse dieser Feststoffanalysen sind in Tab. 1 zusammengefasst.

Tab. 1: Ergebnisse der Feststoffuntersuchungen zu Beginn und Ende der Laborversuche (Brandstätter et al. 2015a).

Parameter	Einheit	bewässert & belüftet		nur belüftet		nur bewässert	
		Beginn	Ende	Beginn	Ende	Beginn	Ende
Wassergehalt	[M-%]	23,3	28,7	23,3	21,2	22,8	26,9
TOC	[M-%]	7,3	5,3	6,6	4,9	6,5	5,6
Cellulose	[M-%]	0,9	0,0	0,7	0,0	0,5	0,0
„Lignin“	[M-%]	1,0	2,4	1,0	2,5	1,0	1,1
AT4	[mg O2/g]	1,8	0,1	2,9	0,1	3,2	2,2
GP21	[Nl/kg]	2,7	0,2	2,6	0,5	3,3	0,7

3 ERGEBNISSE

Die Ergebnisse der Laborversuche zeigen, dass durch die Deponiebelüftung eine deutlich höhere und auch raschere Mineralisierung des organischen Kohlenstoffpools erreichbar ist. Während unter anaeroben Bedingungen nur rund 17 % des noch vorhandenen TOCs abgebaut werden konnte, wurden unter aeroben Bindungen über 35 % des vorhandenen TOCs mineralisiert (Brandstätter et al. 2015a). Hinzu kommt, dass durch die Belüftung weitere 10 – 13 % des TOC Pools in stabilere (huminstoffähnliche) Kohlenstoffverbindungen umgebaut wird. Demzufolge kann aus den Laborergebnissen geschlossen werden, dass das kurz-, mittel- und langfristige Deponiegaspotential durch die Belüftungsmaßnahme deutlich reduziert wird. Ein Vergleich der Labor- und Feldergebnisse zeigt weiteres, dass die Reaktionen im Feld um zumindest Faktor 4 bis 6 langsamer ablaufen als im Labor und dass durch die Heterogenität im Feld eine gleichmäßige Belüftung und damit Mineralisierung des Abfalls kaum erreichbar ist.

Betrachtet man die Stickstoffemissionen (Ammoniumemissionen) der Altablagerung so zeigt sich ein differenziertes Bild. Durch die Belüftungsmaßnahme kann nur eine geringfügig höhere Stickstoffentfrachtung der Altablagerung erzielt werden, wobei diese zu einem geringen Teil auch über das schädliche Klimagas N_2O erfolgt (Brandstätter et al. 2015b).

Da Stickstoff für die gegenständliche Sanierung keine Rolle spielt bzw. keine Umweltgefährdung durch Stickstoffemissionen vorliegt, ist das angewandte Verfahren positiv hinsichtlich der Sanierungszielsetzung, Vermeidung von Gasmigration in benachbarte Gebäude, zu bewerten.

LITERATUR

Brandstätter, C., Laner, D. & Fellner, J. (2015a) Carbon pools and flows during lab-scale degradation of old landfilled waste under different oxygen and water regimes. *Waste Management* 40: 100–111.

Brandstätter, C., Laner, D. & Fellner, J. (2015b) Nitrogen pools and flows during lab-scale degradation of old landfilled waste under different oxygen and water regimes. *Biodegradation* 26: 399–414.

Deponie Kapiteltal, DK I-Erweiterung – „Deponie auf Deponie“

U. Bartl & P. Hiemann
Sweco GmbH, Abfallwirtschaft & Geotechnik, Köln, Deutschland

KURZFASSUNG: Deponievolumen weiterhin vorzuhalten bzw. zu schaffen hat vielerlei Gründe, wie u.a. die Sicherstellung von Entsorgungskapazitäten. Eine Möglichkeit zusätzliches Deponievolumen zu schaffen, ist die Erweiterung von bestehenden Standorten durch das „Deponie auf Deponie“ – Konzept. Am Beispiel der Deponie Kapiteltal soll praxisnah die Umsetzung eines solchen „Deponie auf Deponie“ – Projektes aufgezeigt werden. Die Deponie Kapiteltal wurde zunächst als DK I – Deponie betrieben. Nach Fertigstellung der Profilierung entschloss man dazu einen neuen DK I-Abschnitt auf den vorhandenen Teil der Deponie aufzusetzen und die beiden Teile durch eine sogenannte multifunktionale Abdichtung zu trennen. Dazu wurden Probebohrungen durch die Altdeponie durchgeführt und Setzungsprognosen erstellt. Es wurden umfangreiche Prüfungen des Materials für die Zwischenabdichtung durchgeführt. Während des Projektes mussten weiterhin die Gasfassungs- und Sickerwassersysteme an die baulichen Randbedingungen angepasst werden. Im Rahmen des Projektes konnte erfolgreich nachgewiesen werden, dass eine Umsetzung eines „Deponie auf Deponie“-Konzeptes möglich ist, aber durchaus auch viele planerische und technische Herausforderungen mit sich bringen kann.

1 EINLEITUNG

Bei allem abfallwirtschaftlichen Engagement zur Vermeidung, Wiederverwendung und Recycling verbleibt am Ende eine Teilmenge zur Beseitigung. Hierfür müssen Kapazitäten geschaffen und vorgehalten werden. Bereits vorhandene Deponien sind u.a. auf Grund der dort schon vorhandenen infrastrukturellen Einrichtungen eine Möglichkeit hierzu. Sofern deren Ausstattung nicht dem Stand der Technik entspricht, so muss diese angepasst werden. Auch im Hinblick auf die Abdichtungen kann dies durch die Errichtung eines neuen Deponieabschnittes erfolgen. Hierfür ist nicht zwingend die Inanspruchnahme von zusätzlichen Flächen erforderlich. Die DK I-Erweiterung der Deponie Kapiteltal (Kaiserslautern) zeigt beispielhaft eine der Umsetzungsmöglichkeiten des „Deponie auf Deponie“-Konzeptes.

2 DEPONIE KAPITELTAL

Die Deponie Kapiteltal wird von der Zentralen Abfallwirtschaft Kaiserslautern (ZAK) als gemeinsame kommunale Anstalt der Stadt und des Landkreises Kaiserslautern seit Mitte der 70er Jahre betrieben. Sie befindet sich nördlich von Kaiserslautern in der Gemeinde Mehlingen in einem Taleinschnitt. (s. Abb. 1) Der Ablagerungsbetrieb der Siedlungsabfalldeponie wurde im Jahr 2000 nach einer Verfüllung von ca. 6 Mio. m³ beendet. Es folgten Maßnahmen im Zuge der Stilllegung sowie die Profilierung des Deponiekörpers, um eine Oberflächenabdichtung aufbringen zu können.

In der Stilllegungsphase wurde festgestellt, dass in der Region weiterhin ein Bedarf an Ablagerungsmöglichkeiten besteht. Nach der geplanten Fertigstellung der Profilierung im Jahr 2017 wäre die Entsorgung von mineralischen Abfällen (DK I) regional nicht mehr gewährleistet gewesen.

Abb. 1: Deponie Kapiteltal.

Da der Deponiestandort über sämtliche Infrastrukturmaßnahmen, welche für einen Deponiebetrieb notwendig sind, verfügt, sowie eine gute verkehrstechnische Anbindung aufweist, begannen Überlegungen über eine mögliche Erweiterung der Deponie. Nach Prüfung aller genehmigungsrechtlichen Sachverhalte entschied sich die ZAK für eine Erweiterung nach dem „Deponie auf Deponie" – Prinzip.

2.1 Deponie Kapiteltal – Aufbau der Deponie und multifunktionale Abdichtung

Die DK I-Erweiterung erfolgt auf dem DK II-Altkörper und schließt die benachbarten Talflanken teilweise mit ein. Der nicht bereits durch den Altkörper überdeckte Flankenbereich der DK I-Erweiterung wird mit einer Basisabdichtung nach Deponieverordnung (Stand der Technik) ausgerüstet.

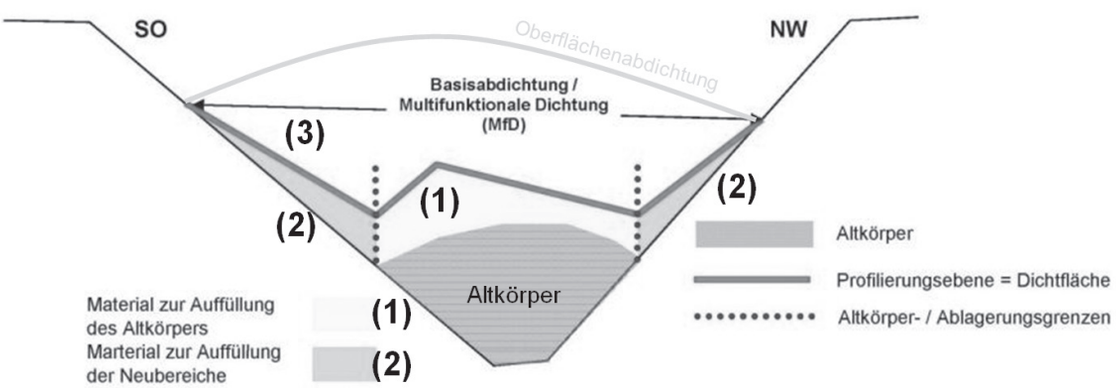


Abb. 2: Querschnitt Deponie Kapiteltal mit DK I-Erweiterung.

Diese Dichtung übernimmt zudem gleichzeitig die Funktion der Oberflächenabdichtung für den Altkörper und wird daher als „multifunktionale Abdichtung" bezeichnet. Die Teilflächen des Altkörpers, die nicht von der DK I-Erweiterung überlagert werden, erhalten eine Oberflächenabdichtung entsprechend der Zuordnung des Altkörpers zur Deponieklasse II. (s. Abb. 2).

2.2 Setzungsproblematik

Sowohl der Deponiekörper selbst als auch die Randbereiche wurden mittels Kernbohrungen und Rammkernsondierungen erkundet. Im Deponiekörper wurden darüber hinaus Seitendruckversuche durchgeführt. So konnten Erkenntnisse über Steifemoduli gewonnen und Setzungsprognosen erstellt werden. Für eine Setzungsabschätzung wurde im Jahr 2009 zusätzlich ein Test-

feld auf der Deponieoberfläche errichtet. So konnten anhand von Messpegel Setzungen in verschiedenen Auffüllphasen gemessen werden. Für die kritischen Übergangsbereiche wurde ein Modellansatz formuliert und mittels Berechnungsverfahren die zu erwartenden Setzungen (Sofortsetzung, Konsolidierungssetzung, Verrottungssetzung) ermittelt. Die Setzungsmessungen wurden auch in den folgenden Jahren durchgeführt, um eine geeignete Datenbasis für die Ausführungsplanung der jeweiligen Bauabschnitte bereitstellen zu können. Die Messwerte haben die bisherigen Modellbetrachtungen im Wesentlichen bestätigt. Die Profilierung des Planums für die Multifunktionale Dichtung erfolgt unter Beachtung der zu erwartenden Setzungen der Gestalt, dass nach Eintreten aller zu erwartenden Setzungen die erforderlichen Mindestgefälle gegeben sind.

2.3 Dichtungsmaterial

Aufgrund der prognostizierten Setzungen wurde zudem geprüft, ob verfügbare mineralische Dichtungsmaterialen in der Lage sind, die zu erwartenden Beanspruchungen schadlos aufnehmen zu können. Hierzu wurden Biegezugversuche für mineralische Dichtungsmaterialien mit verschiedenen Materialien durchgeführt. (s. Abb. 3) Anhand der Ergebnisse konnte nachgewiesen werden, dass mineralische Dichtungsmaterialien verfügbar sind, welche die projektspezifischen Qualitätsanforderungen mit hinreichender Sicherheit erfüllen.

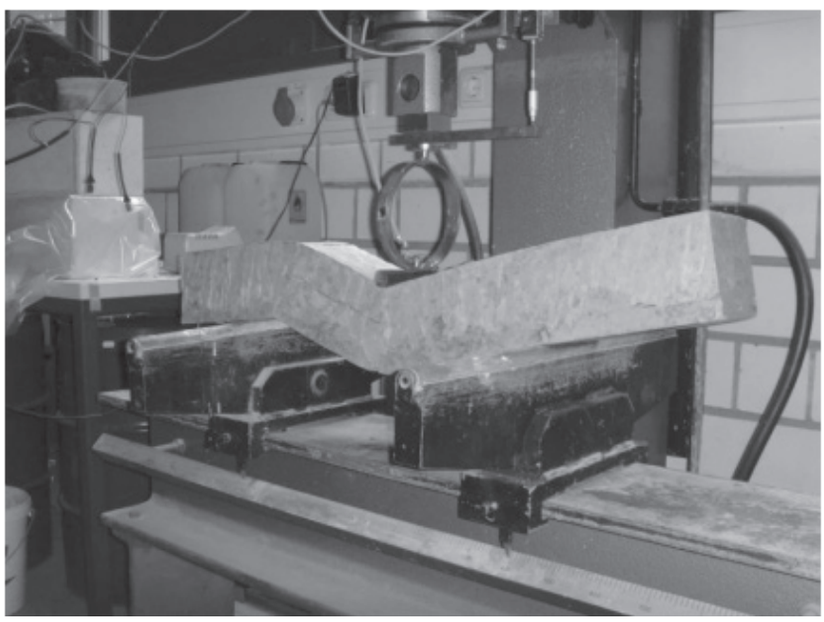


Abb. 3: Biegezugversuche an mineralischem Dichtungsmaterial.

2.4 Gasfassungs- und Sickerwassersysteme

Zunächst wurde eine Bestandsaufnahme sowie Testabsaugungen der vorhandenen Gasfassungssysteme durchgeführt. Daraufhin folgt eine Anpassung des Systems infolgedessen einzelne Gasbrunnen stillgelegt sowie andere neu errichtet werden. Gasbrunnen, die unterhalb der zu errichtenden Abdichtung liegen, werden baulich angepasst und durch eine Gasdränageschicht ergänzt. Die Gasabsaugleitungen wurden in setzungsunempfindliche Bereiche der Talflanken verlegt. Die technischen Einrichtungen wie Sammelstation und Regeleinrichtungen wurden außerhalb des Deponiekörpers platziert. Somit werden die Einrichtungen die einer Wartung oder ggf. Reparatur bedürfen, aus dem Überlagerungsbereich herausgeführt.

Die Hauptsammler der Sickerwasserfassung der DK I-Erweiterung werden, aufgrund der Setzungsprognosen, ebenfalls in möglichst setzungsunempfindlichen Bereichen angeordnet. Spül- und Kontrolleinrichtungen für die Haupt- und Nebensammler der DKI-Erweiterung werden in Randbereichen eingerichtet.

3 SCHLUSSFOLGERUNG BZW. ZUSAMMENFASSUNG

Ausgehend von den standortspezifischen Gegebenheiten einer abfallwirtschaftlich umfangreich vorhandenen Infrastruktur, der grundsätzlichen Möglichkeit zur Schaffung eines erforderlichen Verfüllvolumens sowie der Erkenntnis des regionalen Bedarfs an Entsorgungsmöglichkeiten für mineralische Abfälle erfolgte schrittweise zunächst die konzeptionelle und anschließend die technische Konkretisierung einer DK I-Erweiterung eines bestehenden Deponiestandortes. Die Überlegungen und Prüfungen der jeweiligen Aspekte führten letztlich zur Anordnung der DK I-Erweiterung auf dem Altkörper der bestehenden, noch abzuschließenden Deponie.

Durch planungsvorlaufende und planungsbegleitende Untersuchungen wurden die hierbei wesentlichen Aspekte des Setzungsverhaltens sowie der Standsicherheit eingehend analysiert und in der sich anschließenden technischen Planung entsprechend aufgenommen. Dabei galt es ins besonders die sich aus den standortspezifischen Randbedingungen abgeleiteten Qualitätsanforderungen an das mineralische Dichtungsmaterial zu definieren und dessen Verfügbarkeit zu belegen. Die Einrichtungen zur Gasfassung im Altkörper werden in Hinblick auf die zu erwartenden Setzungen angepasst. Die Planungen zur Ableitung des Deponiegases, zur Fassung und Ableitung des Sickerwassers in der DK I-Erweiterung sowie die Oberflächenwasserfassung und -ableitung erfolgten unter der Maßgabe der Minimierung von Setzungsbeeinflussungen. Im Ergebnis stehen eine technisch dauerhafte Funktion des Bauwerkes und die Beschaffung qualitativ und quantitativ adäquater Dichtungsmaterialien zu Realsierung des Vorhabens. Hierzu gehört auch die Anwendung von Deponieersatzbaustoffen in möglichen Anwendungsbereichen zur Optimierung der Wirtschaftlichkeit des Gesamtprojektes.

LITERATUR

Biener, E., Sasse, T. & Wemhoff, T. (2011) *Deponie auf Deponie – neue Wege bei der Stilllegung von Altdeponien genehmigungstechnische, technische und wirtschaftliche Aspekte,* 27. Fachtagung „Die sichere Deponie 2011 – Abdichtung von Deponien und Altlasten mit Kunststoffen“.

Bundesministerium der Justiz und für Verbraucherschutz (2009) *Verordnung über Deponien und Langzeitlager* (Deponieverordnung – DepV) vom 27.April 2009 (BGBI I S. 900), zuletzt geändert am 2. Mai 2013 (BGBI I S. 973).

Krüger, B., Kobel, C., Jacobson, N., Wemhoff, T. & Sänger, F. (2013) *Die Multifunktionale Abdichtung (MFA) der Deponie Ihlenberg Aufgabenstellung –Genehmigung – Ausführung,* Karlsruher Deponietage.

Sequential Extraction as a Method for Analysis of Heavy Metals Mobility in Soils

S. Casaseca
Escuela Técnica Superior de Ingenieros Industriales, UPM, Madrid, Spain

M. Wellacher
Montanuniversitaet Leoben, Chair of Waste Processing Technology and Waste Management, Leoben, Austria

ABSTRACT: The present study considers a sequential extraction procedure, based on the classical Tessier scheme, for metal fractionation in a soil sample from the region of Styria, Austria. This study was carried out within the Project ReSoil (Entwicklung von Qualitätssicherungsmethoden zur Verwertung von Bodenaushub mit geogen bedingten Schwermetallgehalten) which examines if the total metal content in soil and compost products corresponds to their toxicity or not. The overall aim of the project is to reduce landfilling of soil with high metal content due to a geogenic subsoil. The work covered several aspects of the sequential extraction methodology, such as sampling and pre-treatment of the soil samples, before the chemical extractions. Metal content in the extractants was measured with ICP-MS. The metals studied were As, Cd, Cr, Cu, Hg, Ni and Pb. Distribution of the metals was evaluated and results were compared to aqua regia digestion, showing an overestimation of the metal potential availability for every metal analyzed.

1 INTRODUCTION

Polluted soil with metals could affect human health through direct contact with soil, but potentially greater threats could rise, for example, from infiltration of the metals into groundwater aquifers or by the plant uptake of those. The hazard in soil attributable to metals is often assessed by determination of their total content or pseudo-total content in soil.

Total metal content reflects the geological origins of soils as well as anthropogenic inputs such as pollutants from industrial processes. It is a poor indicator of either the mobility or toxicity of metals in soils. The procedure to determine total metal content is to digest a soil sample with a strong acid without leaving any solid residue.

Pseudo-total content gives an assessment of the maximum potential hazard that could occur in long term or in extreme environmental regimes. The most popular procedure is using aqua regia to digest a sample. Austrian national guidelines (BMLFUW 2011) are based on such pseudo-total content to give limit values for metals in excavated soil.

Sequential extraction procedures are an alternative to measuring total or pseudo-total metal content in soils. Neither of those compositions match the total metal uptake by plants nor the consequent risk to organisms and groundwater, since different forms of metals have different mobilities, bioavailabilities and hence, different potential environmental toxicity.

2 METHODS

The experimental procedure of this work involved the stages of sampling, sample pre-treatment and chemical extraction. More specifically, soil samples were taken from locations around Styria and pre-treated according to the European standard EN16179. Each sample was then successively treated with different chemicals according to the scheme in figure 1, so as to extract various metals from the soil.

2.1 Sampling

A sampling protocol based on the Austrian Standard ÖNORM L1056 was created so all the relevant parameters and observations could be recorded on site. To obtain representative samples, a minimum of 25 primary samples were taken from sampling points of a square grid, using a Pürckhauer probe.

2.2 Sequential extraction procedure

A Sequential Extraction Procedure consists of a series of successive chemical extractions (four plus the residue) performed on the same soil sample using specific extractants to target individual fractions of the soil structure. The Tessier method (Tessier et al. 1979) was chosen because it is accepted as the most commonly used procedure.

Exactly five fractions are distinguished in Tessier's scheme: the exchangeable fraction (extracted with $MgCl_2$), the content bound to carbonates (extracted with AcNa), the fraction bound to Fe–Mn oxides (extracted with $NH_2OH{\cdot}HCl$/AcH), the content associated with organic matter (extracted with $HNO_3/H_2O_2/NH_4Ac$) and finally, the residual fraction (digested with HF) (see Figure 1 and 2).

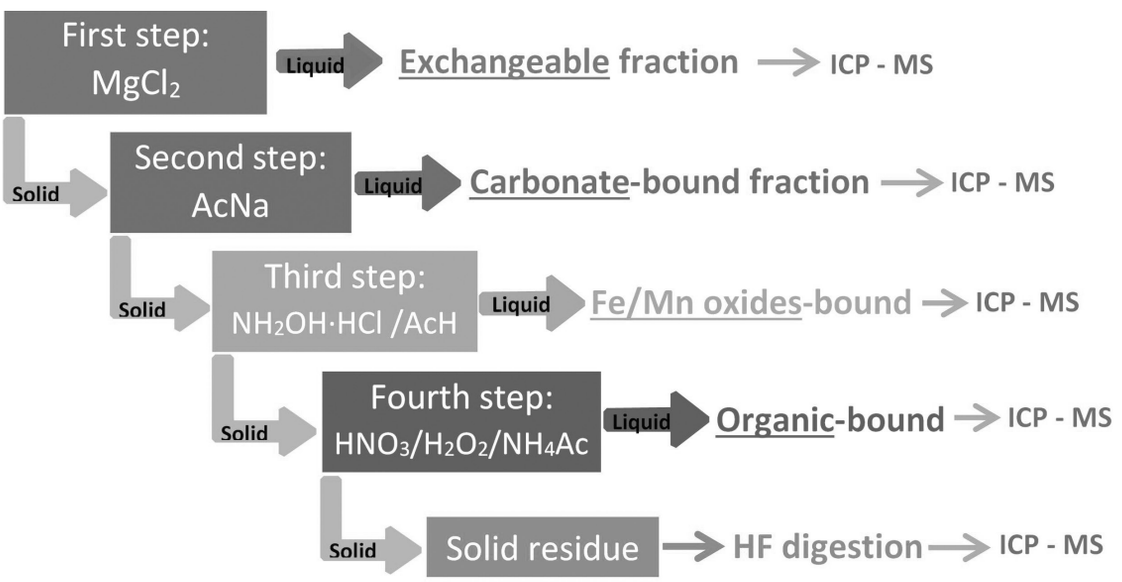


Fig. 1: Scheme of Tessier's five-step sequential extraction procedure.

Each fraction extracted was analyzed for As, Cd, Cr, Cu, Hg, Ni and Pb using mass spectrometry (ICP-MS). The sum of the metal extracted from each of the first four stages is the one considered potentially available in soil.

Fig. 2: Experimental setup for Tessier's sequential extraction procedure.

3 RESULTS

Distribution of the metals was evaluated and is shown in a bar chart in Fig. 3. Cr, Ni and As were mainly recovered in the residual soil fractions, meaning only a small quantity of them is potentially available in soil. The residual fraction is considered immobile as metals within are not expected to be released under conditions normally found in nature. Approximately half of the Hg and Cu was recovered. Cr was the least mobile metal, and so the least available, with more than 90 % of its total content attached to the residue. Cd was the most mobile with only 11 % in the residue, followed by Pb with 13 % of it staying in the residual fraction. The order of potentially metal availability in the soil can be established: Cd > Pb > Cu > Hg > Ni > As > Cr.

Compared to aqua regia digestion, the latter is able to extract more metal from every soil sample, showing an overestimation of the potentially available metal in soils for each of the seven elements analyzed. For example, total cadmium and lead extracted exceeded the limit values from the Federal Waste Management Plan. Yet with the sequential extraction analysis those limits were proved to be an overestimation and the excavated soil that would have gone to a landfill could be reused as a valuable resource.

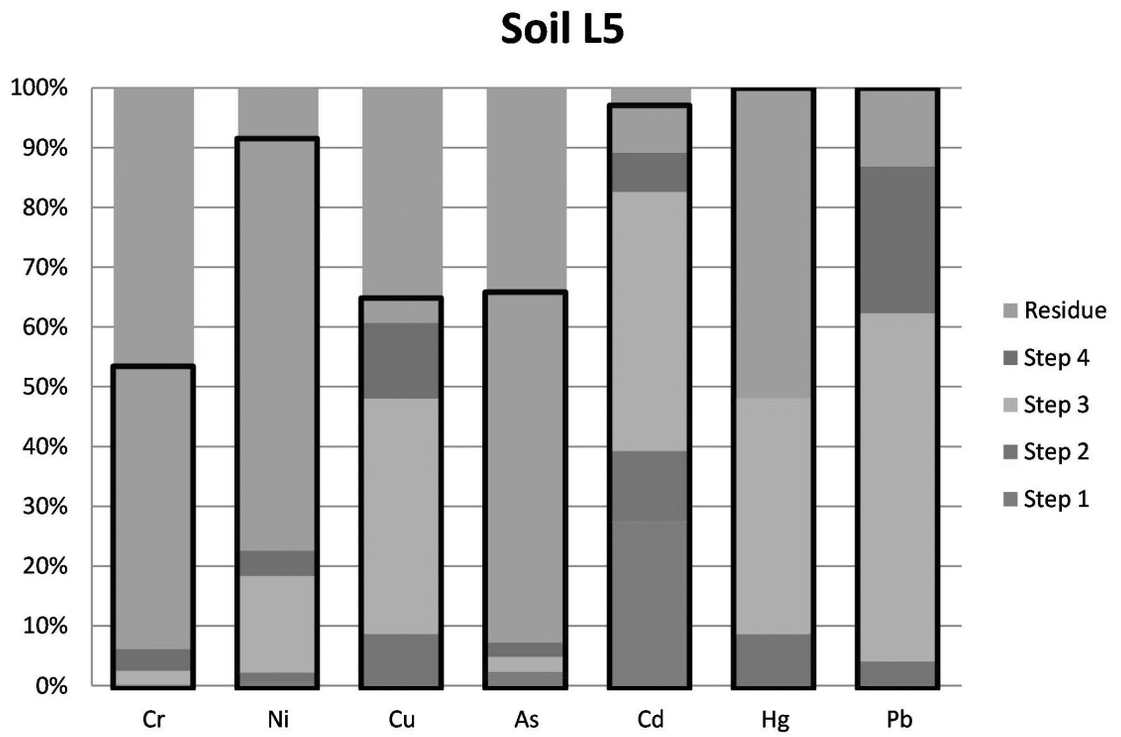


Fig. 3: Results from the sequential extraction procedure with a tested soil sample (L5).

4 CONCLUSION

Austrian specifications from the Federal Waste Management Plan for recycling excavated soil are based in the Aqua Regia digestion procedure (EN13657). The assessment of the sequential extraction results is proposed as an alternative method for the evaluation of the harmfulness of excavated soil because it shows that Aqua Regia gives overestimated values.

REFERENCES

BMLFUW (2011) *Federal Waste Management Plan 2011*. Vienna, Austria: Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft (BMLFUW).

Tessier, A., Campbell, P.G.C. & Bisson, M. (1979) Sequential Extraction Procedure for the Speciation of Particulate Trace Metals. *Analytical Chemistry* Vol. 51, 844-851.

Monitoring des anaeroben mikrobiellen in situ Mineralölabbaues über akzeptorseitige Stabilisotopenfraktionierung

M. Kern & K.E. Brandstätter-Scherr
Universität für Bodenkultur, Institut für Umweltbiotechnologie, Tulln, Österreich

A. Watzinger
Austrian Institute of Technology GmbH, Environmental Resources & Technologies, Tulln, Österreich

KURZFASSUNG: Zur Sanierung von Mineralölkohlenwasserstoff (MKW)- Kontaminationen im Grundwasser können neben aeroben (Biosparging) auch anaerobe mikrobielle Verfahren eingesetzt werden. Hierbei werden die Schadstoffe unter Verwendung alternativer terminaler Elektronenakzeptoren (TEA), meist Nitrat und/oder Sulfat, mikrobiell transformiert und mineralisiert. Ein großes Problem in der Sanierungspraxis besteht jedoch in der schwierigen Prozesskontrolle.

Aus diesem Grund soll im Rahmen dieser Studie ermittelt werden, ob die akzeptorseitige Verschiebung der Stabilisotopenverhältnisse ($\delta^{15}N$ in Nitrat und $\delta^{34}S$ in Sulfat) als Prozessparameter für die Quantifizierung des anaeroben mikrobiellen in situ MKW-Abbaus herangezogen werden kann. Dazu wurden anaerobe Mikrokosmen mit MKW-kontaminiertem Aquifermaterial und verschiedenen TEA-Dosierungen inkubiert und analysiert. Die Ergebnisse zeigen statistisch fundierte Korrelationen zwischen TEA-Konzentration und Verschiebung des akzeptorseitigen Isotopieverhältnisses. Dadurch ist diese Methode als ein nützliches Instrument für das Monitoring von in situ Abbauprozessen anzusehen. Zusätzlich konnte im Rahmen der Studie erstmals die ^{15}N-Isotopenfraktionierung im Zuge von parallel stattfindender organothropher und lithothropher Denitrifizierung nachgewiesen werden.

1 EINLEITUNG

Weltweit gibt es zahlreiche mit Erdöl und dessen Produkten (Mineralölkohlenwasserstoffe, MKW) kontaminierte Flächen, deren Sanierung eine essentielle Aufgabe zum Schutz der Umwelt und der menschlichen Gesundheit darstellt. Verglichen mit Aushub und Behandlung des kontaminierten Materials als Abfall handelt es sich bei der in situ Sanierung über die Stimulation der vorhandenen Mikroorganismenpopulation um eine gering invasive, kostengünstigere und somit nachhaltigere Methode. Hierbei wird die Fähigkeit autochthoner Mikroorganismen, die Schadstoffe direkt im Untergrund rückstandsfrei abzubauen, genutzt, wodurch die Werterhaltung des Bodens und des Grundwassers gewährleistet werden kann. Da in kontaminierten Altlasten oft anaerobe Bedingungen vorherrschen und Sauerstoff nur sehr langsam nachgeliefert wird, richtet sich das Augenmerk häufig auf Mikroorganismen, welche für die Oxidation der MKW anstatt von Sauerstoff alternative TEA, wie Nitrat oder Sulfat, nutzen.

Ein großes Problem in der Sanierungspraxis besteht jedoch darin, dass bei Anwesenheit eines MKW-Phasenkörpers neben dem mikrobiellen Abbau auch eine beständige MKW-Resolubilisierung der durch den Abbau entfernten Kohlenwasserstoffe in das Grundwasser stattfindet. Dies macht die Beurteilung des Sanierungserfolges basierend auf Grundwasserproben wenig zuverlässig. Daher soll im Rahmen dieser Studie ermittelt werden, ob die akzeptorseitige Verschiebung der Stabilisotopenverhältnisse ($\delta^{15}N$ in Nitrat und $\delta^{34}S$ in Sulfat) als Prozessparameter für das quantitative und qualitative Monitoring des mikrobiellen MKW-Abbaus an kontaminierten Standorten herangezogen werden kann. Das Grundprinzip beruht dabei auf der Tatsache, dass Mikroorganismen beim MKW-Abbau und somit beim Verbrauch vorhandener TEA aus energetischen Gründen in diesen enthaltene leichtere Isotopen bevorzugt zu schwereren angreifen, wodurch es im Laufe des Abbaus zu einer Anreicherung der schwereren Isotopen kommt (Elsner et al. 2005). Auf Basis gemessener Isotopieverschiebungen ist somit theoretisch ein quantitativer

Rückschluss auf den im Untergrund stattfindenden mikrobiellen MKW-Abbau möglich, sofern eine statistisch aussagekräftige Beziehung hergestellt werden kann.

2 MATERIAL UND METHODEN

Im Rahmen der Studie wurden anaerobe Langzeitversuche im Labormaßstab durchgeführt. Dabei wurden anaerobe Mikrokosmen mit von einer niederösterreichischen Altlast stammendem MKW-kontaminiertem Aquifermaterial und verschiedenen Konzentrationen an

- Nitrat (NIT),
- Nitrat+Sulfat (MIX) und
- Nitrat+Molybdat (MOL) als TEA inkubiert.

Zur Identifizierung der in den Mikrokosmen vorhandenen Eubakterien und Archaeen wurde die 16S rDNA Sequenzierung mittels Illumina-Miseq durchgeführt. Das Monitoring der TEA-Konzentrationen erfolgte laufend mittels Ionenchromatographie (IC), der Gesamtgehalt und die qualitative Zusammensetzung an MKW (gemessen im Retentionsbereich zwischen n-C_{10} und n-C_{40}) wurde mittels Gaschromatographie und Flammenionisationsdetektor (GC-FID) erhoben. Zur Untersuchung der polaren Abbauprodukte wurden die wässrigen Überstände mittels N,O-Bis(trimethylsilyl)trifluoroacetamide (BSTFA) derivatisiert und anschließend via Gaschromatographie und Massenspektrometrie (GC-MS) qualitativ und semi-quantitativ analysiert. Die Erhebung der akzeptorseitigen Stabilisotopenverhältnisse erfolgte durch Fällung und anschließender Analyse mittels Elementaranalysator, gekoppelt an ein Isotopenmassenspektrometer (EA-IRMS).

Für die statistische Analyse der Korrelation zwischen TEA-Konzentration und Verschiebung der akzeptorseitigen Stabilisotopenverhältnisse wurde mittels R® eine lineare Regressionsanalyse durchgeführt. Die Berechnung der entsprechenden Isotopenanreicherungsfaktoren (ε) erfolgte auf Basis der Steigungen der Regressionsgeraden.

3 ERGEBNISSE

3.1 Vorhandenes mikrobielles Konsortium

Von den in den einzelnen Mikrokosmen identifizierten Mikroorganismen konnten knapp 98 % der taxonomischen Gruppe der Bakterien und 1-2 % jener der Archaeen zugeordnet werden, wobei unter den Bakterien die für den MKW-Abbau bekannten Phyla Proteobacteria und Firmicutes am häufigsten vertreten waren. Beim Vergleich der einzelnen Mikrokosmen zeigte sich in NIT und MOL eine relativ ähnliche mikrobielle Zusammensetzung, während in MIX eine höhere mikrobielle Diversität festgestellt werden konnte (höherer Shannon-Index H‘). So dominierte in NIT und MOL der zur Klasse der γ-Proteobacteria gehörende organotrophe Denitrifizierer Pseudomonas, während sich in MIX unter anderem auch der zu den β-Proteobacteria gehörende lithotrophe Denitrifizierer Thiobacillus sowie sulfatreduzierende Mikroorganismen, wie Desulfovibrio, fanden.

3.2 TEA-Zehrung und MKW-Abnahme

Bei Betrachtung der über die Inkubationszeit ermittelten TEA-Konzentrationen (Abb. 1) zeigten sich in NIT und MIX ähnliche Nitratabnahmen, während diese in MOL vor allem zu Beginn des Versuchs signifikant höher waren. Diese Beobachtung kann auf die durch Zugabe von Molybdat erhöhte Aktivität des molybdänhaltigen Enzyms Nitrat-Reduktase zurückgeführt werden, wodurch der erste Schritt der Nitratreduktion zu Nitrit beschleunigt wird (Cypionka 2010). Auch in jenen Mikrokosmen, in welche sowohl Nitrat wie auch Sulfat als TEA beigefügt wurde (MIX), wurde Nitrat bevorzugt zu Sulfat gezehrt.

Bezüglich MKW-Abbau (Abb. 2) zeigten alle Mikrokosmen nach einer Inkubationszeit von ca. 250 Tagen ähnliche Abnahmen in der Höhe von 16 bis 19 mmol*kg^{-1} (bezogen auf n-C_{25}), was im Vergleich zu den Anfangswerten einer Abnahme von durchschnittlich einem Drittel entspricht.

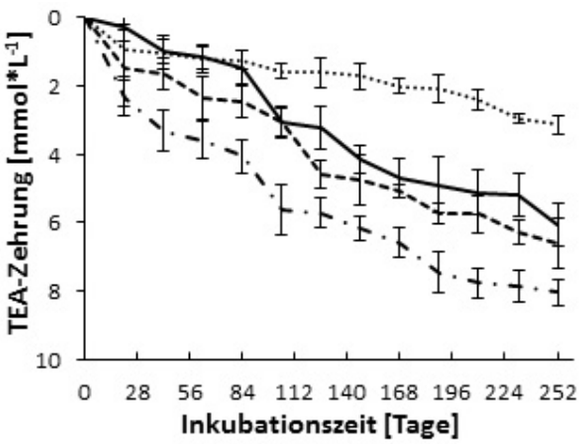


Abb. 1: Durchschnittliche TEA-Abnahme in NIT (durchgezogene Linie), in MIX (Nitrat = strichlierte Linie; Sulfat = gepunktete Linie) sowie in MOL (strichliert-gepunktetete Linie); n = 42; Balken = 1 SD.

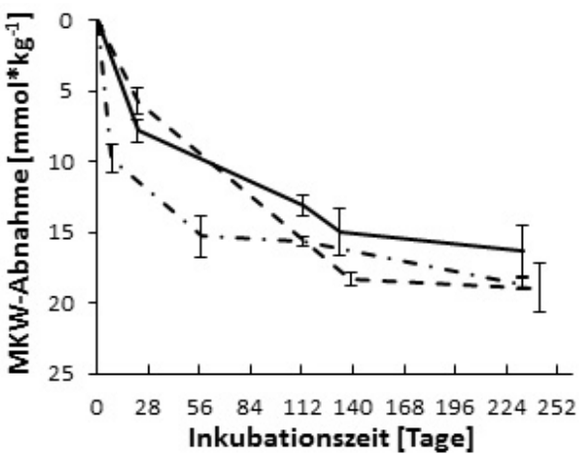


Abb. 2: Durchschnittliche MKW-Abnahmen in NIT (durchgezogene Linie), in MIX (strichlierte Linie) sowie in MOL (strichliert-gepunktetete Linie); n = 3; Balken = 1 SD; mmol bezogen auf n-C_{25}.

3.3 Qualitative und semi-quantitative Analyse gebildeter Metabolite

Bei allen Mikrokosmen zeigten die GC-MS Chromatogramme der derivatisierten wässrigen Überstände eine große Anzahl an Peaks. So konnten qualitativ verschiedenste polare Zwischenprodukte des mikrobiellen Abbaus, wie Succinate, Alkohole und Fettsäuren, aufgrund ihrer spezifischen Massenspektren identifiziert werden. Vergleicht man zwischen den einzelnen Mikrokosmen, so wurden in NIT und MOL jeweils dieselben Metabolite gefunden, während in MIX auch andere Zwischenprodukte auftraten.

Semi-quantitativ gesehen wurden in NIT und MOL signifikant höhere Konzentrationen an Zwischenprodukten gefunden als in MIX (Abb. 3), was für einen vollständigeren Abbau beim Vorhandensein beider Elektronenakzeptoren spricht. Eine Erklärung dieser Beobachtung kann in der höheren mikrobiellen Diversität von MIX gesehen werden, da der anaerobe Abbau von MKW immer durch das Zusammenspiel verschiedenster mikrobieller Stämme erfolgt (Merretig-Bruns & Jelen 2009). Die Rolle einzelner Mikroorganismenstämme ist jedoch noch ungeklärt. Darüber hinaus wurden in MIX sulfatreduzierende Mikroorganismen der Gattung Desulfovibrio gefunden, welche für die Oxidation polarer organischer Substanzen bekannt sind (Heidelberg et al. 2004) und somit einen Beitrag zum vollständigeren Abbau geleistet haben könnten.

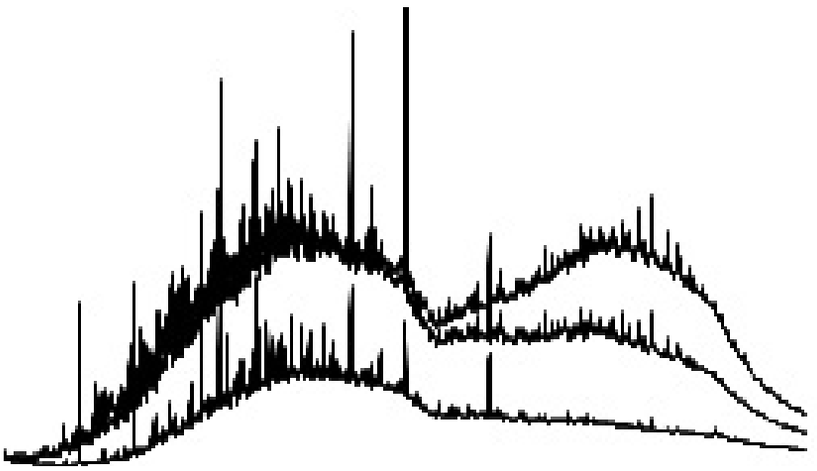


Abb. 3: Gegenüberstellung von GC-MS Chromatogrammen der derivatisierten Überstände aus MOL (obere Linie), NIT (mittlere Linie) und MIX (untere Linie).

3.4 Verschiebung der akzeptorseitigen Stabilisotopenverhältnisse

Mit fortschreitender Inkubationszeit konnte unter allen TEA-Bedingungen eine Verschiebung der akzeptorseitigen $^{15}N/^{14}N$ und $^{34}S/^{32}S$ Stabilisotopenverhältnisse in der residualen Nitrat- bzw. Sulfatfraktion und somit eine Zunahme der daraus errechneten δ-Werte beobachtet werden (Abb. 4). Vergleicht man zwischen den verschiedenen Mikrokosmen, so zeigten sich in MIX geringere Isotopieverschiebungen als in NIT und MOL.

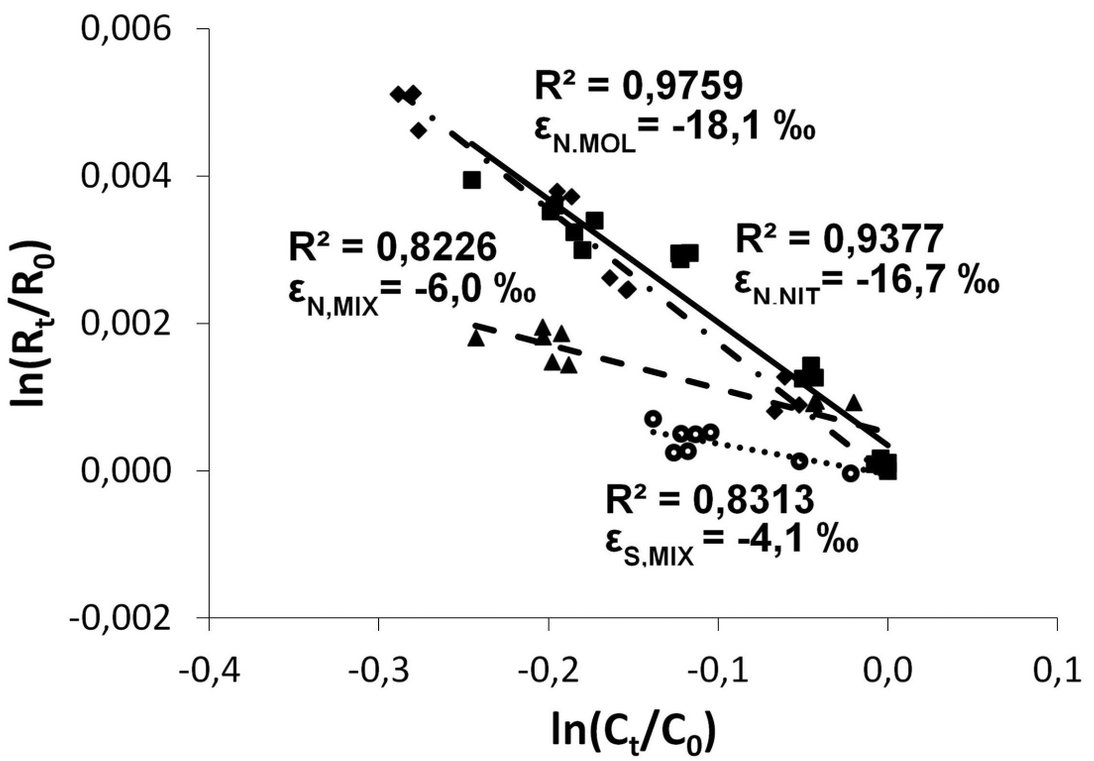


Abb. 4: Logarithmischer Plot der zeitlichen Verschiebung der $\delta^{15}N$ bzw. $\delta^{34}S$ Stabilisotopenverhältnisse in der restlichen TEA-Fraktion (R_t/R_0) über die entsprechende Abnahme der TEA-Konzentrationen (C_t/C_0) zum Zeitpunkt t inklusive der errechneten R^2-Werte und Isotopenanreicherungsfaktoren (ε) unter Nutzung von unterschiedlichen TEA: NIT (Quadrate, durchgezogene Linie); MIX (Dreiecke, strichlierte Linie für $\delta^{15}N$; Kreise, punktierte Linie für $\delta^{34}S$) ; MOL (Rauten, strichliert-punktierte Linie).

3.4.1 Monitoring des mikrobiellen Abbauprozesses

Die statistische Gegenüberstellung der im Versuchsverlauf ermittelten Abnahmen der TEA-Konzentrationen (C_t/C_0) mit den simultan gemessenen Verschiebungen der $\delta^{15}N$ bzw. $\delta^{34}S$ Stabilisotopenverhältnisse in der residualen TEA-Fraktion (R_t/R_0) ergab unter allen TEA-Zugaben signifikante lineare Korrelationen (p-Werte < 0,05; t-Werte > |1,96|; getestet gegen $\alpha = 0,05$) mit hohen Modellqualitäten (R^2-Werte > 0,82) (Abb. 4). Auf Basis der ermittelten Korrelationen konnte also gezeigt werden, dass sich die akzeptorseitige Verschiebung der Stabilisotopenverhältnisse sehr gut als Prozessparameter für das Monitoring des anaeroben mikrobiellen MKW-Abbaus eignet.

3.4.2 Differenzierung zwischen organothropher und lithotropher Denitrifikation

Beim Vergleich der Steigungen der TEA-spezifischen Regressionsgeraden und somit der daraus errechneten Isotopenanreicherungsfaktoren (ε) zeigten sich bei NIT und MOL ähnliche Werte, während MIX wesentlich geringere Werte aufwies (Abb. 4). Diese Beobachtung konnte auf in MIX stattfindende Sulfat-Recyclingprozesse zurückgeführt werden. So wurde in MIX neben organotrophen Mikroorganismen auch der lithotrophe Denitrifizierer Thiobacillus gefunden, welcher durch organothrophe Sulfatreduzierer gebildete reduzierte Schwefelverbindungen (Sulfit, Sulfid) unter Nitratverbrauch wieder zu Sulfat aufoxidiert (Kelly & Wood 2000), was zu einer geringen $\delta^{34}S$ Fraktionierung führt. Zusätzlich tritt bei der lithotrophen Denitrifikation aus enzymatischen Gründen eine geringere Stickstofffraktionierung als beim organotrophen Abbau auf (Wenk 2014).

Da in MIX sowohl organothrophe als auch lithotrophe Abbauprozesse stattfanden, erklärt dies die geringere $\delta^{15}N$ Fraktionierung beim Vorhandensein beider Akzeptoren.

4 SCHLUSSFOLGERUNG

Die Ergebnisse dieser Studie zeigen, dass über die Verschiebung der akzeptorseitigen Stabilisotopenverhältnisse ($\delta^{15}N$ in Nitrat und $\delta^{34}S$ in Sulfat) ein guter quantitativer aber auch qualitativer Einblick in die mikrobielle Abbauaktivität gewonnen werden kann.

Deshalb kann diese Methode für das in situ Monitoring des mikrobiellen MKW-Abbaus in kontaminierten Altlasten als vielversprechend angesehen werden. Zusätzlich war es im Rahmen dieser Studie erstmals möglich, basierend auf der ermittelten Isotopenfraktionierung beim Vorhandensein beider Elektronenakzeptoren parallel stattfindende organotrophe und lithotrophe Denitrifikationsprozesse nachzuweisen.

Weitere Ausführungen finden sich in unserer aktuellen Publikation (Kern et al. in press).

LITERATUR

Cypionka, H. (2010) *Grundlagen der Mikrobiologie.* Berlin-Heidelberg, Deutschland: Springer Verlag.

Elsner, M., Zwank, L., Hunkeler, D. & Schwarzenbach, R.P. (2005) A new concept linking observable stable isotope fractionation to transformation pathways of organic pollutants. *Environmental Science & Technology* 39, 6896-6916.

Heidelberg, J.F., Seshadri, R., Haveman, S.A., Hemme, C.L., Paulsen, I.T., Kolonay, J.F., Eisen, J.A., Ward, N., Methe, B., Brinkac, L.M., Daugherty, S.C., Deboy, R.T., Dodson, R.J., Durkin, A.S., Madupu, R., Nelson, W.C., Sullivan, S.A., Fouts, D., Haft, D.H., Selengut, J., Peterson, J.D., Davidsen, T.M., Zafar, N., Zhou, L., Radune, D., Dimitrov, G., Hance, M., Tran, K., Khouri, H., Gill, J., Utterback, T.R., Feldblyum, T.V., Wall, J.D., Voordouw, G. & Fraser, C.M. (2004) The genome sequence of the anaerobic, sulfate-reducing bacterium Desulfovibrio vulgaris Hildenborough. *Nature Biotechnology* 22, 554-559.

Kelly, D.P. & Wood, A.P. (2000) Confirmation of Thiobacillus denitrificans as a species of the genus Thiobacillus, in the β-subclass of the Proteobacteria, with strain NCIMB 9548 as the type strain. *International Journal of Systematic and Evolutionary Microbiology* 50, 547-550.

Merretig-Bruns, U. & Jelen, E. (2009) Anaerobic Biodegradation of Detergent Surfactants. *Materials 2*, 181-206.
Wenk, C.B., Zopfi, J., Blees, J., Veronesi, M., Niemann, H. & Lehmann, M.F. (2014) Community N and O isotope fractionation by sulfide-dependent denitrification and anammox in a stratified lacustrine water column. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 125, 551-563.

Effect of Organic Carbon in MSWI Bottom Ash on the Mobilization of Heavy Metals

R.M. Cavallino, U. Eggenberger & G. Weibel
Universität Bern, Institute for Geology, Bern, Switzerland

ABSTRACT: Bottom ash from municipal solid waste incineration (MSWI) is composed of inorganic and organic material. The organic part (TOC) may favor the mobility of pollutants after deposition, when organic carbon is mobilized as dissolved organic carbon (DOC). Therefore threshold values and methods for the determination for TOC are given in Switzerland (VVEA) and in the EU (EN 13137: CEN, 2001), respectively. Most standard methods for the determination of TOC are based on the oxidation of carbon by heating, which includes organic (OC) and elemental carbon (EC). But only carbon that is assimilable (ROC) is transposed to its soluble form, as DOC. Dissolved organic compounds are known to form OC-metal complexes, which leads to mobilization of these metals in the leachates. Copper is known to build preferentially complexes with organic acids but the extent is pH-dependent, which is also a consequence of carbonation/aging of the BA (e.g. Meima et al. 1999a, 1999b), (Eggimann 2008). The presented study shows the differences in composition of bottom ash from 4 MSWI plants of different age (from 1 to 40 years) and their effect on the metal concentration in leachates from laboratory extraction experiments. As already shown in leachates from old deposits containing bottom ash compartments a general trend of DOC to heavy metal release is expected, whereas the dependence on the ROC content in the bottom ash has not been investigated so far.

1 INTRODUCTION

Nowadays municipal solid waste incinerators (MSWI) are playing a major role in waste management activities. Especially in Switzerland, where the morphology of the country is quite disadvantageous, burning the municipal waste material seems to be the most favorable way to handle these types of waste. Therefore, large quantities of municipal solid waste incinerator (MSWI) bottom ash are produced every year; the Swiss Federal Office for the Environment (FOEN) stated in 2012 that from 3.6 million tons incinerated per year, about 700,000 tons bottom ash result.

As the fly ash, these residues or slags are generally landfilled or recycled in several ways, e.g. road base/sub-base pavements, structural fills, cement factories and concrete products. However the potential leaching risk of the bottom ash can inhibit its application as a secondary construction material. In this environment, the TOC concept must be clarified not as Total Organic Carbon, whereas the definition is quite inappropriate, but rather as Bjurström & Berg (2003) suggested, a more appropriate definition of TOC would be Total Oxidizable Carbon, since both elemental and organic carbon can be oxidized to CO_2. Appropriate definitions of the major carbon fractions in solid phase incineration residues are suggested as.

- EC as elemental carbon, i.e. EC is an impure form of carbon generated by the incomplete combustion of biomass, with carbon content above 60 % and a low ratio between hydrogen and carbon (Goldberg 1985); it is not reactive and has low solubility in aqueous solutions.
- OC as organic carbon, i.e. OC includes unburned organic matter and organic compounds formed during and after combustion (Van Zomeren & Comans 2003), (Rubli et al. 2000), it is well reactive and it might degrade biologically.

Meima (1999) and Van Zomeren (2003) have remarked the role of the dissolved organic carbon (DOC) in facilitating the leaching of several heavy metals, including copper, from MSWI bottom ash. The specific properties of organic carbon in the solid MSWI bottom ash matrix, which

contribute to the leaching of DOC and related contaminants, are important for environmental risk assessment of these materials. As important as the complexiation proprieties of organic carbon, there is also a growing interest in the stability of the organic carbon in solid waste material, once disposed into the landfill, due to a possible correlation with the DOC dissolved in the waste leachates. During this study we principally focused on MSWI bottom ash from four different MSWI plants situated in the Canton of Bern (Thun, Biel, Bern) and Solothurn (Zuchwill).

2 BOTTOM ASH CHARACTERIZATION

2.1 Sampling

The four different municipal solid waste incinerators (MSWI) are characterized by different ages: Bern MSWI is the youngest one, built in 2015; Thun MSWI has 10 years, Zuchwil MSWI has 20 years and Biel MSWI has 40 years. Daily, for three weeks, two bottom ash (BA) samples of 40 kg were taken from each plant, at a minimum time distance of 12 hours. This procedure is essential to obtain a representative sample from each plant, due to the different types and amount of non-recyclable waste incoming. Those types of material were principally composed by:

- Mineral fractions, between 10 mm and smaller than 5 mm (individual particles of glass, porcelain, tiles, pottery, cement, sintered grit...),
- Slags > 5 mm, associated to metal or ceramic particles, which described an assemblage of fine-grain material,
- Native metals bigger and smaller than 2 cm, e.g. Aluminum nuggets,
- Unburnt organic matter > 5 mm (e.g. books, newspaper, wood, glass fibers...) and
- Grit (fine grained particles < 5 mm, filler material from paper and plastics, wood ash...).

From each plant, we managed to take between 500 and 840 kg of bottom ash samples, during three-weeks sampling procedure. Once obtained the needed amount of bottom ash we proceeded with the splitting-sieving-roller crusher process. The material was crushed by the roller crusher machine on a solid, metal-plate and sieved using a 2 cm – 1 cm – 0.5 cm sieve to remove the particle size bigger than the grates. The metals collected were then separately re-crushed and sieved again. The amounts of metals collected in this first procedure were, at least, three times higher than the following metal-sieving steps. The left over material was then split to obtain 4 equal and representative samples from each plant, respectively called A-B-C-D.

2.2 Bottom ash chemical composition

Samples C were afterward split, sieved and milled, to obtain four representative samples below 200 µm size. The material was then chemically analyzed using the x-ray fluorescence method. The scope was to determine the elemental concentrations (mg/kg) present in the bottom ash, giving a general bulk composition of the materials collected from the four different incinerator plants, see Fig.1-3.

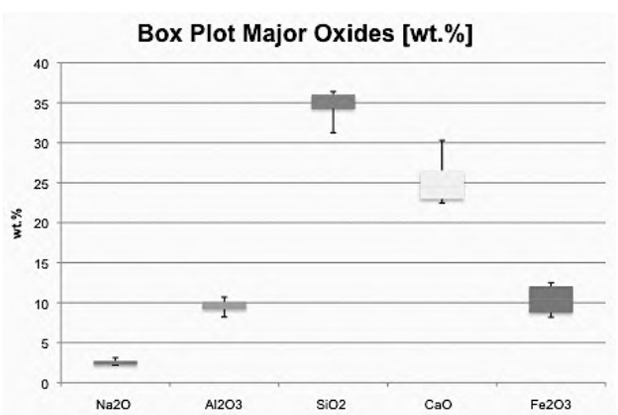


Fig. 1: Box plot bottom ash major oxide.

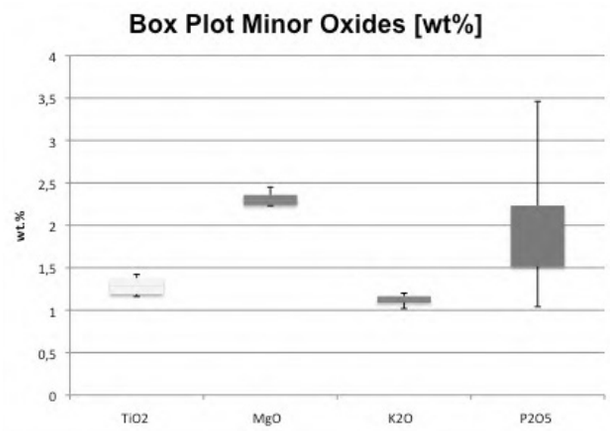


Fig. 2: Box plot bottom ash minor oxide.

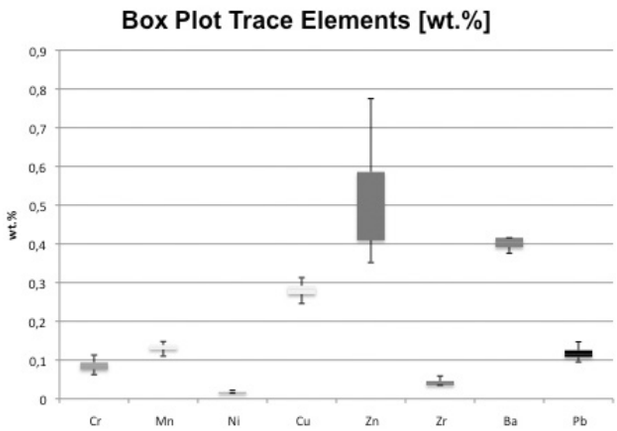


Fig. 3: Box plot bottom ash trace elements.

The general chemical composition of bottom ash is close to an ultrabasic volcanic foidite, even if depleted in SiO_2, Na_2O and K_2O. The CaO content (Fig.1) is very high – the large variation is strongly dependent on the type of waste material, namely municipal solid waste. Minor oxides box plot (Fig. 2) shows quite similar values for all four MSWI plants, except for P_2O_5 wt.%, which is more enriched in plant Thun and Bern compared to Biel and Zuchwil. Phosphorous is typically enriched in organic waste material, such as sewage sludges, that are often incinerated together with ordinary municipal and industrial waste. Trace element concentrations (Fig.3) are all below 6.000 ppm. Zinc shows the largest variation in concentration, knowing that Zuchwil plant has the highest values due to relatively high amount of car scrap (RESH), which are daily disposed.

2.3 Organic carbon analyses

Samples D were used for the determination of heavy metals and DOC in the waste leachates by TVA-extraction, according to the VVEA Swiss ordinance for solid waste disposal. For this test the aqueous solution mixed with bottom ash (liquid:solid ratio 10:1) is constantly shaken for 24 hours, every thirty minutes for a period of five minutes. The eluates are then filtrated using 0.45µm Millipore filters and measured by ICP-OES. The main focus of the study is addressed to copper. On the other hand samples C were used for the determination of TOC in solid material (DIN 19539) where the Total Organic Carbon is divided in two main species: TOC400 (Elemental Carbon) below 400 °C and ROC (Organic Carbon) between 400-900 °C; the latest describing the organic species which is more reactive and tends to dissolve in the aqueous solution forming heavy metal complexes.

3 RESULTS AND DISCUSSION

The analyses summarized in Tab.1 show a perfect correlation between copper, which is mobilized in the aqueous solution, and DOC. The TOC is given by the sum of TOC400 and ROC.

Tab. 1: ICP-OES analyses of Cu [mg/L]; TOC analyses DIN 19539; DOC analyses in the leachates.

	Cu [mg / L]	TOC400 [wt.%]	ROC [wt.%]	DOC
Zuchwil	0.005	0.17	0.44	5.11
Thun	0.170	0.53	0.61	56.20
Bern	0.062	0.14	0.37	22.29
Biel	0.007	0.18	0.50	7.27

In summary (Fig. 4) there seems to be a correlation between the organic carbon dissolved in the leachates solution and the organic carbon to elemental carbon ratio (OC/EC).

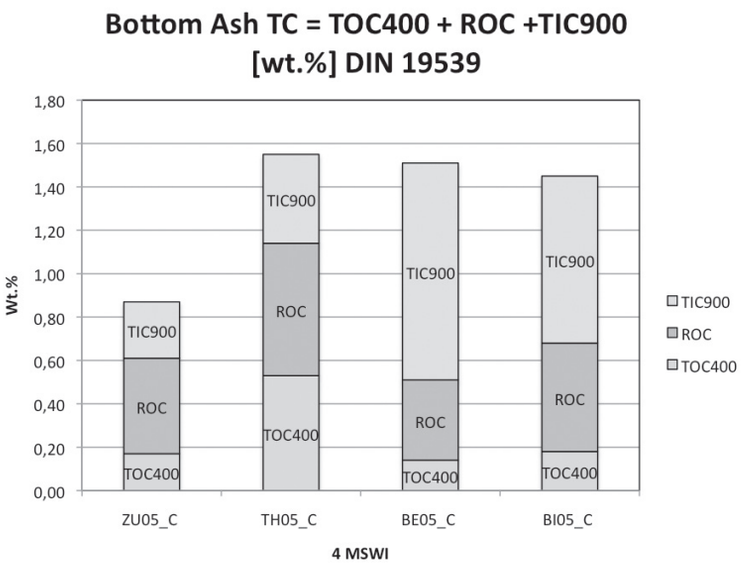


Fig. 4: Elemental carbon and organic carbon partitioning.

According to Wu et al. (1999) elemental carbon (EC) is practically insoluble and is considered as biologically inert, although the highest values for heavy metals and DOC in the waste leachates come from Thun samples, which has the highest amount of elemental carbon.

REFERENCES

Bjurström, H. & Berg, M. (2003) *Unburned material in ashes- organic carbon, determination methods and amounts.* Report nr 5334, Swedish Environmental Protection Agency, Stockholm, Sweden (in Swedish).

Goldberg, E.D. (ed.) (1985) *Black carbon in the environment, properties and distribution*. New York, USA: John Wiley and Sons.

Meima, J.A., van Zommern, A. & Comans, R.N. (1999) Complexation of Cu with dissolved organic carbon in municipal solid waste incinerator bottom ash. *Environmental, Science and Technology* 33, 1424-1429.

Rubli, S., Medilanski, E. & Belevi, H. (2000) Characterization of total organic carbon in solid residues provides insight into sludge incineration processes. *Environmental Science and Technology* 34, 1772-1777.

Van Zomeren, A. & Comans, R.N.J. (2003) Speciation and characterisation of organic carbon in municipal solid waste incinerator (MSWI) bottom ash. In: *Wascon* 2003, Progress on the road to sustainability. San Sebastian, Spain: ISCOWA, pp. 657-666.

Wu, Q., Blume, H.P., Beyer, L. & Schleuß, U. (1999) Method for characterization of inert organic carbon in Urbic Anthrosols. *Communications in Soil Science and Plant Analyses* 30 (9-10), 1497-1506.

ISWA Austria

International Solid Waste Association

ISWA Austria ist das „National Member“ der ISWA (International Solid Waste Association) in Österreich und bietet seinen Mitgliedern die Schnittstelle zur internationalen Abfallwirtschaft.

Die ISWA zählt heute mehr als 1.300 Mitglieder in rd. 100 Staaten und ist der weltweite Verband von ExpertInnen bzw. PraktikerInnen der Abfallwirtschaft.

Nähere Informationen finden Sie unter **www.iswa.at** sowie **www.iswa.org**.

English Abstracts

Economic Conditions for Recycling of Waste

H.-G. Baum
Fulda University of Applied Sciences, Deptartment Food Technology, Fulda, Germany

Economic aspects also play a major role concerning the way and scope of recycling. To disregard this fact would not only be negligent but also lead to misunderstanding and be met with incomprehension towards the factual recycling situation. Against the background to maximize the individual benefit respectively value, the economic entities are conditioned to identify alternative steps and to evaluate them in the light of the opportunity principle.

Dealing with undesired outputs of a production process, six alternatives are available. Therefore, recycling is not an objective but an instrument to maximize the benefit and value. At the end of chain of negative decisions, you finally have the waste disposal. High disposal costs promote the other options. This can be confirmed empirically. A general dumping ban for all of Europe would automatically result in more intensive efforts for recycling.

The regulatory law (in this case: binding specifications of recycling quotas – no matter how they are finally calculated) will limit the optional scope for action, however, not override an economic opportunity thinking – quite the contrary. Only a socially motivated competition of recycling quotas hides the economic implications in a harmful way. This will neither meet the ecological nor the economical requirements.

With increasing recycling quotas, the related costs grow exponentially and reciprocally the qualities of the secondary raw materials drop and result in less chances for market success. Since recycling processes are material converting processes and set off logistics and supply chains, they are not emission-neutral. In this respect, at a certain point the ecological overall benefit decreases with an increasing recycling rate.

Recycling quotas are “moving targets”. They depend on many influencing factors – such as: the kind of waste, the available recycling and primary raw material technological process, the market price of the primary raw materials and thus the static and dynamic shortage. In the light of changing influencing factors as mentioned before, the “optimal” quotas must constantly be readjusted at the point of intersection of marginal costs and utility. It should at least be required to classify only those processes as “recycling”, which finally generate secondary raw material with a positive market value.

Whoever links recycling to a requirement of maximization resp. a political topmost fixation and promotes absolutization, hides economic implications. To this, it should be responded “It’s the economy stupid”.

Circular Economy – Straight into the Cycle?

C. Scharff
Altstoff Recycling Austria AG, Vienna, Austria as well as Circular Economy Coalition for Europe, European Union

The European economy is highly dependent on imported raw materials. The Raw Materials Strategy of the European Union wants to ensure the supply of the European Economic Area by means of diplomacy and long-term relations with preferred supplier states, international trade, and increase of the domestic application of raw materials, as well as resource efficiency, substitution and recycling. The EU Circular Economy Package 2015 should contribute a substantial part to that and further promote economic growth and employment by, at the same time, ensuring and strengthening environmental protection. However, the EU's strong focus on residential waste and high recycling targets – without taking into account cost-benefit-analysis – raise doubts, if these aims can be achieved. The hope lies within the Action Plan, which recognizes the importance of commercial and industrial wastes as well as of anthropogenic stocks. Anthropogenic stocks, including goods and infrastructure, are at 8 – 10 tons per capita and year twice as high as the total waste volume of 5 t/cap. The present stock, which is estimated to constitute 400 tons per person, is significantly determining the future production of wastes and secondary raw materials. Circular Economy is providing an opportunity for a sustainable European economy, but it first urgently requires a deep extension of the current knowledge base by research and development.

Future Challenges and Waste Management Oriented Solutions of the Austrian Cement Industry

S. Spaun & F. Papsch
Association of the Austrian Cement Industry, Vienna, Austria

The Austrian cement industry has reached one of the highest utilization rates for alternative raw materials worldwide. In Austria, for the production of one ton of cement, already 466 kg of non-traditional resources like alternative fuels, raw materials and additives are used. Thereby, the cement industry contributes substantially to saving natural resources and fulfils the European demand for an increase in resource efficiency and a relief for the waste management industry. The utilization of alternative resources during the production process of cement requires an extensive know-how, a high investment volume and detailed quality assurance measures. Despite the reinforced environment protection efforts, an incident in an Austrian cement plant led to the release of hexachlorobenzene (HCB) into the environment. The cement plant had participated in the planned restoration of a hazardous waste site contaminated with persistent organic substances. The contribution focuses on the measures taken by the Austrian cement industry ("lessons learned") as a consequence of the HCB incident in a cement plant. It describes the requirements for sampling and analyzing; the operating conditions (introduction points, temperatures, possibilities and limitations) and stresses the importance of knowledge transfer, education and training.

Dynamic Visualisation of Municipal Waste Management Performance in the EU Using Ternary Diagram Method

R. Pomberger, R. Sarc & K.E. Lorber
Montanuniversitaet Leoben, Department of Environmental and Energy Process Engineering, Chair of Waste Processing Technology and Waste Management, Leoben, Austria

This contribution describes the dynamic visualisation of European (EU 28) municipal waste management performance, using the Ternary Diagram Method. Municipal waste management performance depends primarily on three treatment categories: recycling & composting, incineration and landfilling. The framework of current municipal waste management including recycling targets, etc. is given by the Waste Framework Directive – 2008/98/EC. The proposed Circular Economy Package should stimulate Europe's transition towards more sustainable resources and energy oriented waste management. The Package also includes a revised legislative proposal on waste that sets ambitious recycling rates for municipal waste for 2025 (60 %) and 2030 (65 %). Additionally, the new calculation method for monitoring the attainment of the targets should be applied.

In 2014, ca. 240 mil. tons of municipal waste were generated in the EU. While in 2005, 17 % were recycled and composted, 14 % incinerated and 64 % landfilled, in 2014 ca. 71 % were recovered but 28 % landfilled only. Considering the treatment performance of the individual EU member states, the EU 28 can be divided into three groups, namely: "Recovery Countries", "Transition Countries" and "Landfilling Countries".

Using Ternary Diagram Method, three types of visualization for the municipal waste management performance have been investigated and extensively described. Therefore, for better understanding of municipal waste management performance in last 20 years, dynamic visualisation of the Eurostat table-form data on all 28 member states of the EU has been carried out in three different ways:

- "Performance Positioning" of waste management unit(s) at a specific date,
- "Performance dynamics" over a certain time period and
- "Performance development" expressed as a track(s).

Results obtained show that the Ternary Diagram Method is very well suited to be used for better understanding of past developments and coherences, for monitoring of current situations and prognosis of future paths. One of the interesting coherences shown by the method is the linked development of recycling & composting (60 – 65 %) with incineration (40 – 35 %) performance over the last 20 years in the EU 28.

Note: this contribution has been submitted to the scientific journal "Waste Management" and is currently in "peer-review process".

File: 111

Re-Use-Process for High-Energy Lithium-Ion-Accumulators of Unknown Condition

H. Weiss & H. Ziegerhofer
Montanuniversitaet Leoben, Institute of Electrical Engineering, Leoben, Austria

Lithium-Ion-Accumulators at stored energy of about 15 to 30 kWh are the standard energy sources for electric vehicles of today's state of the art. These accumulators are suited well for mobile applications due to low weight per energy, high power capability and a high number of cycles at only small derating. However, these accumulators contribute 30 to 50 % to the price of the vehicle. In mobile applications, more than 1,000 equivalent full-load cycles are possible until the usable energy is reduced by 20 % through degrading. Then, this battery pack is no more usable for vehicle purpose and is going to be recycled. Not necessarily such a battery pack needs to be destroyed in function by recycling (extracting energy or material) but it can be re-used provided that some minimum performance is still obtainable. Some mobile battery packs are moved to the recycling process earlier because of sudden defects in one cell. Also in this case there is a chance for re-use after careful test and reassembly. However, the cost and efforts for re-use are to be balanced by the re-gained value. A four-step process is proposed to re-obtain a high quality battery pack. In the first step, the module is pre-evaluated by visual control (no mechanical or electrical visible defects) and cell voltage measurement. As modules are deep-discharged on intention for safe transport reasons cell voltages may be below minimum operational cell voltage. There are different chemical re-actions possible below some voltages. Generally, a cell voltage of 2.5 Volts and above shall provide a good cell. Voltages below 1.5 Volts are critical as some dissolution of contact material (e.g. copper) may occur in critical extent. For scientific purposes we experimented mainly with deep-discharged cells (practically 0 Volt at each cell). The second step includes a soft-charge at very small current (e.g. 2 % of rated current which is calculated from rated capacity divided by one hour) if the cell voltage is below the minimum operational cell voltage of 3.0 Volts (NCM) or 2.8 Volts ($FePO_4$-cathode), respectively. The climb rate of the voltage versus time at the soft-charge procedure is evaluated as well as the coincidence of the voltage rise of all cells and the temperature behaviour. We easily recognize internal short circuit, high self discharge rate and reduced capacity of poor cells. Once the minimum operational voltage is regained we start a high constant current charge cycle at e.g. 50 % of rated current and continuously monitor cell voltage and module temperature. Eventually, the maximum charge voltage is reached. Here we keep constant the voltage and let drop down the charge current. This condition is maintained until the charge current has dropped to a small value. If the charge current stays constant at a higher value than e.g. 1 % of rated current we again get an indicator of a poor or defective cell. The fully charged cell or module is discharged at about rated current until we drop down to the minimum operation voltage. A charge ratio for discharge to charge is calculated. This ratio should be close to 1 for a good unit. Lower values are obtained by poor cells. After discharge we charge the module again in order to obtain about 15 % state of charge. At this value a Lithiumion cell should have only moderately critical behaviour in case of an internal defect. The main reason for selecting this state of charge value is for obtaining a self-discharge indication by idling voltage decrease over some weeks. In step no. 3 we compose an advanced battery management for re-used Lithium-ion accumulators. It includes a balancer of wider range and a defined protection unit. Independent from balancing we supervise minimum and maximum cell voltages as threshold values. Any voltage outside this range triggers the protection system. Before such a unit can be reissued as a product it has to pass a thorough type test in step 4. For the final release of each unit an individual test is arranged to check functions of monitoring, balancing, and protection and to estimate capacity. Within some projects we successfully employ re-used Lithium-ion cells.

File: 112

Re-Use of Traction Batteries of Electrical Vehicles in Stationary Storage Systems – Chances and Risks

R.U. Bürger & F. Hauk
Smart Power GmbH & Co. KG, technical department, Garching nearby Munich, Germany

The integration of lithium based batteries is getting more and more important in the context of electrical vehicles but also for stationary storage systems. The main focus is set on the first life of the batteries and the use for the main purpose. But after the first life there is still a quite big potential for using the batteries in a less challenging purposes to prevent high costs, CO_2 emission and dump for the recycling of the lithium ion batteries.

During the presentation some of the challenges using lithium batteries out of electrical cars within a stationary storage system are shown:

- Technical challenges: Testing and safety of used lithium ion batteries.
- Legal challenges: Legal hurdles when bringing trash back to product.
- Financial challenges: From financing projects to protecting customers from financial risks and giving warranties.

On the other side the potentials of second use of lithium ion traction batteries are shown:

- Financial benefits: Lower project costs and higher interest rates when using used batteries.
- Ecological benefits: Lower CO_2 emissions for battery production,
    - Higher integration of renewables into the power grid,
    - Less dump after the full life cycle.

The presentation also sums up some of the most relevant project results, of research projects Smart Power participated in and still is focusing on research.

File: 113

Wasted Resources in Batteries

G. Schmidt & H. Kuhlmann
Redux Recycling GmbH, Bremerhaven, Germany

A. Arnberger
Saubermacher Dienstleistungs AG, Feldkirchen, Austria

In 2013 about 211,000 tons of portable batteries were sold in the EU including Switzerland. The amount is split in 74 % primary batteries and 26 % secondary batteries. Restricting the data only to the most important resources the all over potential of reusable materials is about 1,000,000 t/a.

The vast majority of it is lead. Only looking at the portable batteries, manganese has the quantitative highest potential to be reusable material. The data, in the field of portable batteries, one has to determine that in total about 80 % of the potentially reusable material is lost in the course of waste disposal and actually 20 % is being recycled. The most part of the valuables already gets lost during the collection phase. Specified incentives could increase the collection rate. Further, taking additional measures towards enhancement all over the disposal process, more resources could be brought back to the cycle of materials.

File: 114

Improved Eco-Design of Lithium-Ion Battery Packs for Simplifying the Recycling Process

T.E. Schwarz & B. Rutrecht
Montanuniversitaet Leoben, Chair of Waste Processing Technology and Waste Management, Leoben, Austria

A. Curtis
Saubermacher Dienstleistungs AG, Feldkirchen, Austria

P. Handel & S. Seger
Samsung SDI Battery Systems GmbH, Premstätten, Austria

J. Worschech
IESTA - Institut für Innovative Energie- und Stoffaustauschsysteme, Graz, Austria

Due to the increasing numbers of lithium-ion batteries in electric cars as well as in electric and electronic equipment, the design and recycling of batteries is gaining increasing importance.

The project eMPROVE focuses on the improvement of two demonstrators (electric vehicle and battery) concerning different parts, processes and the framework of electrified vehicles. The overall target of the project is to reduce the costs while increasing the energy efficiency and the mass producibility. The presented article discusses the design and recycling aspects of the project.

Design

The design of the batteries is a main factor for an efficient repair and recycling as well as for reducing environmental impacts. As a first step, in eMPROVE the battery components and the further approach were discussed in an internal workshop with the project partner Samsung SDI battery systems to improve, adapt and implement the eco-design goals in the first concept phase. For this purpose, a detailed bill of materials was established with relevant environmental data (mass, weight, complexity and production information).

Recycling

Current recycling processes focus on the main parts like housing, electric and electronic parts as well as the cell metal foils. New technologies have to aim at a more detailed recycling of cell components and optimization of processes. The active material of different cells is examined on its physical characteristics (density of the material, wettability etc.). The first experiments on the microprobe showed the connectivity of different particles and their properties. The development of a separation method of the different substances of the active materials is tested at laboratory scale at Montanuniversitaet Leoben. In a first brainstorming different mechanical separation and classification technologies are identified and will be tested on pilot scale.

Secondly the foils fraction treatment should be optimized. Therefore different experiments with mechanical separation and sorting steps on laboratory scale were performed to purify the material fractions. Various tests with different parameters for the aggregates and the materials including larger scale tests at Saubermacher Dienstleistungs AG were conducted.

The design, battery safety, recycling process and material output quality optimization is addressed in the project eMPROVE. The results of the first year project work (requirements phase) shows that the defined goals can be reached and offers a great potential for all industrial partners in the field of energy storage systems and recycling. In the next project phase (development phase) the achieved results will be more detailed and then developed to provide the two demonstrators of eMPROVE for the evaluation.

File: 121

A New Concept to Recover Heavy Metals from Industrial Wastewater

M. John, S. Heuss-Aßbichler & A.L. Huber
Ludwig-Maximilians Universität München, Department for Earth and Environmental Sciences, Munich, Germany

Worldwide, large volumes of effluents contaminated with heavy metals or radioactive elements are generated, e.g. during mining processes or industrial productions. Further examples are various metalworking processes like electroplating. In the biosphere, these heavy metals may represent a potential hazard to the health of humans, animals, plants and other living organisms. One commonly applied removal process is the precipitation of heavy metals as hydroxides. This treatment technique leads to the formation of highly voluminous sludge. Due to the high water and low heavy metal content of the sludge, it is mostly landfilled and not recycled.

In our research project, we developed an alternative approach to treat industrial wastewater. Our method combines efficient water purification with effective recovery of heavy metals as nano-crystalline particles. The aim of this new process is to obtain precipitates free of hydroxides. The basic principle of our method implies the addition of variable amounts of Fe^{2+} ions and subsequent alkalinization of the solution. Our results show that this technique is powerful to purify the wastewater (up to 25 g/l heavy metal concentration) and to avoid the formation of voluminous hydroxide sludge. The recovery rates are very high, with ≥ 99.99 % for Cu, Ni, Fe, Zn, Ag and Mn. The detailed analysis of the precipitates by means of XRD, FTIR, SEM, TEM and magnetic measurements (VFTB) show that the constituents and composition of the precipitated nanoparticles depend strongly on the reaction conditions and ageing procedure. In consequence, one main benefit of our method is to produce specific particles in the sense of product design.

In the first system, we adapted the ferrite process, which was primarily developed to remove divalent cations from low concentrated wastewater by incorporation into ferrites. By an element and matrix specific adjustment, we gain heavy metals as zero-valent phase, oxide or the incorporation into ferrite. After treatment, the copper concentration in the solution fulfilled the requirements for direct and indirect discharges. Depending on the reaction conditions copper can be obtained as zero-valent Cu_0, cuprite (Cu_2O), tenorite (CuO) or ferrite ($Cu_xFe_{3-x}O_4$) with a maximal 46 % copper ferrite component.

With the second method we can produce pure delafossite ($CuFeO_2$) directly from aqueous solutions at temperatures between 50 – 90 °C. Phases with delafossite structure show a number of technical interesting properties; their current synthesis, however, is complex and costly. This totally new process, called Lt-delafossite process, was successfully tested to treat four effluents from electroplating industry. We succeeded to synthesize delafossite directly from the effluents. Even small amounts of foreign ions such as Cr, Ni, Sn and Zn were effectively removed from the wastewater.

The third option is the precipitation of doped heavy metal oxides e.g. Zinkit (ZnO) or tenorite (CuO). Transparent conducting oxides (TCO) and transition metal oxides (TMO) can be applied in various technological fields. Therefore, we modified our method in order to obtain Fe-doped nanoparticles. It was successfully tested for synthetic model and real wastewater. Under optimum conditions, the recovery rates are ≥ 99.99 %. Additionally small quantities of additionally present ions as e.g. Ni and Cr are removed completely; their concentrations after the treatment were < 0.01 mg/L.

Due to the high ratio of heavy metals in the residues these three precipitation options lead to an environment-friendly, economic and ecologic recovery of these partially rare metals from industrial wastewater.

As part of the research association “ForCycle - Rohstoffwende Bayern”, this study is funded by the Bavarian State Ministry of Environment and Consumer Protection.

File: 122

Metal Recycling from Pickling Solutions

M. Wellacher & L. Nachtschatt
Montanuniversitaet Leoben, Chair for Waste Processing Technology and Waste Management, Leoben, Austria

Chemical physical plants (CP) in Austria treat hazardous waste materials to minimise their risk of danger for man and environment. Processing is mostly divided into CPO plants for organic wastes and CPI plants for treatment of inorganic waste materials. Waste materials can be solid or liquid. The solids are often sludges with a certain liquid content and the liquids are often solid sediments containing suspensions, such as pickling solutions. Pickling solutions are strong acids which are used to clean metal surfaces by dissolving oxidized metal layers. In CPI plants such highly corrosive pickling solutions are usually neutralized to minimize its corrosive behaviour. In the same process most of the metals precipitate into a hydroxide sludge which is separated to clean the supernatant waste water from contaminants. Most often the sludge is solidified afterwards with cement to be allowed for landfilling.

The aim of the project was to improve processes on CP plants by laboratory experiments. More particularly metals within pickling solutions should be regained instead of being disposed.

A laboratory plant was designed to perform safe experiments with typical CP plant input materials. Glass and Teflon (tetra flour poly ethylene) were used as materials with medium contact. The plant consisted of a five litre glass reactor used as a central stirred batch reactor. The reactor was equipped with a sampling aperture for viscous suspensions and an exhaust opening for the event of foaming or evaporation of the medium. Cooling of the processes within the reactor could be done by pumping cooling liquids through the outer wall of the reactor vessel. By means of control units, with a pH probe and a temperature probe the plant was controlled automatically to stop chemical reactions at certain threshold values.

It was intended to gain different sediments by stepwise precipitation, which meant rising the pH in the pickling solution stepwise. After mechanical dewatering of the sediments each of them should be less complex in its composition and should be able to be recycled more easily than if only one sediment would have been produced.

The lab plant worked well and the desired experiments could be performed with sufficient safety for the operators. Adding of lyes to strong acids happened automatically and stopped when threshold values of pH, temperature or time were reached. Nonetheless, supervision during experiments was necessary to detect any unexpected incident, such as foaming, as well as for continuous documentation of visual observations and for sample taking.

It was found that pickling solutions could be treated by stepwise precipitation. Recommendations for the processes in the technical scale plant were possible to gain different sludges containing certain metals according their pH dependent solubility. It was possible to determine the composition of the sediment during the experiment in half pH value steps.

Experiments show that the production of sediment varied through the neutralisation process. Phases of strong production were followed by stagnation and even by phases of a decrease of sludge formation, as some of the precipitated material was resolved again.

File: 124

Processing and Recycling of Low Quality Aluminum Containing Residues

M. Zöhrer & H. Antrekowitsch
Montanuniversitaet Leoben, Chair of Nonferrous Metallurgy, Leoben, Austria

F. Duspiva
ATM Recyclingsystems GmbH, Fohnsdorf, Austria

In most cases, the recycling of scrap is state of the art. However, contaminated residues, scraps, sludges and dusts are deposited despite of their metal contents and the containing valuable metals are lost for further recycling processes. To develop a recycling process for waste materials with a low quality helps to decrease the dependence of resources. Other reasons for the treatment of these materials are the intensified environmental regulation of landfilling and its associated costs and the need of saving disposal volume. Furthermore, the necessity for the recycling of aluminium is the increasing demand for the automotive industry. Therefore, the aim for the recovery of valuable elements from low grade materials is a sustainable recycling of metals. The article reviews the investigation of two different metal containing dusts and a foil fraction containing aluminium and copper.

The recovery of valuable metals is based on the identification of potentially usable residues and their material flow analyses as well as a comprehensive characterization of the physical, chemical and morphological properties. Only the metal and metal alloy fractions in the residues can be economically recycled in contrast to aluminium oxide. Neither RDX nor XRF gives information about present metallic phases. Therefore, the metal content is determined by a simple experimental setup. The measuring principle based on the formation of hydrogen due to a chemical reaction between the hydrogen ions of the hydrochloric acid and the metal in the residue. An extensive characterisation of the different materials leads to an optimisation of the existing melting process to enable a sustainable treatment.

The improvement of charging and an increasing of the metal yield is dependent on the particle size of the metal containing residue. For these reasons and in many cases, agglomeration has a positive effect on the suitability of industrial waste as a secondary raw material and the generated waste during the recycling process (e.g. dust and slag). Furthermore, briquetting allows a reduction of transport and storage costs, minimises the risk of dust explosion and enables an input of the briquettes to a recycling process. Our experiments demonstrate the feasibility to produce stable briquettes of fine aluminium powdered waste and foils without binding agents using the briquetting press at the testing plant provided by ATM Recyclingsystems GmbH.

The first pyrometallurgical experiments in an induction crucible furnace by using salt (NaCl, KCl) and a fluxing agent show that it is possible to recover up to 80 % of the valuable metals from the aluminium containing dust. To deal with the high viscosity of the salt flux and the unsatisfactory coagulation of the molten aluminium particles are the challenges during this project. Therefore, the majority of the metals are located in the salt slag. For this reason, it is necessary to recover the fine metal grain from the salt slag by using crushing, grinding and screening. Processing of salt slag is state of the art and is implemented on industrial scales. The successful evaluation of the results occurs in an adapted „Top-Blown-Rotary-Converter“ (TBRC) with up to 35 kg. The next steps will be the increasing of the metal yield and to optimize as well as evaluate the results on a field scale.

For the reasons indicated above, a processing of low quality aluminium containing residue is necessary and possible. The extensive characterisation of the potential secondary raw materials is the fundamental step for a successful metal recovery. Agglomeration enable the optimisation of the physical properties and is associated with the ability of charging and many further advantages.

File: 131

Industrial Use of High Voltage Pulse Power Process for the Treatment of Incineration Bottom Ash

A. Weh & J. Käppeler
SELFRAG AG, Kerzers, Switzerland

Waste incineration has proven itself as a sustainable treatment of residual waste. Resultant bottom ash products are treated by conventional methods to recover mainly metals. Achieved metal yields and the quality of potential replacement materials are limited. The high-voltage (HV) pulse power method and similar developments are currently being discussed as an effective alternative treatment. Different research institutions describe results from laboratory scale. The process liberates metals at highest degrees without overgrinding the matrix. Metallic and mineral valuables remain coarse grained with a considerable potential for better recoveries. Until today, further industrialization of the process was missing by the unclear economic efficiency, and technical hurdles in scaling. This study shows the impressive development and adaptation of the method for industrial treatment of bottom ash by SELFRAG AG. Fundamentals for that are advances in HV generators development, design of appropriate process zones with continuous material flow and efficient process water handling, as well as a modified electrode design for optimized energy delivery in an industrial environment.

File: 132

Electrodynamic Fragmentation of Concrete Waste

T. Keller & M. Streicher-Porte
University of Applied Sciences and Arts Northwestern Switzerland, School of Engineering, Center for Resource Efficiency CER, Windisch, Switzerland

H. Schuler
University of Applied Sciences and Arts Northwestern Switzerland, School of Architecture, Civil Engineering and Geomatics, Institute of Civil Engineering, Muttenz, Switzerland

Concrete waste accounts for an increasing part of construction and demolition waste (CDW), which is one of the biggest waste streams worldwide. Although nowadays, concrete waste is usually not landfilled, it is generally downcycled rather than recycled. For example, former structural concrete is used for road construction, where the material has to meet lower requirements.

This study investigates whether by using electrodynamic fragmentation (EDF), structural concrete waste can be completely processed into high-quality recycled concrete aggregates (RCA), and whether an RCA concrete, with equivalent properties to the original concrete, can be produced from it. In addition, concrete made of conventionally recycled (e.g. jaw crusher) RCA is tested for comparison.

The comparison has shown that the RCA produced using EDF are of higher quality than those, recycled conventionally. RCA concrete made from 100 % RCA from the EDF has equal or better mechanical properties (flexural strength, compressive strength and modulus of elasticity) than concrete made from natural aggregates, whereas RCA concrete, made from conventionally recycled concrete aggregates, does nor perform as well.

Further tests have shown that by replacing the fine fraction (< 4 mm from EDF) with natural aggregates, the mechanical properties of the RCA concrete can be improved. This leads to the conclusion that a specific use of different recycled size fractions may be a better solution to achieve a complete recycling. The fine fraction could, for example, be used in cement production.

File: 133

Deployment of Electrodynamic Fragmentation to Recycle Material Composites

F. Pestalozzi & J. Woidasky
Pforzheim University, Department of Engineering, Pforzheim, Germany

T. Hirth
Karlsruhe Institute of Technology, Karlsruhe, Germany

Modern products such as electronics impose new challenges on recycling technology. This is due to increasing material diversity and decreasing product mass. In addition, legal requirements for utilization rates, e. g. the EU waste framework directive, are increasing. Therefore it makes sense to investigate alternative recycling technologies. There is already a range of processes in use to recycle waste electrical and electronic equipment. Most widely used are mechanical processes like dismantling, comminution, and sorting. Although highly scalable, the deployment of these methods is limited by their separation selectivity. In profitable segments, e.g. the recovery of precious metals from printed circuit boards, thermal and chemical processes are used. While the former comes with high energy requirements and gaseous emissions, the latter has different drawbacks such as low product metal concentration, expensive equipment, or solvent requirements.

As an alternative separation method, this work investigates electrodynamic fragmentation (Selfrag) of solid materials in a water bath. The applied high voltage pulses (90-200 kV, risetime < 500 ns) lead to discharge channels which preferably pass through solid sample material, despite the conductivity of the surrounding water (working fluid). Discharge channels trigger pressure waves of 109 to 1010 Pa, which in turn break apart the solid sample. Fragmentation selectivity, i.e. separation along grain boundaries, is caused either by polarization effects, directly affecting pulse paths to follow grain boundaries or indirectly by internal differences in acoustic sample properties. In order to investigate the recycling potential of Selfrag for waste electronics, the fragmentation of two different material types is presented here: thin-film photovoltaics (TFPV) and glass-fiber reinforced plastics (GFRP).

Fragmentation of TFPV (CdTe type) has shown a clean separation of cover glass, shrink wrapping foil and semiconductor layer. Square TFPV samples of 62 g each were fragmented varying pulse number and voltage. Set 1: 70 pulses at 120 kV. Set 2: 25 pulses at 200 kV. Both experimental sets consist of 5 individual runs each. The total amount of pulse energy of a single run is about 6 kJ. The particle size distribution of both sets is comparable, with about 50 wt-% of sample fragments below 1 mm particle diameter. For both parameter sets, more than 90 wt-% of tellurium is detected below particle diameters of 1 mm. Thus, Selfrag could be used to both liberate and concentrate the bulk semiconductor material in small size fractions for more efficient recovery of valuable components. The concentration of semiconductor material (both cadmium and tellurium) of individual fractions was measured to be higher for set 2. Using the same amount of total pulse energy, the application of fewer pulses at a higher voltage seems to be more suitable to liberate semiconductor material from TFPV.

Applying high voltage pulses to GFRP aims at separating glass fibers from their surrounding resin matrix. Compared to mechanical comminution (Wittmann MAS1 granulator, 6 mm sieve), Selfrag produces longer fibers with cleaner surfaces and less residual resin, all favorable properties for fiber recycling. These advantages are contrasted by a higher specific energy demand of Selfrag compared to mechanical treatment. As Selfrag is currently restricted to a labscale batch process, the corresponding throughput is much lower than the state of the art mechanical plant used for comparison. Increasing throughput of Selfrag by e.g. a continuous process is suggested to significantly decrease the base load share, which would increase energy efficiency.

In summary, this work shows that electrodynamic fragmentation can be used to separate valuable substances like semiconductor metals from TFPV or fibers reinforcing GFRP. For the purpose of closing material loops, such secondary materials offer a viable alternative to be incorporated into existing recycling processes.

File: 141

Pre-Treatment of Waste Wood for Material Recycling

H. Leitner & A. Kunter
Komptech GmbH, Frohnleiten, Austria

Waste wood is collected separately in advanced waste management systems, and then subjected to recycling or thermal recovery. In 2015 620,000 tons of waste timber were collected in Austria, which are suitable for the processing for material recycling in the panel industry. The processing can be separated in pre- and post-treatment. While the pre-treatment is primarily mobile, the following post-treatment is most often performed in stationary plants. Komptech as a manufacturer of shredders and screens, has analysed six different pre-treatment processes in terms of product yield and operating costs:

- Axtor, high-speed shredder, screen basket 60 mm,
- Axtor, high-speed shredder, screen basket 100 mm,
- Axtor, high-speed shredder, screen basket 150 mm,
- Crambo, low-speed shredder, screen basket 100 mm,
- Crambo, low-speed shredder, screen basket 150 mm and
- Crambo, low-speed shredder, screen basket 250mm.

Experiments with the high-speed and low-speed shredders determined the absolute throughput, as well as the power consumption of the machine and the grain size distribution by a subsequent screening.

The star screening system produced three fractions: fine grain < 20 mm, medium grain 20-120 mm and oversized grain > 120 mm. The medium grain provided the useful fraction for post-treatment. Basically, smaller screen baskets meant a smaller oversize grain and a larger fine grain fraction, larger screen baskets were the opposite.

To estimate the operational costs, based on the experimental data, a single-stage pre-treatment consisting of high-speed and low-speed crushers was compared to a two-stage variant consisting of a low-speed crusher and a screening unit for oversize recirculation.

The results of the particle size distribution show that high-speed shredders produce more fine grain than low-speed shredders. Low-speed shredders produced higher proportions of oversize grain.

Advantages of high-speed variants were a high throughput capacity and a lower percentage of excess lengths. Although the subsequent screen basket changed the results, it was less significant than in the low-speed shredder. Low-speed crushers showed a higher tolerance towards metallic contraries, since they processed the waste wood without causing damage or exceptional wear. For fast running shredders, metallic contraries in the waste wood are a challenge to the tool wear and can cause damages in the shredder unit.

Three different plant sizes were considered for the cost estimation: For plant sizes with 15,000 Mg/a throughput capacity, single- and two-stage variants showed the same operating costs in the pre-treatment process, while in plants with 30,000 and 50,000 Mg/a throughput capacity the two-stage variant 6 with a screen for oversize recirculation to the shredder-unit represented the most economical pre-treatment process.

Furthermore, the applicability of the single-stage mobile process usually ends at 30-40,000 Mg/a, while two-stage treatment allows for almost a doubling of the capacity.

Method for the Reutilization of Mineral Rock Wool-Based Insulating Material in Special Building Material

J. Gröper
re:cycon abfallmanagement, Flein, Germany

D. Lack
K-UTEC AG, EVT-Entsorgung- und Versatztechnik, Sondershausen, Germany

Insulating material with man-made mineral fibres (MMMF) constitutes an important waste type, which is nonetheless problematic concerning waste removal. It incurs with the deconstruction of the heat insulation of buildings or industrial plants.

Depending on the material‘s age and properties, one distinguishes between non-hazardous MMMFs and those who have to be classified as carcinogenic according to hazardous materials regulations and TRGS 521 and thus have to be disposed of as hazardous waste.

AVV Code 170603* (German Ordinance on the List of Wastes) lists hazardous insulating materials. Non-hazardous insulating building materials are disposed of according to AVV Code 170604.

For both waste types, there do not exist any reutilization facilities yet. They are generally disposed of in a converted and – newly – partly in a compressed state on type I to type IV landfills.

Both, re:cycon abfallmanagement and K-UTEC AG, have developed a method for the utilization of insulating material wastes in building materials. With this method, the insulating material wastes are integrated completely into an autonomously hardening inorganic mineral matrix in a Big Bag which can be utilized for stacking backfill or as thick matter for paste backfill.

The structure thus created constitutes a backfill for which the approval for building materials according to art. 4 of the Gesundheitsschutz-Bergverordnung (German regulation on health protection in mining domains) shall be obtained. The backfill can then be utilized as a building material for the geo-mechanical stabilization of sub-surface mine openings, for mine ventilation or as thick matter for the paste backfill of caverns.

The inorganic mineral matrix shall preferentially be composed of fine grained primary and secondary raw materials. As a binding agent, cement combined with secondary binding agents shall be applied.

The structures thus created guarantee the complete encapsulation of carcinogenic MMMFs and allow for a reutilization of insulating materials in the context of mining backfill which is uncritical concerning labour and environment protection.

The utilization of secondary raw materials in the context of protection measures in mining subject to official directives in the form of backfill allows for the creation of primary raw materials and thus for the conservation of natural resources. Above that, the volume of deposited wastes is reduced considerably.

This innovative method answers to the European Union’s objective of a quasi waste-free closed-loop recycling system.

File: 143

Carbonation of Ashes and Slags for Production of Recyclable Fractions

D. Höllen, K. Pleßl, M. Stöllner, K.P. Sedlazeck, T. Schwarz, I. Niesenbacher, R. Treimer & M. Lehner
Montanuniversitaet Leoben, Leoben, Austria

Carbon dioxide emissions are the main driving force for global warming, whereas mineral waste constitutes the largest waste stream in the world. Consequently, Carbon Capture and Utilization (CCU) in terms of mineral carbonation as it is investigated within the Research Studio Austria (RSA) "CarboResources" might be a powerful tool to protect the climate and geogenic carbonate deposits. Simultaneously, it follows the waste hierarchy for both, solid and gaseous wastes. Mineral carbonation is based on the reaction of carbon dioxide with Ca and Mg oxides or silicates to form the corresponding carbonates which can be applied as industrial minerals and construction materials.

An EAF stainless steel slag, a dust from steel production, a brine cleaning sludge, two MSWI bottom ashes, three ashes from fluidized bed incineration of "Landfill Mining" materials, one paper sludge incineration ash and one fly and bottom ash each from biomass incineration were selected for characterization and carbonation experiments. These Ca and Mg rich materials are dissolved in different acids, impurities are removed and Ca and Mg carbonates are produced by the reaction with CO_2. The suitability of slags and ashes for CCU as well as the applicability of (by-)products in the industry depends significantly on their chemistry and mineralogy which are assessed by XRF/ICP-MS and optical/electron microscopy (incl. WDX), XRD and Raman spectroscopy, respectively. The ecologic and economic feasibility is investigated by life-cycle assessment (LCA).

XRF analyses indicate that EAF slag and biomass ashes contain about 30 wt.-% and MSWI bottom ash about 20 wt.-% CaO, whereas MgO contents are generally only in the range of 5 wt.-%. ICP-MS analyses show that the valuable metals Cr and Mn are present in steel slags with about 2 wt.-% whereas Ti is present with up to 1 wt.-% in MSWI bottom ash. Optical and electron microscopy, XRD and Raman spectroscopy show that Ca in EAF slag is distributed predominantly among brownmillerite ($Ca_2(Al,Fe)_2O_5$), alite (Ca_3SiO_5), mayenite ($Ca_{12}Al_{14}O_{33}$) and melilite ($(Ca,Na)_2(Mg,Al)[Si_2O_7]$) which are suitable for carbonation during CCU, whereas the ashes already contain carbonates that formed during storage besides melilite and portlandite ($Ca(OH)_2$). In fluidized bed ashes Ca is present mostly as mayenite and anhydrite ($CaSO_4$), in the paper sludge incineration ash as free lime (CaO) and in the brine cleaning residue as gypsum ($CaSO_4 \cdot 2\ H_2O$). Dissolution of slags and ashes yields Si-rich dissolution residues which chemically consist of 60 to 70 wt.-% SiO_2, and mineralogically of quartz (SiO_2), amorphous silica and some accessory phases. Aqueous solutions contain between 10 and 20 g/L Ca but also a broad range of heavy metals, out of which some, e.g. Cr and V are promising to be separated, whereas others, e.g. Zn, Ba and Pb might be incorporated into the carbonates. Metal hydroxides were precipitated from the solution by titration with NH_3. The produced precipitated calcium carbonate (PCC) has to fulfil different quality criteria for an application as filler or pigment in the paper or polymer industry, respectively. LCA clearly reveals that the energy demand for the process is very high and the ecologic feasibility of the suggested process tremendously depends on the used energy sources. A mass balance clearly indicates that the landfilled fraction of slags and ashes in Austria might capture only 0.3 % of the Austrian CO_2 emissions. However, mineral carbonation might be an alternative recycling technology for those slags and ashes which are landfilled due to high total and/or leachable concentrations of heavy metals, because the hydrometallurgical processing route might separate these elements in specific fractions and allow the production of clean main products.

File: 152

Further Development of a Wet Mechanical Treatment for Processing Waste Plastic Fractions

D. Schwabl, M. Czerniak & H. Flachberger
Montanuniversitaet, Chair of Mineral Processing, Leoben, Austria

L. Kranzinger & R. Pomberger
Montanuniversitaet, Chair of Process Technology and Industrial Environmental Protection, Leoben, A

M. Bauer, L. Himler & M. Lehner
Montanuniversitaet, Chair of Waste Processing Technology and Waste Management Leoben, Austria

W. Hofer
OMV Refining & Marketing GmbH, New Technologies & Downstream Innovation, Vienna, A

The German paper describes the technical examinations, which were conducted between June 2014 and June 2016 as part of the Research Studios Austria (RSA) project Plastic Reborn. Its first chapter focuses on the economical as well as the technical aspects which led to the initiation of the project.

In view of these considerations chapter 2 describes the wet mechanical processing treatment that shall be investigated during the RSA. Therefore the functioning of the research unit as well as its core device – the Centrifugal Force Separator – are discussed.

Chapter 3 provides an overview of performed test series. The first part involves statistical parameter studies for optimization purposes of the Centrifugal Force Separator. The second part gives a comparative analysis of the separation performance obtained with the research unit to laboratory analysis for different industrial residues.

The article concludes with a summary of the work performed and an outlook for further rese-arch activities.

File: 153

Polymer Recyclates for Technical Parts - Rec2TecPart

M. Katschnig & C. Holzer
Montanuniversitaet Leoben, Department of Polymer Engineering, Chair of Polymer Processing, Leoben, Austria

B. Hornitschek & B. Purgleitner
TCKT – Transfercenter für Kunststofftechnik GmbH, Wels, Austria

Society and legislation are focusing more and more on sustainability due to ecological and economic reasons. This means that materials in general have to be used in a more sustainable way and that waste has to be turned into a valuable resource again. Searching for sustainable approaches the resource efficiency has come into play. Thus regarding plastics a material flow from cradle to cradle would be a desirable solution. This approach already exists producing simple, low-tech products out of down-cycled plastic waste. Producers of high-quality products on the other hand, like automotive applications, that need engineering plastics, are still far away from implementing recycled polymers on a larger scale. Reasons are for instance rigorous material specifications, demanding application requirements and the need for a stable and reproducible supply. Hence, engineering plastic waste in Europe is still incinerated or landfilled at a great scale. That is neither resourceefficient nor saving CO_2.

In the project Rec2TecPart (Recyclates to Technical Parts) - a cooperation and innovation project based on a network of small and medium-sized companies together with research institutes - that challenge is faced. We designed a process that upgrades plastic waste from post-consumer and post-industrial sources by compounding to fabricate tailor-made materials (“RecHQ”) for technical components. The Rec2TecPart process is separated in modules (procurement, input management, recipe, production, technical part and LCC/LCA) which simplifies the implementation later on. An analysis at the companies has provided weaknesses and strengths of the actual processes, implementation of the needed and adapted modules led to the Rec2TecPart process. A key issue for success was the focusing on the product properties instead of trying to reach the material properties of virgin material. To reach this goal all companies along the process have to be involved from the beginning to understand each other´s aims, limitations and problems. The compounding trials were done on an intermeshing, co-rotating twin screw extruder including filtration. Mechanical, rheological, thermal and optical properties were determined and compared. Furthermore, we conducted a life cycle assessment of RecHQ.

To prove the suitability for daily use for both post-industrial and post-consumer waste, three case studies were executed. They verified that components made of 100 % RecHQ save at least 25 % CO_2 eq. and 20 % costs providing technical equal properties compared to virgin material.

File: 161

Strategic Metals from Telecommunications Network Technology: An Opportunity for Robotics?

S. Kreibe, & A. Förster
bifa environmental institute GmbH, Augsburg, Germany

The Deutsche Telekom Technik GmbH (Telekom) renews its telecommunications network technology and dismounts substantial amounts of old equipment. The dismounting processes already show high quality and effectivity. To identify ways to further improve the recycling rate of strategic metals, Telekom mandated bifa Environmental Institute GmbH (bifa) to investigate their dismounting activities and the subsequent recovery processes and to develop suggestions for further improvement. In the work described here, alongside bifa the Electrocycling GmbH in Goslar and the KUKA Systems GmbH in Augsburg were active.

The investigation showed interesting potential for the recovery of strategic metals from printed circuit boards (PCB). Can this be a chance for robotic? Targeted removal of components from end of life PCBs by means of robotics has failed so far mainly due to the great variety of PCB designs. In the case of telecommunications network equipment, the initial situation is significantly better in particular for the separation of Tantalum capacitors. Not all these capacitors and not all examined PCBs are however suitable for an economic removal. Only PCBs which contain a sufficient number of good accessible capacitors with high Tantalum content are suitable. The analysis shows, that this is the case with a large part of the Telekom PCBs.

The Telekom dismounting operations will extend over a period of a few years. The availability of suitable PCBs from other sources is very questionable. The robotic plant must therefore be amortized over the limited number of printed circuit boards from the telecommunications infrastructure and it must be able to handle the complete volume produced within the few years of dismounting. For this reason, at first a pragmatic and cost-effective basic system concept was developed. Then, in order to improve the efficiency, possible optimization approaches were tested. An interesting improvement option is an automatic in line identification of previously separated suitable PCB types by means of a camera system. This can reduce sorting and storage costs and provides greater flexibility for the plant. Most other options proved to be uneconomic.

The realization of the developed plant mainly bears two risks. The first is the limited and not yet reliably sufficient number of PCBs. So, at present, the analysis of other possible sources of PCB and other approaches to optimize the investment is made. The second is the inevitably risk of tantalum price development.

This investigation shows that the chances for an economical realization of the developed robot concept are good. But it also shows that even in the case of the very uniform high quality PCBs from telecommunications network equipment a targeted and profitable separation of components is difficult to achieve. Real prospects only exist for tantalum capacitors. Work will be continued.

File: 162

Recovery of Rare Earth Elements and Platinum-Group Metals from Tailings and Production Residues

C. Gellermann, K. Kazmierczak, G. Homm, T. Brämer & R. Stauber
Project Group for Materials Recycling and Resource Strategies IWKS of Fraunhofer ISC, Alzenau, Germany

Slags resulting from the pyrometallurgical processing of catalytic converters often contain a variety of strategic metals like rare earth elements (especially cerium and lanthanum). Furthermore, they contain those small amounts of platinum group metals that were not extracted into the regulus. Similar to that one can find comparatively high fractions of oxidic lanthanum in wastes from the production of spectacle lenses, the so called flint glass. These valuable - and to some extent critical - elements have not been recovered so far, because an adequate processing route from crushing over recovery to the reuse was missing. Our aim therefore is to create a scientific basis to give a perspective not only for the recovery of the above mentioned elements, but for the generation of products and hence closed material loops.

For the recovery of the metals from slags and flint glasses we focus on two innovative processing routes.

In the first step, both material types are mechanically treated by milling. After the milling, different wet chemical leaching processes for the slags are investigated. In the subsequent liquid-liquid extraction of the rare earth and platinum group metals, different complexing agents like ionic liquids are tested. The rare earth elements from the milled flint glasses on the other hand are extracted by the so called chemical transport reactions and subsequently separated by ionic liquids. The so extracted rare earth elements can be used either as oxides in the production of special lenses or as metals in high tech products.

The mineral residue is treated with regard to a potential use in the construction area. In addition the resource and energy efficiency of the recycling process of catalytic converters, i.e. the smelting is investigated.

File: 163

A System Model of the Recycling of Critical Raw Materials from Wastes and By-Products in Austria

A. Schober, J.-P. Schöggl, M.M.C. Fritz & R.J. Baumgartner
University of Graz, Institute of Systems Sciences, Innovation and Sustainability Research, Graz, Austria

K. Pfandl
Montanuniversitaet Leoben, Chair of Waste Processing Technology and Waste Management, Leoben, Austria

The development of the high-technology industry plays an important role for the economic growth particularly in industrialized countries. This industry has a big demand on raw materials which are considered critical due to their economic importance and their associated supply risk (e.g., REE, gallium, germanium, PGE and tantalum). Subsumed under the collective term critical raw materials (CRMs), 14 of these materials were first defined in 2010 and have been updated to 20 in 2014 by the Resource Initiative of the European Commission since the supply with CRMs is crucial for European economies. To address the challenge of availability of these CRMs an enhanced recycling of high-technology products is promising. This recycling could yield secondary raw materials in the sense of a circular economy and thus reduce the dependency on imports. Therefore our study addresses the question of driving factors for such a recycling of CRMs in Austria. To answer this question, we developed a model of the Austrian recycling system with a focus on CRMs in an iterative model building process that comprised a literature review and one round of expert interviews according to the Delphi method. In the literature review possible driving factors were identified and correlated to outline a first draft of the model. In the first round of the Delphi study this draft model was validated and elaborated with a panel of waste management experts from industry and academia. The present model is a causal loop diagram that is based on three different levels, dividing the system into a framework, a stakeholder and an activity section. Overall, the framework level comprises the most rigid factors (i.e. legislation, price of CRM, technical constraints, environmental behavior, incentives). It builds the framework conditions for the stakeholder behavior (i.e. governmental producer, retailer, consumer and recycler behavior) on the stakeholder level beneath. Those two levels influence each other and their interaction results in the processes taking place on the activity level. The activity level comprises the factors design for recycling, design for re-use, waste collection export of End-of-Life-products, and recycling. On the stakeholder level, which is at the core of our model, the governmental behavior has a direct influence on the superordinate factors, legislation, environmental awareness and incentives. On the framework level, the factors price of CRM and technical constraints have a considerable influence on the behavior of the stakeholders, while being autonomous within the system boundaries. The factors on the stakeholder level themselves determine the activities which have an influence on the recycling of products which contain CRMs. For example, the activities design for recycling and design for re-use are both measures that can be taken by producers to enhance the recycling feasibility of a product directly and indirectly, respectively. Moreover, producers can implement recycling measures in the production process, therefore the producer behavior has a direct influence on recycling as well. Recycling furthermore is influenced by retailers and consumers via waste collection as well as by the recyclers themselves, of course.

It can be concluded that the present model offers insights in and an understanding of the CRM issue and the current stakeholders in place. The results are hence relevant for Austrian market actors (e.g., producers, recyclers) and policy-makers (e.g., Austrian Government, federal provinces (Bundesländer) and regional parliaments (i.e. Landtag). In the next stage of the Delphi study we will elaborate on the results by using an interpretive structural modeling (ISM) approach and a quantitative questionnaire. Further research will also focus on weighting factors and relationships by applying methods such as analytic hierarchy/network process or fuzzy logic.

File: 172

P-Cycle: Closing the Phosphorus Cycle by Algae - The Pilot Project “Phosphorus Recycling in Marburg” (PRIMA)

T. Grabner & S. Gäth
Justus-Liebig-University Gießen, Professorship of Waste and Resources Management, Gießen, Germany

Phosphorus is a limited resource in our world. The peak of its production will be reached in about 15 years. As a consequence it is necessary to develop new recycling strategies.

Phosphorus is dissolved in wastewater and is eliminated in wastewater treatment plants by precipitation. The precipitated sewage sludge will be incinerated and therefore the phosphorus will be lost. Currently, there are some technical approaches to recycle phosphorus from sewage sludge, but they are not yet economically feasible.

The goal of the project “Phosphorus Recycling in Marburg” (PRIMA) is to develop a biological system run by algae for the recycling of phosphorus. The project is divided into three parts: Species selection, cultivation and composting.

In the first part, wastewater was collected from the primary and secondary treated effluent and was mixed with tap water to get different wastewater concentrations (100 %, 75 %, 50 %, 35 %, 30 % and 25 %). SPECIES 1 and SPECIES 2 were treated with these different wastewater concentrations to compare their biomass production.

The results show that the alga which originates from the waste water treatment plant has a higher biomass productivity both in the primary treated effluent (up to 0,928 $g*m^{-2}*d^{-1}$ dry weight (DW) to 0,345 $g*m^{-2}*d^{-1}$ DW) and the secondary treated effluent (up to 1,07 $g*m^{-2}*d^{-1}$ DW to 0,443 $g*m^{-2}*d^{-1}$ DW) under various conditions than the alga that is recommended for this application by Neveux et al. (2016) .

For further findings the tests will be extended to find out more about other required culture conditions (e.g. temperature, pH and other composition of nutrients).

In the second part of the project, the algae will be cultivated in the effluent of the primary treatment of the municipal waste water plant in Marburg-Cappel (Hesse, Germany) with 155,000 PE (population equivalent). Nutrient recovery rate and growth rate will be the measured values for the large scale operation.

In the third part, the algae will be harvested, air-dried and added to the composting process in a composting plant in Marburg. To examine the fertilising effects of the composted algae, they will be tested for heavy metals and other pollutants (e.g. medicine residues) prior conducting growth experiments.

The cycle will be closed by the users of the compost who will apply the compost in their gar-dens.

File: 173

Recycling of Phosphorus - Application of Slag and Ashes in Agriculture

P. Drissen & M. Rex
FEhS - Building Materials Institute, Duisburg, Germany

Phosphorus is of essential importance in plant growth and yield. Phosphate rock was listed as a critical raw material by the European Commission in May 2014. For a couple of years serious efforts were made to cope with potential shortcoming of phosphorus supply and to make alternative phosphorus sources suitable for use in agriculture.

For example sewage sludge from wastewater treatment has a long time tradition of land-architectural and agricultural utilisation. Its direct use is supposed to drop down for several reasons and incineration is likely to increase. Sewage sludge ashes are subject of research activities because of higher P_2O_5 concentrations ranging from some percentage up to some 20 % but are barely used as fertilizer.

For many decades Thomas slag from basic steelmaking has been a highly appreciated phosphorus fertilizer in agriculture. In the 1960s changes in steelmaking were the reason for declining amounts of phosphorus slag in steelmaking until in the midst 1990s no phosphorus slag was any longer available for agriculture purposes. Several attempts were made to generate a slag based phosphorus fertilizer to supply farmers with a similar product like the well known Thomas slag.

The paper describes the development and advantages of a phosphorus fertilizer developed by treatment of liquid BOF-slag with phosphorus containing ashes. BOF-slag is a steelmaking slag generated during the conversion of crude iron into raw steel in a converter process. In lab scale experiments sewage sludge ashes as well as meat and bone meal ashes were dissolved in liquid BOF-slag. The resulting phosphorus rich slag qualities have been investigated with respect to their chemical and mineral properties. The amount of phosphorus was increased, compared to non treated BOF slag, and is almost 100 % plant available. The results achieved in lab scale experiments have been transferred successfully into operational practice of the steel production. Decoupling of steel production and phosphorus enrichment of BOF-slag can be realized by pneumatic injection of ashes into the liquid BOF-slag in the slag transfer pot. The designed process is virtually energy-neutral by exploitation of the thermal and chemical energy contents of the BOF-slag. While at least some of the tested ashes had high heavy metal concentrations, depletion in heavy metal concentrations below the limit values of the German fertilizer regulation was achieved. Vegetation trials in pot and field tests showed that BOF-slag enriched in P_2O_5 by treatment with ashes provides good P-fertilizer performance which corresponds to customary comparative fertilizers, like Triple Super Phosphate. The new fertilizer owns the proven fertilizer qualities of the Thomas slag and could be marketed as Thomas lime of second generation. The new fertiliser passed legislation and was approved as “converter lime Type C, ground BOF-slag after addition of phosphorus materials in the liquid state” in the German Fertilizer Regulation, June 2015.

File: 182

Recycling of Mineralic Construction Material and Dewatering of Process-Sludges in Geosynthetical Tubes

H. Geißler & M. Wilke
HUESKER Synthetic GmbH, Geo DACH, Gescher, Germany

B. Kempf
Fröschl Management GmbH & Co KG, Hall, Austria

The management of material flow is a key to efficient and economically successful construction. This does not only apply to cost effective execution of construction work, but is particularly important with regards future generations that benefit from a responsible, resource-saving treatment of our environment.

Examples of sensible material flow management are realized in two sites of the Brenner-Basis-Tunnel construction. The tunnel will be crossing the alps to connect Innsbruck to Fortezza, becoming a part of the TEN Corridor, which will link northern and central Europe to the mediterranean region.

For the construction lot Tulfes-Pfons, which includes several access-, emergency and connecting tunnels alongside the main tunnel tubes, a nearby, post-glacial deposit of gravel is mined and treated to be used as concrete aggregate. A bit further south at the Wolf access tunnel lot the mineral remains of the drill-and-blast excavation of the tunnel are recycled for the same re-use. At both sites crushing and screening systems are part of the process. Washing of the minerals is essential to eliminate the fines in order to ensure the quality of the produced concrete aggregates. In this step a relevant amount of water is required. To reduce water consumption circulating the water is mandatory, which makes it inevitable to filter the fines out of the water. For this purpose, next to simple storage in ponds or lagoons, techniques of installation engineering like frame filter presses or belt filter presses are generally available. While, due to limited space, storage is not an option mechanical dewatering techniques have their drawbacks in high cost for investment, maintenance and energy consumption.

Therefore in both lots the innovative technique of dewatering in geosynthetical tubes is used. Along with high volume capacity of this dewatering technique and a low water content in the dewatered sludge, the major merit in this application is the rapid availability of the water for the processing of minerals. As an added extra low consumption of energy and resources for the geosynthetical tube dewatering technology contribute to a sensible and sustainable method of producing mineral construction material for the Brenner-Basis-Tunnel.

XMercury – An Innovative Concept to Reduce Mercury Emissions of Cement Clinker Production

F. Salzer
w&p Zement GmbH, technology and project planning, Klein St. Paul, Austria

H. Flachberger
Montanuniversitaet Leoben, Chair of Mineral Processing, Leoben, Austria

The reduction of anthropogenic mercury emissions is of high interest, especially since it was agreed on at the Minamata convention in 2013, which provided a basis for a worldwide reduction of the mercury emissions. Mercury is classified as pollutant due to its toxicity and physical properties, as it evaporates into the atmosphere and precipitates with rainfall, which in return leads to bioaccumulation and thus entry into the food chain. Therefore, a focus is set to a limitation in the emission of this element.

The cement industry has been identified as one of the main gaseous emission sources of mercury, just after the conventional combustion of coal in thermal power and heating plants as well as in heating systems. The limitation of mercury emissions in the cement industry is regulated nationally, therefore different limits for various countries are valid. The most common limits lie between 100 µg/Nm³ and 50 µg/Nm³ (referred to 10 % O_2). However, some countries issued even stricter limits for the cement industry, like Germany with 30 µg/Nm³, which is still more generous in comparison to the USA. In the USA, a new regulation was enforced during September 2015, which differentiates between existing (before 2005) and new or reconstructed plants, whereas the first will be allowed to emit 55 lb/Mt clinker and the latter only 21 lb/Mt clinker (which is approx. 10 µg/Nm³ and 4 µg/Nm³, respectively).

To provide an impression of the importance of these values, a prior study analyzed the mercury emissions of 44 cement kilns in Germany, and it turned out that most of the mercury emissions were below 40 µg/Nm³, only six kilns were higher or equal than 60 µg/Nm³. This impressively shows that already with the new German limitation an active reduction of the mercury emissions in the cement plants will be necessary in the respective cases. Based on this numbers, the situation in the USA will be even more challenging to meet the limits.

As the reduction of mercury emissions in the cement industry is either linked to high operating costs for fuel and raw material cleaning, flue gas sorbents, or investment costs for flue gas treatment systems, it has been decided to propose a new system combining low investment costs with lowest operating costs and minimized ecological footprint. The system, called XMercury, has been developed by the pyroprocessing specialist A TEC Production & Services GmbH, the filter specialist Scheuch GmbH, and the cement manufacturer w&p Zement GmbH with its cement plant in Wietersdorf, Austria.

Since the pilot plant was finally commissioned in April 2015, the system has operated with impressive results showing a constant emission reduction rate of more than 80 % at even lower operating costs than expected. As a result of these impressive values, two of these systems have already been sold to the European cement industry. The next steps in Wietersdorf are to continue with the scientific work in form of a Ph.D.-thesis of the first-mentioned author on the XMercury system in order to provide a system with even better KPIs.

File: 184

Processing of Sludge Liquor Via Ion-Exchanger-Loop-Stripping

M. Ellersdorfer, J. Lubensky & A. Lechleitner
Montanuniversitaet Leoben, Chair of Process Technology and Industrial Environmental Protection, Leoben, Austria

K. Stocker
Montanuniversitaet Leoben, Chair of Resource Mineralogy, Leoben, Austria

The "ion-exchanger-loop-stripping" is a new process for the recovery of ammonium from sludge liquor of sewage treatment plants. NH_4^+ is recovered as concentrated ammonium sulfate solution, a suitable reducing agent for industrial NOx removal. Ammonium recovery reduces nitrogen loads caused by process water recycling and leads to energy savings during aeration of the denitrification basins. The ion-exchanger-loop-stripping works with fixed bed columns of natural zeolite (clinoptilolite) for NH_4^+-adsorption. The columns are regularly regenerated with a sodium hydroxide solution at a pH of 12 and a temperature above 60 °C. The regeneration fluid is simultaneously air-stripped and gaseous ammonia is captured in a subsequent acid scrubber. Compared to conventional stripping processes, this combination enables smaller dimensions of the stripping columns and lower chemical and energy costs.

The technical feasibility of the process was shown by lab-scale experiments with a testing facility designed for treating 20 L h^{-1} of sludge liquor. Removal rates of 60 to 70 % for ammonium from sludge liquor samples with typical concentrations of 1000 mg L^{-1} were reached. The zeolite adsorption capacity increased during several adjacent regeneration cycles and a simultaneous removal of other sludge liquor components like heavy metals (e.g. Zn, Cu, Cr) and phosphate was detected. For a better understanding of the ion-exchange processes, the applied zeolite was characterized in detail by mineralogical and chemical means (XRF, XRD, EPMA, STA).

Additionally, important process parameters were investigated (e.g. regeneration temperature, NaOH concentration) and optimized for the scale-up and construction of a pilot plant with a capacity of 1 m^3 sludge liquor per hour.

File: 191

Processing of Residues of Thermal Waste Treatment – Dry or Wet?

A. Ragoßnig & J. Maier
UTC UmweltTechnik and GeoConsulting ZT GmbH, Vienna, Austria

In recent decades thermal waste treatment in Central Europe evolved as the method of choice for a sustainable management of non-recyclable waste. Therewith the quantitative importance of residues of thermal waste treatment (combustion residues) increased significantly. Also in other countries of the European Union this trend is expected to take place in the coming years.

Policy approaches and legal options for recycling of residues of thermal waste treatment are different in various countries in the European Union. For example, in Holland the approach of complete recycling has been chosen, while in Germany and Denmark a partially exploitation of combustion residues for material recycling is being practiced already for many years. However, in Switzerland the aim of recycling the mineral fraction of combustion residues is not favoured at all. The situation in Austria is quite blurred: Indeed, there is an official statement about how residues of thermal waste management could be recovered (Federal Waste Management Plan 2011), but in reality the implementation of recovery does not work in an appreciable extent at the moment.

In the last few years, different processes for recycling of combustion residues were developed. These differ in terms of complexity of the process, achievable quality of the mineral residue and its usability for further recycling processes.

Taking incineration residues from fluidized bed incineration as an example, metals and glass have to be removed and can also be recovered before the remaining mineral residue can be recovered provided chemical limit values are met.

In this present contribution dry and wet processing methods for combustion residues are compared based on full scale processing trials.

With respect to demetalization there are no significant advantages or disadvantages of dry or wet processing methods. Based on the trial results, there is a slight trend that dry processing methods provide slightly higher quality sand / CSP (ceramic, stone, porcelain)-fractions. But wet processing route seems to be more economically attractive, because the yield of glass is higher when compared to the dry processing route. Over all it is not possible, to say which method (dry or wet) works better ore more efficient.

So the decision whether the dry or wet processing route for combusted residues is to be chosen, depends more on aspects relating to the plant location (easiness of getting the authorization based on water or dust emissions), or economic advantages in construction and operation based on potential synergies with existing plants.

In full-scale experiments it could be shown that the recycling of processed fluidized bed-ash (combusted residue) is absolutely possible from a technical point of view, as long as process-specific and product-related requirements are being taken care of.

For an increase of the recycling rate of combustion residues of thermal waste treatment there have to be clear legal conditions. Current legal conditions are blurred, and it is desirable that the conditions for recycling of incineration residues get concretized in the form of an extension of the scope of application of the „Recycling-Baustoffverordnung“.

File: 192

Extraction of Heavy Metals in Fly Ash from Municipal Solid Waste Incineration

G. Weibel, U. Eggenberger & U. Mäder
Universität Bern, Institute of Geology, Bern, Switzerland

S. Schlumberger
Zentrum für nachhaltige Abfall- und Ressourcennutzung ZAR, Zuchwil, Switzerland

Switzerland has a long tradition of waste incineration and combustible municipal solid waste (MSW) that cannot be recycled has to be thermally treated in one of the 30 MSW incinerators. The main objectives of thermal treatment of waste are the mass and volume reduction, the destruction of organic contaminants, the energy recovery and the transformation of the incineration residues into possibly usable secondary products. Ca. 60,000 tons of fly ash remain annually in Switzerland after MSW incineration that are enriched in volatile heavy metals, salts and organic compounds. The FLUWA process (Schlumberger et al. 2007) represents the state of the art for fly ash treatment and 50 % of the fly ashes in Switzerland are treated according to this process. All other ashes are directly deposited in underground storage abroad or extracted with water to remove water-soluble salts before stabilization/solidification with cement. Within the next five years, all fly ash produced in Switzerland has to be acid leached according to the state of the art as prescribed in the Swiss Waste Regulation (Bundesamt für Umwelt 2016). To increase the recoveries of mainly Zn, Pb, Cu and Cd from the fly ash and therefore minimize the metal load to the landfills, specific extraction experiments with two different fly ashes are performed. The fly ashes are extracted with deionized water, hydrochloric acid, sulfuric acid and sodium chloride solution. The concentration, liquid to solid ratio, time and temperature were varied for each experiment and the leached residues (filter cakes) characterized by XRF, XRD and SEM/EDX.

The results show that fly ash leaching is predominantly pH dependent and using hydrochloric acid (HCl 5 %) depletion factors > 60% are achieved for Zn and Cd. No Pb and Cu are mobilized due to cementation of these metals during HCl leaching. More noble metal ions can coat the surfaces of less noble metals and this results in reduction of the dissolved metal to the metallic state (contact reduction). The process of copper and lead cementation removes the dissolved Pb^{2+} and Cu^{2+} from the extract solution. Observed $PbCu^0$-phases in the filter cakes by SEM/EDX on the surface of Al^0 particles illustrate this cementation. The addition of an oxidizing agent such as hydrogen peroxide during HCl leaching prevents this reduction through oxidation of metallic components and thus significantly higher depletion factors for Pb (50-90 %) and Cu (40-80 %) are achieved. Another promising approach for increasing Pb and Cu recoveries is the leaching of the filter cakes with sodium chloride solution (NaCl). After HCl-leaching the filter cakes are extracted subsequently with NaCl solution (300 g/L) at 85°C and pH value 3.5 for 60 minutes. First results show, that 59 % Pb and 45 % Cu are mobilized after this second leaching step. SEM analyses show that the formed PbCu0-cementation phases during the HCl-leaching are dissolved and the Pb mobilized as lead-chloro-complexes ($PbCl_3^-$ and $PbCl_4^{2-}$). Additional test series are necessary for the identification of the chemical processes and chloride species identification and the results have to be supported by geochemical modelling.

File: 193

Innovative Processing of Waste Incineration Ash

G. Stockinger
Brantner Walter GmbH, Research & Development, Krems, Austria

The thermal utilisation or disposal of waste in waste incineration plants is an acknowledged method used in many countries. Large amounts of waste incinerator ash are generated in this waste treatment process.

This ash is frequently landfilled while still containing raw and reusable materials and removed from the further material cycle.

The easily extractable raw material deposits on our planet are decreasing at a drastic rate and this is why all reusable materials from waste incinerator slag should be returned to the material loop.

Waste incinerator slag often has an unfavourable consistency for subsequent processing and can have a highly inhomogeneous composition. Operating conventional processes to recover metals in the fine grain range and stainless steels is a very costly undertaking. This intensive use of resources is not always economically justifiable.

To counteract this, the "Brantner Wet Slag Treatment" process was developed and implemented on a large technical scale.

Years of experience in slag treatment and support from the Montanuniversitaet Leoben have gone into the development of what is a whole new concept. A decisive improvement to treatment quality came only after the addition of a further separation criterion (density separation) in combination with integrated friction washing. The quantity and quality of the reclaimed metals has been increased considerably as a result. The largest proportion of the remaining mineral slag can be used as construction materials, according to the respective legislation in force. The Brantner Wet Slag Treatment process could represent a significant contribution to sustainable and resource-conserving waste management, taking our society one step closer to the goal of "zero waste".

File: 194

Innovative Treatments of Incinerator Bottom Ashes for the Production of Components of Construction Materials

S. Lübben
Stadtreinigung Hamburg, Department of Communication and Innovation, Hamburg, Germany

Every year in the Free and Hanseatic City of Hamburg about 160,000 Mg of Incineration Bottom Ashes (IBA) are produced. Up to now, these materials are exploited as an alternative building material, especially for the base layer of streets or pathways or trade areas. Increasing standards for groundwater, soil and environmental protecting are difficult to fulfill; new threshold values in the current discussion could be the end of IBA applications in near future. Due to decreasing acceptance of materials, the problems in commercialization are increasing every year. The Stadtreinigung (cleansing department) Hamburg, as an owner of the biggest part of IBA, began early to search for sustainable methods to use the IBA or parts of it also in future.

Together with partners from scientific institutes, the cement, concrete and tarmac industry, as well as IBA processers a project was initiated, which started in the beginning of the year. It is financed by the German Federal Ministry of Education and Research.

Industrial partners will test the characterization of the needed mineral materials for their processes and products and the processing partners will develop the preparation process to generate required materials. A first step will be the washing process of the IBA; afterwards metals and a wide share of glass are removed mechanically. The partners from the cement, concrete and tarmac industry use the material to produce exactly the grain sizes they need. They will produce reference blocks and test areas with different mixtures of these materials. The scientific partners will attend these trials. Especially the chlorides, sulfates and glass from IBA could be the reason for problems in concrete made with IBA, in tarmac mixtures the persistency of the mineral grain or its shape might induce trouble with the IBA substitute. In the cement factory, the content of heavy metals in the IBA components would be a challenge.

The aim is to find economic methods for a sustainable usage of the IBA as a raw material.

File: 211

The New European Dimensions of the Waste Stream „End-of-Live Vehicles“ (ELVs) to Avoid Illegal Shipments

P. Hodecek
Scholz Austria GmbH, Vienna, Austria

The subject of disposal and recycling of end-of-life vehicles (ELVs) is regulated within the European Union (EU) by the ELV Directive 2000/53/EC, which was adopted on 18th September 2000. In particular member states have to achieve certain minimum recycling targets until specified dates and to establish take-back systems for ELVs. Besides the fact that only a few member states already achieved the - very ambitious – binding recycling targets on time, two major challenges remain:

- the collection and treatment of ELVs by illegal operators and
- the illegal shipment of ELVs.

In addition, the total quantities of ELVs delivered to dismantling and shredder facilities have drastically declined in recent years; in some member states even below 20 % of the annual quantity of ELVs generated.

It‘s a matter of fact, that ELVs (= waste) are declared – illegally – as used vehicles (= non-waste, product) and being shipped outside of EU in million of units via using much less stringent regulations of trade law instead of complying with much stricter waste legislation. This practice of illegal shipments of ELVs – which have to be classified even as hazardous waste in case of being not drained – violates not only the Basel Convention, but contradicts as well several objectives and strategies of the European Union laid down in the Roadmap for a Resource Efficient Europe, in the European Innovation Partnership and in the 7th Environmental Action Programme.

A fundamental decision of the Austrian Administrative Court (VwGH) no. 2013/07/0032 from 25th July 2013, assessing the waste or non-waste status of certain types of used motor vehicles in Austria lead to a serious legal redefinition. Due to this decision clear and practicable criteria how to better distinguish a used vehicle from an ELV have been introduced for the first time in Europe. Therefore it could significantly contribute and assist in the implementation of new instruments for better definition and differentiation between used vehicles and ELVs in an amended ELV Directive.

In addition, the following instruments and measures are of great importance in order to realise the aspects of circular economs as well:

- establish minimum collection rates for ELVs instead of recycling targets,
- burden of proof for all exporters that export used vehicles,
- correspondents guideline no. 9: footnote 5 of the guideline contradicts with the Waste Shipment regualtions,
- setting up an EU-wide obligation for a vehicle registration system, coupled with the evidence of proper recycling of ELVs and appropriate monitoring and
- certification of dismantling and shredder companies.

EU-Regulation 1907/2006 (REACH) and Its Influence on the Material Recycling of Plastics

C. Pfeisinger
*chp*e² IT-Dienstleistungen für Umwelt und Wirtschaft, Vienna, Austria*

To define the qualities of plastic recyclates there are several benchmarks which have to be considered. They are provided by the requirement profiles of plastics based on different technical standards but also because of EU regulation 1907/2006 concerning the registration, evaluation, authorisation and restriction of chemicals (REACH). One of the objectives of this regulation is to improve the protection of human health and the environment through a better and earlier identification of the intrinsic properties of chemical substances and if necessary to substitute critical substances.

In this presentation the influence of REACH on plastic recyclates should be examined more closely. REACH is an EU regulation obligated to the rules of the European Single Market. The regulations for waste management are regulated by EU directives which are implemented in different ways in the 28 EU Member states. This leads to discrepancies of the European Single Market between recycling companies. The European Commission delegates the harmonisation of this legislation to the Member States.

To enable mechanical recycling of plastics article 2, (7), d was integrated into REACH. It contains two main exceptions. The first one is sameness which means that currently 20 % of impurities are accepted but these impurities may not have functional influences. The second exception is that the information about the plastics recycled has to be available as it is defined in the articles 31 and 32 of REACH. In many cases the chain of information which is a main part in REACH is interrupted once a product becomes waste. But to place a product made out of plastic recyclates on the market again the chain of information has to build up once again.

It is also necessary for recycling companies to make an early registration to be aware of complaints of competing companies. And there a distinction has to be made if a recycling company produces a substance, a mixture or a commodity. If a company produces a commodity it has to follow the legislation of product liability. But there are some restrictions for commodities also by REACH. If public authorities can verify that a substance used underlies a restriction there is also an authorisation necessary by ECHA which is quite expensive. Article 2, (7), d influences only the registration but not the authorisation.

This topic becomes more and more important because these temporary arrangements of the REACH-regulation will end in 2018. More particularly small recycling companies are concerned.

File: 213

On the Fast Track Towards a Circular Economy – Fast-Track Notifications to Speed-Up Waste Shipments

C. Slijkhuis
Müller-Guttenbrunn Gruppe, Public Affairs & E-Waste, Amstetten, Austria

Recent decades have seen the pursuit of the goal to put a stop to illegal waste export. In actual practice, however, the rules that were established for this purpose hamper the provision of the desired circular economy for secondary raw materials across borders. Therefore, the Müller-Guttenbrunn group has prepared a proposal to make recycling simpler and faster in the united Europe.

The required determination of the type of waste can be very difficult with ambiguous results. The material is identified by a multitude of waste codes such as the European Waste Code, the Basel and OECD codes and ultimately also by national waste codes which are, of course, all structured differently with quite some room for interpretation. This it hard to classify the waste material and often the material is classified as "unlisted". Waste is not produced to specification and the composition therefore can vary and with constituents that cannot always be predicted.

At the same time there is a fairly non-transparent jungle of competencies at the same time. Germany alone, for example, has 28 different competent authorities responsible for handling notification requests, Italy even 69 and also other countries have a decentralized network of competent authorities. The classification of the waste component is only the first step of the notification procedure. Everything has to be very precisely documented; recovery contracts, forms, material descriptions, recycling descriptions, transport routes, insurance and much more – and all that both as originals and duplicates. That often makes for notification requests that consist of more than 100 pages of paper before everything can be submitted – and then long wait starts. There are cases where it takes a year before a notification is granted. All of this not only costs the recycling company and the authority's time but also a lot of money for the necessary admini-strative effort. The financial guarantees represent an additional hurdle with quite some discussions. Thus, the good intention of the Basel Convention ended up as a drag on the recyclers, the producers of secondary raw materials.

The Proposal: Fast Track Notification

The simplification of the process for responsible and secondary raw material producing recycling companies in the EU is considered to be of great importance to the Müller-Guttenbrunn Group – being based in the small EU country Austria the group relies on many imports. For this reason, a new concept called "fast track notification" is proposed. The companies would have to be pre-notified – called pre-consent by the regulation – for their facilities which are to be supplied.

A check is necessary, which would present the waste codes that could be recycled in these facilities – so that only waste with these waste codes may be accepted. If the exporting companies for the relevant waste codes have a collection or treatment permit and wish to deliver to a pre-consented facility for these codes, there should be no need for complicated bureaucracy any longer. The centerpiece of this sequence should be an electronic data exchange between all involved competent authorities and the recycling company, thus also eliminating the accumulation of additional paperwork.

This concept of "Fast-Track Notifications" has already met with wide acceptance and is now supported by major European waste associations.

"Fast Track Notifications" would largely support the development of a true Circular Economy in the EU as it would significantly facilitate the production of secondary raw materials.

State of the Art in Waste Incineration: Review of the BAT Reference Document

H. Stoiber
Austrian Environment Agency, Department Industry & Power Generation, Vienna, Austria

The European Industrial Emissions Directive (Directive 2010/75/EU; IED) sets up minimum standards for IPPC installations within the European Union. According to Article 13 of the IED, the European Commission has to establish an information exchange process in order to publish, verify and, if necessary, review the Reference Documents on Best Available Techniques (BAT) for relevant industrial branches, the BREF Documents. These activities take place under the so-called Sevilla Process and provide, apart from the BREF Documents, also BAT Conclusions that contain the most relevant findings of the BREF Documents. In these documents, BAT and BAT-associated emission limit values (BAT-AELs) are described, which are the basis of permit issuing for industrial installations under the scope of the IED.

The scope of the BREF WI comprises waste incineration plants with waste capacities of at least the threshold values that are described in Annex I of the IED, i.e. minimum capacities of 3 t/h for the incineration of non-hazardous waste or of 10 t/d for hazardous waste, respectively.

In July 2014, the European IPPC Bureau in Seville invited the TWG members to define their initial positions with regard to the BREF WI review process. These were discussed during the Kick-off Meeting in January 2015. The data collection on installation level took place from January until April 2016. In April 2016, the BREF authors as well as several TWG members visited a number of Austrian waste incineration installations. The First Draft of the revised BREF WI is expected to be published at the beginning of 2017 and will then undergo a commenting phase and a revision that leads to a Final Draft. The Final Meeting is scheduled for 2018, publication of the revised BREF WI and of the BAT conclusions shall take place towards the end of 2018.

The first Austrian waste incineration plant was commissioned in 1963, followed by some more plants in the 1980s and 1990s. As a consequence of the Austrian landfill ban (2004), around and after 2004 several new installations were put into operation. In Austria, 17 waste incineration plants are operated and apply BAT.

Austrian national emission limit values for WI plants are partly stricter than the European emission limit values according to the IED, and very often even stricter emission limit values than those are defined on the individual level in the permits. This applies for example for NOx emissions to air, but also for water emission limit values. Examples of emission limit values as well as of actual emissions from Austrian installations are given in the text.

With regard to climate change, also energy use in waste incineration plays a relevant role, as it can help to reduce the consumption of geogenic fuels and its green house gas emissions. Not only the energy efficiency of the waste incineration installation should be optimized, but also the possibilities for the use of energy produced in waste incineration plants. Already during the planning and permitting procedure, these factors should be taken into account. Installation sites close to energy-intensive industrial sites should be preferred, as electricity and/or process heat for industry can be produced and delivered by the waste incineration plant. In addition, sites that are close to urban agglomeration are preferable, as the WI plant can deliver district heat and cooling for those. Combined heat and power production should be applied, as it provides the best energy efficiency, followed by heat production only. The least favorable is electricity production only. If a plant is operated this way, at least the electrical efficiency should be optimized as much as possible. From an operator's point of view, optimized energy production and delivery to consumers should be aimed at, as they contribute, together with the gate fees, to economically feasible plant operation.

Experiences in Executing the Austrian Recycling Building Material Ordinance

J. Mitterwallner & W. Himmel
Regional Government of Styria, Department 14 – Division for Waste Management and Sustainability, Graz, Austria

On 1 January 2016, the Austrian Recycling Building Material Ordinance came into force, which has brought significant changes for the recovery and reuse of construction and demolition waste. The new ordinance contains detailed rules for the collection, processing and use of mineral demolition waste, starting with the demolition planning up to the use of recycled building material products. Cornerstones of the Ordinance are the mandatory pollutant and impurity exploration before demolition of the building, the obligation to draw up a dismantling concept prior to demolition and the requirements for quality assurance in the preparation of mineral construction waste. In addition, the new regulation intervenes indirectly in the construction law of the respective state laws.

The Department 14 – Division for Waste Management and Sustainability – has carried out targeted demolition site inspections within the first couple of month of the year 2016 on behalf of waste authorities in order to gain insight into the implementation of the ordinance by demolition companies and building authorities. The most important finding of these inspections can be cited that building authorities are not aware of their key role in the course of permitting building demolitions. Some of the building authorities negate the requirements of the Recycling Building Material Ordinance when creating new demolition permissions. This also shortens the sensibility of the actual target groups of the Ordinance, such as the construction and demolition companies as well as the builder-owners in terms of the demolition planning and execution process. Another important finding may be argued that key provisions of the Recycling Building Material Ordinance, such as recycling-oriented dismantling and separation requirements are formulated very open and therefore non-compliance with these provisions is difficult to punish.

The conducted site inspections and consultations have shown that a comprehensive implementation of recycling-oriented deconstruction is not guaranteed despite extensive provisions in the Recycling Building Material Ordinance. The lack of clear control mechanisms according to the ordinance makes it difficult for authorities to penalize infringements of dismantling and separation obligations. Under that point of view secondary raw materials for high-quality recycling-products get lost and inferior qualities of recycled building materials continue to be produced on a large scale. Even the promised amendment to the Recycling Building Material Ordinance let expect no improvement in this regard.

Utilization of Tunnel Excavation Material – The New Austrian Guideline

R. Galler
Montanuniversitaet Leoben, Lehrstuhl für Subsurface Engineering – Geotechnik und Untertagebau, Leoben, Austria

The building industry is one of the most important sectors regarding economical, environmental and sociocultural effects at a global level. It makes up a significant proportion of the gross domestic product in most national economies as well as on a worldwide basis, contributes to one third of the global warming potential, accounts for 40 % of the global energy demand and 50 % of the waste generation.

Excavation material of tunnels and its high-grade and complete use contribute to the development of a future economic system by increasing efficiency and effectiveness. Its usage has a local and regional impact near the tunnel construction site, as well as a global influence due to the possible savings or substitutions of material and primary energy resources.

On 16th October, 2015, after the successful cooperation of all participants of a research project for resource efficiency in tunnelling, funded by the FGG, the „Österreichische Bautechnik Vereinigung“ was able to present and publish the new guideline „Utilization of tunnel excavation material“ with intensive participation of the „Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft“. This guideline represents the first step towards RESOURCE instead of WASTE in the field of underground mining. Further steps towards a regulation are planned. According to aims and principles of the „Abfallwirtschaftsgesetz 2002“ the use of excavation material must be prefered to simple removal. Material use means ecologically appropriate handling of waste, in order to use the material qualities of the raw material, with the principal purpose, to use the waste for substitution of raw materials or products, that have been produced from primary raw materials. The five-step waste hierarchy is regulated by § 1 Abs. 2 Abfallwirtschaftsgesetz 2002, including the following steps: waste avoidance, preparation for recycling, recycling, other use and removal.

Furthermore, it should be made very clear, that the open access to sand, gravel and deposits for industrial minerals will get more difficult in future, because of wide-ranging surface utilization and future restrictions of environmental regulations. Therefore, the new guideline for usage of excavation material tries to point out, that there are technical possibilities, to supply the market (either the construction site itself or the mineral resources processing industry) with excavation material.

For example, the use of excavation material for concrete production on-site saves travelling operations for material, which leads to CO_2-savings, the protection of raw material reserves and the reduction of landfill area in further consequence. From the economical point of view, it has to be proved, that the excavation material satisfies the need for mineral raw materials and that the process is economically efficient. In order to achieve a higher recycling rate of excavation material, a web-based processing of available data and the availability of selected information for a broad community will be a high priority. This initiates a value chain, that reaches far beyond the building industry and as a result, upcycling will be possible.

EEffG – The Obligation for Companies and Distributors from the Point of View of a Waste Mangement Company

C. Rudlstorfer
Energie AG Oberösterreich Business Services GmbH – Department of Law and Insurance, Linz, Austria

R. Piller
Energie AG Oberösterreich Umwelt Service GmbH – Department of Quality, Safety, and Environmental Management, Hörsching, Austria

The Energy Efficiency Directive of the European Union 2012/27/EU was transferred to national legislation in Austria by implementing the „Energieffizienzgesetz (EEffG)“. The legislative text was heavily discussed and some issues are still controversial. Regarding the waste management sector there were two material commitments implemented, the obligation for companies and the obligation for distributors.

The obligation for companies („Unternehmensverpflichtung“) depends only on the size of an enterprise and obligates them to either execute an external audit every 4 years or to execute a certification audit of an energy management system every 3 years externally, plus every year internally. However, immediate consequences for companies do not exist.

The obligation for distributors („Lieferantenverpflichtung“) is valid for material to energy dis-tributors in Austria who deliver a certain amount of an energy source in return for payment to another end energy user for energy use purpose. Each energy distributor has to save 0,6 % of the total delivered energy amount through energy efficiency measures by themselves or by acquisition. At least 40 % of those measures have to be recruited in households. Companies complain about the extremely high internal costs due to the implementation of the EEffG.

The implementation of the EEffG posed big legal, financial and organisational challenges for the Austrian economy. Too many legal terms were undetermined and had to be worked out in accordance with the ministry. The obligation for companies („Unternehmensverpflichtung“) means additional costs for big enterprises which could have been prevented if existing environmental management systems like EMAS were accountable in the same way they are in Germany.

Due to the fact that waste is counted as an energy source, the obligation for distributors („Lieferantenverpflichtung“) is also valid for waste management companies. This leads to a lot of controversial interpretations. Especially the obligation to recruit 40 % of the energy efficiency measures via households seems to be very critical in the case of waste management companies not having any household clients.

The New Circular Economy Package: A Stroke of Genius or Hot Air?

A. Bartl
Vienna University of Technology, Institute of Chemical Engineering, Vienna, Austria

The European Commission has presented a proposal amending certain directives on waste on July 2nd, 2014. This so-called circular economy package intended to create 580,000 new jobs, making Europe more competitive and to reduce the demand for expensive and scarce resources. The new EU Commission was withdrawn the proposal in December 2014.

A new circular economy package was released on December 2nd, 2015. The European Commission promises that waste prevention, ecodesign, re-use and similar measures could bring net savings of € 600 billion, or 8 % of annual turnover, for businesses in the EU, while reducing total annual greenhouse gas emissions by 2 − 4 %.

The promised effects of the circular economy package are enormous. The question arises to whether the objectives can be really achieved. How will the circular economy package influence the waste management and the European economy? Which amendments point in the right direction and which should be reconsidered?

Although the circular economy package goes far beyond waste management it is, however, still strongly focused on recycling rates. It is extremely positive that the proposal unifies how the targets are to be calculated. However, an increase of the recycling rate does not necessarily mean a reduction of energy consumption or negative influences on the environmental. Similar to the R1 energy efficiency formula a comparable standard to define efficiency and quality of recycling is urgently recommended.

It is a fact that the countries of the European Union are extremely diverse in terms of waste management. Some countries do not even meet the current targets for recycling. In order to realize a level playing field for the waste management sector the existing targets need to be met in all EU countries. A further tightening should only take place in a second step.

The circular economy package puts waste prevention in the foreground. Waste prevention is, however, not a task that can be tackled alone by the waste management sector. Manufacturers, importers and distributors must be involved. Objectives such as durability of products and recyclability or repair-friendliness of products need clear and measurable criteria. Nevertheless, there is also the risk that over-regulation and bureaucracy might lead to non-practical solutions.

The shipments of waste to countries outside the Union was recognized by the Commission as a serious problem. It is therefore gratifying that the circular economy package addresses this issue. It has to be welcomed that waste exported from the EU must be treated in third countries under the same conditions as eligible inside the EU. However, it is unclear how recycling and other waste treatment activities outside the EU can be controlled. Furthermore, a considerable portion of waste is shipped illegally and thus is not tackled by the regulations.

Waste physically exported from the EU is only one side of the coin. It has to be considered that with each imported product an “ecological rucksack” is imported simultaneously. The amount of waste that was generated in the course of the production is much higher than the mass of the product itself. In addition, in many producing countries the waste is treated under conditions that do not meet EU standards. An eventually decoupling of waste production from economic growth must be considered with regard to this “ecological rucksack”.

The near future will show much the circular economy package will be further modified. It would be desirable that existing weaknesses such as the lack of a definition of recycling efficiency are tackled. There is, however, the danger that the industry might exert pressure to dilute the objectives.

Circular Economy Business Models are Making Design for Recycling Profitable

R. Fasko
Rytec AG, Münsingen, Switzerland

L. Karrer
sanu durabilitas, Biel-Bienne, Switzerland

The contemporary economy is mainly based on linear business models, where the products are sold to the consumer. With such business models producers cannot fully benefit from their design for a circular economy, such as the use of materials in multiple cycles, modular design for refurbishing, longevity, easy disassembly and so forth. As soon as the product is sold, someone further down the value chain will cash in on those qualities. There is no incentive for producers to invest into circular economy design / design for recycling.

Circular economy business models like leasing and service models have the ability to transfer circular qualities of a product into additional earnings. They close the gaps of a segmented value chain. Through that, values that cannot be capitalized in the selling model, reach the producer as additional direct income. The experience of the companies presented in the case studies show that circular economy and circular design can be profitable areas of business.

The stimulation of circular business models will in turn stimulate the development of a circular economy. This happens because in leasing and service models, the economic success is directly linked to circular design. In such models, the company is very interested in qualities like longevity or that your product is easily serviceable. Through the economic optimization within their business model, companies will naturally invest in circular design and more resource efficient products will be released to the market.

The promotion of leasing and service models as well as business model innovation is the key element in order to bring the circular economy to immediate success and make it an ecological and economical win-win situation.

Circular economy business models a great opportunity for the industry and technology and knowledge economy of Switzerland. Economies that want to stay internationally competitive have to address the issue of innovation in the field of resource efficiency. Whoever develops answers to resource scarcity and volatile commodity markets today has a competitive advantage and will possess leading edge technology and know-how.

The Role of Recycling in the Knowledge & Innovation Community (KIC) EIT RawMaterials?

A. Maier
Montanuniversitaet Leoben, Chair of Mining Engineering and Mineral Economics, Leoben, Austria

A sustainable and resilient supply with mineral raw materials is one of the major targets of the European Union. The raw material-related challenges of the EU are tackled by European initiatives i.e. the Raw Materials Initiative and the Circular Economy Package.

The activities of the European Institute of Innovation and Technology, Budapest and the Knowledge and Innovation Community EIT RawMaterials are part of the whole action on raw materials. They are living the principle of the knowledge triangle between research, industry and higher education.

Compared with the world powers, the USA, China and Russia, the supply of the EU with existentially important mineral raw materials is clearly considerably lacking behind. Whereas, China, the USA and Russia produce about 47 % of world trade of mineral raw materials (Iron and Ferro-Alloy, Non-Ferrous Metals, Precious Metals, Industrial Minerals & Mineral Fuels), the EU produces only 4.9 %. These results do not only pose strategic risks to the EU´s supply, but also to the future industrial development of the EU, which, in any case, is in a critical phase of economic essential re-industrialization.

In 2014 the reviewed group of 63 mineral raw materials showed globally concentrated markets (Herfindahl-Hirschmann Index > 2,000) for 40 mineral raw materials.

- More than 50 % of the world mining production of 50 mineral raw materials in this group is produced in only 3 countries and
- Whereas 75 % of the world mining production of 26 mineral raw materials in this group are produced in also only 3 countries.

To ensure its security of supply the EU needs to keep investing in the diversification of supply, improve the framework conditions for domestic production and stimulate the circular use of raw materials in the economy.

Therefore, the recycling of materials is of utmost importance.

Glück auf!

Reduce, Reuse, Refuse – Confuse? A Systematical Approach to Different Activities of Reuse

U. Gelbmann
University of Graz, Institute of Systeme Sciences, Innovation and Sustainability Research, Graz, Austria

Resource and ecological efficiency have become important topics in the sustainability debate, as reflected in EU as well as OECD publications. As early as 2008, the OECD proposes the strengthening of so-called "3R Strategies" regarding waste, where "reduction" and "re-use" are seen superior to recycling. In a similar way, the EU (2008) waste hierarchy sees prevention and preparation as more important than other waste management options. Accordingly efforts to strengthen the importance of prevention and in particular of re-use activities have gained momentum over the years. A plethora of activities has addressed diverse aspects of re-use and a wide range of names for these activities has been created – entailing a big confusion about terminology. This article aims at analyzing the activities to answer questions like: Which activities pertain to waste prevention and preparing for re-use? Which are their characteristic features and how can they be distinguished? How can these activities be linked with the waste hierarchy? Which criteria have to be taken into account to systematically analyze the activities? How can re-use add to sustainable development?

The aim is to contribute to improved implementing and integrating of activities in the fields of prevention and the preparation for reuse by providing a systematic analysis tool. This can add to economic implementation as well as to scientific review. The method is primarily descriptive and is based on a qualitative (content) analysis of several projects and activities that have already been implemented in Austria. In addition, the results of an extensive secondary research in scientific and practical publications have been integrated in the analysis. According to the Waste Framework Directive (EC 2008, Art. 3 No. 13) re-use comprises " any operation by which products or components that are not waste are used again for the same purpose for which they were conceived". The term "components" makes the definition blurr, as it indicates a number of potential applications of re-use components that deviate from the original purpose. To make things even more complicated, several activities are not considered waste-related, although they deal with the reduction of waste, like e.g. returnable packages or repairing items for their owner. In this paper we discuss the following categories of re-use. Re-use in the narrow sense for the same/a very similar application by the same user (e.g. reusable bags) or different user (e.g. second-hand garments) → Repairing broken items that are then sold to new users (e.g. electrical appliances) →Refurbishing of used objects for the same or a different user (e.g. furniture) → Remanufacturing by using parts of waste-considered products (e.g. computer cases) → Reassembling, i.e. using parts of old products to create new ones (e.g. bicycle from old parts) → Redesign (or upcycling) meaning to create new design-oriented products from waste products or their components (e.g. bling jewelry from coffee capsules.). In particular, boundaries between re-use in a narrow sense and recycling (i.e. recycling the material content) are as blurred as the boundaries between products which have "always" been intended for multiple use (e.g. leather bags) and re-use products (e.g. reusable tote bags). Finally, aspects of distinguishing between donation and discarding play a role in structuring re-use activities. In addition to categorizing the re-use activities from the waste management point of view the article also applies product-service-system thinking to characterize re-use activities. This is an analytical approach which uses material ("product") and immaterial ("service") features to describe items. The approach is suited for characterizing re-use products as they differ considerably as to their product-service-componentratio. Finally all effort is about making people using products repeatedly instead of throwing them away. This is more about education than about legal and organizational requirements. Using product-service approaches allows for a tailor-made business models addressing re-use issues.

Austrian Re-Use Expertise for a German Umbrella Brand

M. Meissner
pulswerk GmbH, Vienna, Austria

N. von Gries
Wuppertal Institute for Climate, Environment, Energy, Wuppertal, Germany

The German Initiative "Wiederverwendungs- und Reparaturzentren in Deutschland – WiRD" (re-use and repair centres in Germany) aims to develop a German-wide umbrella brand for re-use. As Austrian stakeholders did some years ago, the German organisations used experiences from other countries to facilitate an efficient development. One core activity was a questionnaire directed to social enterprises and municipal waste organisations that are active in the retail sector of second hand in 2015. Average weight parameter helped to convert all different input data into kilogram. The aggregated numbers and graphs supported strategical discussions regarding the common development. Never the less the existing regional and local competence and structures should benefit from new approach.

The survey resulted in 15 data sets from organisations all over Germany reaching in total approx. 17 mil. inhabitants. Overall 11,844 tons (0.70 kg/cap.*a) of items have been delivered to retail stores and in that way re-used in the year 2014. To do so the organisations collected 22,675 tons of items. Hence, approx. 52 % of the collected items passed the quality checks. 9,612 tons were passed on to waste disposers. Due to the inconsistent answers of the organisations, the aggregated numbers do not meet the requirements of an input output assessment. Until now the weight was not in their focus and so it is difficult for them do deal with that property.

Taking into account federal waste collection numbers of distinctive fractions the re-use potential is estimated with 25,300 tons (1.5 kg/cap.*a). Following lessons learned can be mentioned:

- The inconsistent answers of the partners show, that one focus of the network must be the raising of the awareness regarding the traceability of masses in waste management and the related tasks.
- The estimated re-use potential is much higher than the actual re-used masses. To exploit those potential the partners have to take into account their own capabilities for development.
- Data like „pieces sold" were converted using average weight parameters. To obtain a coherent input-output analysis a set of average weight have to agreed and accepted as a general standard.
- To estimate German-wide potentials the sample has to be increased. This task is ongoing when at the editorial close of this report.
- On one hand the structure of the data reflects the waste disposal codes on the other hand various categories of data are related to the retail sector. This proves that re-use takes place in the waste management regime and before items reach a status of waste.
- Social enterprises and municipal waste management organisation show interest in cooperation. The project WiRD will continue the development with those partners willing to do so. Area coverage is no indicator.
- The participants reported that the exchange of experience was very helpful to find their own positions and options in development. Austrian examples presented at the regional workshops, were an effective base to start focused discussions.
- Existing networks report, that a strong federation is one key for success. Therefore, the German Partners have to find a proper solution to formalise their cooperation.

RUN: Collection, Quality-Ensured Refurbishment and Marketing of Used Notebooks from Private Households

R. Brüning & J. Wolf
Dr. Brüning Engineering UG, Brake, Germany

E. Herbeck
DRZ - Demontage- und Recycling-Zentrum, Abfall-, Umwelt- und Qualitätsmanagement, Wien, Austria

The main goal of the project "RUN" (ReUse Notebook – Collection, Refurbishment and Distribution System) is to implement a large-scale system for collecting, refurbishing and re-marketing used notebooks and similar devices from private households and small and medium-sized enterprises (SMEs). At first, collection activities will be focused on Austria and Germany, while remarketing activities will be targeted at Austria, Germany and Eastern Europe.

There is evidence that the largest part of the environmental impact of notebooks occurs during the production phase. In order to minimise those impacts, their use phase should be extended. The RUN project aims at extending lifespans by refurbishing and remarketing used devices. The refurbishment will be carried out in Austria and Germany but may also help to stimulate local economies. Long transport routes and related greenhouse gas emissions will be minimised.

The unique features of the RUN system are the focus on private households and small and medium enterprises (SMEs) as providers of used notebooks, secured data deletion provided to all customers (or in case of a faulty devices its physical destruction) and fee-based service add-ons related to data extraction and provision.

Private households mostly deliver small quantities of devices or one single device which presents a challenge for any logistics system. The refurbishment may also be made difficult by the variety of consumers' devices and their unknown conditions. So far, refurbishers focus on large numbers of devices sourced from businesses.

The RUN consortium currently focuses on two major collection channels: The collection via local collection points and the send-in via parcel service. Customers in Germany can already generate free postage labels and send in devices using the homepage return.reuse-notbook.com.

In Austria the RUN project starts out in the metropolitan region of Vienna and will be implemented with an additional focus on social and educational aspects. Devices will be made available to disadvantaged customers or used for training purposes, e.g. language training. Cooperations with several NGO's have already been established.

Customers may hand over devices at sites of the consortium partner Volkshochschule (VHS) Wien across Vienna. The consortium partner i4next will realise the data deletion, check and refurbishment processes. Notebooks not suitable for reuse will be recycled at the Dismantling and Recycling Center (DRZ), an institute of VHS Wien.

The RUN project receives funding from the European Community's Seventh Framework Programme (FP7/2007–2013), Eco-Innovation Call under grant agreement No. 630329. For more information please visit www.run-project.eu.

Food Waste in Austria – The Facts

C. Pladerer, P. Hietler, M. Meissner, G. Bernhofer & M. Kalleitner-Huber
Austrian Institute of Ecology, Resource Management, Vienna, Austria

Food is lost or wasted throughout the supply chain, from initial agricultural production down to final household consumption. Food losses refer to the decrease in edible food mass throughout the part of the supply chain that specifically leads to edible food or human consumption. Food losses take place at production, postharvest and processing stages in the food supply chain. Food losses occur at the end of the food chain (retail and final consumption) are rather called food waste, which relates to retailers and consumers behaviour. The causes of food waste or loss are numerous and occur at the stages of agricultural production, postharvest handling, storage, processing, retail, distribution and consumption (households, restaurants and catering).

Food is thrown away or gets lost along the value chain due to different downstream processes. It is not possible to give a precise definition of the value chains affected. Overlaps between the individual areas are to be taken into account as well.

- Agricultural production: Harvest loss (losses due to mechanical damage and/or spillage during harvest operation) is one of the reasons why agricultural primary products suited for food supply can only be used to some extent. A prominent part of the products are taken from the value chain because they don't comply with formal/aesthetic quality criteria.
- Production: Process loss and food waste during processing reduce the amount of marketable goods.
- Retail: Avoidable food waste happens during the distribution at the retail trade as well as the wholesale.
- Households, restaurants and catering: A lot of food waste occurs at these sectors.

An overview of food waste and food loss in Austria results in an estimated amount of 760,000 tons per year along the value chain excluding the harvesting sector, food production, wholesale and specific disposal methods in private households (composting, sewage system). No baseline figures are available from these sectors because of missing data.

The theoretical potential to avoid food waste can be set at 490,000 tons per year in the areas of private households, retail and restaurants and catering.

File: 252

Impact Factors on the Quality of Separate-Collected Organic Waste from Households

M. Kranert, L. Böhme & A. Fritzsche
Institute for Sanitary Engineering, Water Quality and Solid Waste Management, Chair of Waste Management and Exhaust Air, Stuttgart, Germany

R. Gottschall
Engineering Office for Secondary Raw Materials and Waste Management, Neu-Eichenberg, Germany

The impacts on the quality of separate-collected organic waste were investigated in a research project by the Institute for Sanitary Engineering, Water Quality and Solid Waste Management (ISWA) and the Ingenieurbüro für Sekundärrohstoffe und Abfallwirtschaft (ISA) for the En-tsorgergemeinschaft der Deutschen Entsorgungswirtschaft e.V. (EdDE).

The closed-loop economy is one of the biggest challenges of our time. The waste management sector is expected to recycle as much material as possible to shift from a disposal-oriented to a demand-based approach. Also in the field of composting and anaerobic digestion of organic waste is this shift noticeable. On the one hand there is a demand for high biogas yields and workability of the waste and on the other hand for high quality fertilizer and soil conditioner. The intensified separate organic waste collection in Germany aroused numerous challenges. Thus the knowledge about impact factors on the quality of separate-collected organic waste from households is crucial to take action for a high quality closed-loop economy.

The methods used in the project to assess the impact factors started with a detailed literature review and continued with in-depths surveys, stakeholder experiences and plant visits. The impact factors were clustered to factors concerning the collection and transportation and to factors concerning the treatment of organic waste. Additionally two treatment plants offered their analytical data regarding impurities and foreign matter. These data were analysed and taken as a model example. Additionally the market situation was evaluated.

The results of the review and discussions concerning the collection and transportation were the following. Residents had no harmonised definitions and sorting rules how to sort their waste within the households. The impurities fluctuated between 0,9 wt% and 12 wt% foreign matter in the organic waste. Films and foils were the main impurity and difficult to handle. The quality of the organic waste depended on the settlement structures. The control of bins and detection systems for collection trucks were an option to discover hot-spots for impurities and also to educate the residents. The results for the treatment plant operators mainly concerned the pre-treatment and the market situations. During pre-treatment the material was mechanically disintegrated, especially in anaerobic plants. Herein the impurities were crushed or shredded as well, this challenged the fine preparation step to sort the impurities out.

The project showed need for action along the whole process chain. Particularly a strong interaction and dialog between the different parties is recommended, especially between the public authorities and the plant operators to avoid disproportions. Intensely and adapted public relations activities, especially in urban settlement structures can help to realise a correct separate collection within the households. Additionally the sorting rules should be harmonised and clarified simple and comprehensible for everyone. Planning and consulting needs to emphasis on the whole value added chain with a focus on the regional market situations for the products. The whole process is calculated and no side effects like the disposal of the assorted foreign matter is left out. There should be agreements in tendering procedures and contracts about the denial of input material by the plant operators due to too high impurities. The overall goal should be less than 1 wt% foreign matter in the organic waste. Within the plant every treatment step within the pre-treatment or fine preparation should be checked for the impacts on the foreign matter, like disintegration and removal.

The study points out recommendations for action for all stakeholders: citizens, public authorities, planners, consultants and plant operators. As a result parts of the waste treatment could shift from disposal to supply.

Organic Waste vs. Organic Rich Residual Waste as Co-Substrate for Digesters at Waste Water Treatment Plants

M.J. Meirer, W. Müller & A. Bockreis
University of Innsbruck, Unit for Environmental Engineering, Waste Treatment and Resource Management, Innsbruck, Austria

Co-digestion at existing waste water treatment facilities became very common in Tyrol in the last couple of years. 17 waste water treatment plants digest about 25,000 tons of co-substrates at the moment. Mostly pure substrates as waste grease but also pre-treated biowastes from separate collection were put into the digester to increase the biogas-production on the one hand and to use free plant-capacities on the other hand.

The problem is that more and more countries forbid to use the digested sewage sludge as fertilizer in agriculture. In Austria, this is already forbidden in Vienna and Tyrol and the other seven counties have strict threshold values for heavy metals. Consequently, the valuable resource biowaste is taken out of the ecological circle. As one part of the research project the question if and under which circumstances biowaste can be substituted as co-substrate was posed. Although biowaste is collected separately in Austria, residual waste (RW) of municipal solid waste still contains up to 30 % organic matter, yet because of the legal situation a material utilization of this organic matter is impossible.

In Austria, 56 % of the RW get treated in a mechanical treatment plant before being incinerated. After the waste is shredded, it is screened and separated in a high caloric coarse fraction and a low-caloric fine fraction. In this project, the possibility to pre-treat this fine fraction in order to generate an organic rich co-substrate for existing digesters on waste water treatment plants was investigated. The challenge is finding an adequate mechanical pretreatment to efficiently remove the contraries. Problems caused by such impurities can be settlements of heavy particles like glass or stones on the bottom, which reduce the volume of the digester. Light non-biodegradable particles like plastics or textiles can form a scum layer or lead to pipe blockages.

To characterize the substrate and analyze the content of contraries, hand sorting of the RW in up to twelve different waste fractions before and after the mechanical treatment were carried out. Furthermore, the particle size distribution of the contraries was analyzed as a base for the selection and design of appropriate further separation steps of the contraries from the organics.

It was found that the smaller the particle fraction, the higher the organic content was. Starting at 19 % of organics in the total residual waste of the investigated area Innsbruck, Innsbruck-Land and Schwaz, the fraction smaller 40 mm contained 43 % and the fraction smaller 10 mm already 63 % of organics. The rest were 20 % of heavy contraries, 2 % of light contraries and 15 % of not identifiable particles.

The evaluation of the results allowed conclusions both with respect to the feasibility of the approach and the energetic and sustainable significance on an industrial scale. Six different pretreatment options have been identified and could be approved at laboratory or pilot scale. They were clustered in dry (flip-flop-screen, air-jig, hard particle separator), semi-dry (waste press) and wet treatment methods (pulper and hydrocyclon).

File: 261

Lessons Learned on the Way to Realize and Operate MBT Plants

T. Schneider
Ressource Abfall GmbH, Elze, Germany

Mechanical-Biological Treatment (MBT) plants for municipal solid waste with or without an aerobic digestion (AD) sections have attracted some attention during the recent years. Three main drivers can be recognized:

- Climate Protection,
- Fulfilling EU aims and directives related to waste management and
- Waste streams with higher contents of humidity.

MBT-plants are regarded as a suitable solution to reduce methane-emissions from landfills, if such plants are constructed and operated well and using state-of-the-art emission reduction equipment. Best performing plants are not only separating some recyclables – in addition to separate collection systems – and producing electricity form the biogas but are also utilizing the heat produced in water cooling circuits and exhaust gas heat.

Some projects on MBT-plants in different countries have shown that it is not sufficient just to have a promising technology by itself. To implement and operate an MBT-plant including a biological treatment section with a capacity of more than some ten thousands of tons per year, requests much more knowledge, financial, and human resources than just to operate a landfill or dumpsite. The requirements for a successful realisation of an AD-plant can be summarized in three baselines.

First Baseline: Structural Integration; Integration into regional structures and waste management concepts is obligatory. This requires identification of relevant waste quantities as well as a good process for the choice of site for the MBT-plant.

Second Baseline: Operation and Financial Concept; for a sustainable investment, it is necessary to clarify at an early stage the operator model (private operation, public operation or one of many differently designed models of PPP) and the anticipated refinancing (through fees, through "market" prices or a combination).

Third Baseline: Know-how during Preparation and Realisation; Mainly mistakes done during conceptual and engineering phases lead into inefficiency, technical problems and towering costs.

Operation concept, technical design process, construction and commissioning of any waste treatment plant will always deal with the risks. Allocation of risks between client and contractor of a MBT-plant depends on several factors, including ability and capacity of the client. Of course requirements must be defined as part of the tendering documents. Hence, the more a contract is shifting all risks to suppliers' side the higher costs within the proposals must be expected. Equilibrated compromises are thus necessary before publishing the tendering documents. Coordinated action is also required during construction and commissioning of a MBT-plant.

Two main topics for future differences between contractor and client after construction of a MBT-plant exist in most cases: debates on the supplied waste, and debates about the client-supplied personnel – in case of contracts aside of EPC–type.

An MBT-plant will take time. Between 3 – 5 years are "minimum". However: plant projects are rarely faster than planned, often they pass loops that cause extensions. There is a lot to do with a MBT-PLANT: Let's start!

Impact of Implementation of the German Waste Management Act of Selected Waste Streams on the Operation of MBT in Germany

C. Dornack & C. Wünsch
Technische Universität Dresden, Institute of Waste Management and Circular Economy, Pirna, Germany

The implementation of the requirements set by the German Circular Economy Act has an impact on the material streams, which are fed to mechanical-biological waste treatment plants (MBT). Especially with the introduction of a comprehensive bio-waste collection, there are changes for the future operation of MBT. The requirements of the Packaging Ordinance (Annex I (to § 6)) with the therein prescribed recycling quotas lead to a material flow direction, so that the mass flows as waste paper, waste plastics, waste glass and waste textiles do not reach the residual waste in the same extent as in the past. They are used to produce a high-quality secondary raw material; their share in the residual waste is reduced as well as the proportion of biowaste. With consistent implementation of the German Circular Economy Act, the MBT will be faced with decreasing amounts of residual waste streams by increasing in separate collection of biowaste and other recyclable materials. The MBT operators have several options to respond to it, because the system concept of the mechanical-biological treatment of residual waste has a high degree of flexibility. There are several conceivable options.

BREF Waste Treatment – Impact on Austrian Plants

K. Harather & M. Pinkel
IUT Ingenieurgemeinschaft Innovative Umwelttechnik GmbH, Seebenstein, Austria

Large waste treatment plants that are subject to the Industrial Emissions Directive, which are known as Integrated Pollution Prevention and Control or "IPPC treatment plants" must be set up and operated according to the best available techniques. The European BREF reference documents serve as a model for these. An update is currently being worked on for mechanical, biological and chemical/physical treatment of waste. The first draft of the BREF Waste Treatment document was published by the European IPPC Office in December 2015.

Sections 2 - 5 of the reference document describe the treatment processes, emission reduction techniques and emissions into the air and watercourses currently used in Europe. In Section 6 of the reference document, 52 concrete conclusions (BATs - Best Available Techniques) are drawn, defining the state of the art. These BATs relate to organisational and technical measures regarding energy efficiency, emission reduction, ranges of thresholds to be observed, monitoring measures and also requirements upon the operation of plants.

All interested parties were invited to give their views on the draft. The Federal Environment Office gathered all the feedback and on 3 March 2016 discussed the comments in a workshop meeting. Wide consensus was reached on almost all areas between the representatives of the Ministry, the Federal Environment Office and the representatives of various interests. A coordinated Austrian opinion was submitted to the European IPPC Office on 31 March 2016. In this feedback, excessive BATs that go further than Austrian standards are rejected and alternative conclusions are proposed.

The biggest gulf concerns the ranges of limits for waste water emissions. With heavy metals, BREF's proposals are in some cases stricter than in Austria by a factor of 5 – 50. What is more, there is a lack of data and justification for these extremely low limits regarding the basis on which they have been arrived at.

If the BREF document were to come into force in its present form, that would have a serious impact on the technical equipment and operation of Austrian plants for the mechanical, biological and chemical-physical treatment of waste.

The regulations would apply to the approval of new plants and changes to existing ones as soon as they were published. Conclusions on BAT are to be used as reference documents for the granting of approval for IPPC treatment plants from the date of their publication in the Official Journal of the European Union.

Existing plants must report to the public authority within one year following publication of the BAT conclusions whether

- adaptation to the state of the art is necessary, thereby creating a change subject to the duty to obtain approval or give notice and
- an update to the approval is required.

If such adaptation is necessary, the operator must without delay formulate an approval project and submit it to the public authority. The adaptation measures must be implemented within a period of 4 years following the publication of the conclusions on BAT.

Closing the Material Cycle in the Construction Industy on Industrial Scale

P. Van der Haegen & R. Albert
Eberhard Unternehmungen, Kloten, Switzerland

Being one of the leading companies for land decontamination and for construction waste recycling in Switzerland Eberhard wanted to know what were today the biggest problems in Swiss waste management. Unfortunately we did not find a comprehensive "ranking" of the Swiss environmental burden. Therefore we decided to make our own ranking. The published amounts of many wastes and the corresponding, published environmental impact points (UBP) were collected. A list with the 22 top waste streams was generated. In a second step the UBPs where multiplied with the yearly amount of waste. This finally leads to a comprehensive "ranking" of the Swiss environmental burden, as waste streams with a low UBP but a high amount sometimes outweigh the more contaminated materials with a smaller quantity. The waste streams were also related to industry, construction and household origin.

It shows that the construction wastes account for more than 50 % of the total Swiss environmental burden. The industry with approximately 30 % is today on rank #2. Once all the brownfields decontaminated industry is cleaned the industry will have a lower environmental impact that the #3 ranked households.

Eberhard has a long track record in large scale construction and industrial recycling processes. 1993 we opened the first soil washing plant of Switzerland (ESAR). We have treated over 4.5 mil. tons of soils till today. In 1999 our construction waste recycling plant (EBIREC) was born, where we recycled over 6.5 mil. tons of construction waste. 2010 we could start up a plant to treat material from former landfills (BAZO). Till today we have treated roughly 700,000 tons. Last but not least we build 2013 a plant to treat bottom ashes from municipal waste incinerators (supersort®). This first running, stationary plant in Switzerland has already treated 300,000 tons.

The analysis of the comprehensive "ranking" of the Swiss environmental burden for areas of improvement shows, that Switzerland still has a lot of headway towards a circular economy. All of us still produce too much waste. The reduction of waste must be the highest priority. In addition, the whole system of municipal waste treatment can be improved. Those two points need long-term guiding impulses from our authorities.

The recycling of the construction wastes has the highest need for action. To deposit not or low contaminated materials tons landfill instead of using them in the construction industry is clearly obnoxious. E.g. gravel reserves diminish in Switzerland drastically due to construction and the protection of natural habitat. Natural gravel usage in Switzerland is today approx. 24 mil. t/a. The clean, excavated soil witch is landfilled, amounts to 30 mil. t/year. Taking into account, that maybe only 50 % of this soil is suitable for concrete production, only 15 mil. t/a can be used as gravel replacement. Therefore still a gap of roughly 10 mil. t/a needs to be filled. These 10 mil. t/a could be gained from recycled construction materials. With an intelligent organization no natural gravel would need to be gained for the production of building materials today.

Eberhard will therefore concentrate its activities in the near future to improve the recycling of mixed demolition waste and clean, excavated soil. Furthermore we will address the reduction of landfill by construction waste and especially gypsum.

Raw Materials for Renewable Energies – Scarcity or Abundance?

M. Mocker
Ostbayerische Technische Hochschule Amberg-Weiden, Amberg, Germany

J. Aigner & S. Kroop
Fraunhofer Institute for Environmental, Safety, and Energy Technology UMSICHT, Institute Branch Sulzbach-Rosenberg, Sulzbach-Rosenberg, Germany

After the successful Paris climate summit the need for an energy transition, the so called "Energiewende", came back into public attendance. Although its main motivation is the reduction of Greenhouse Gases, the Energiewende leads to independence from limited fossil fuels like oil, natural gas and coal. On the other hand, techniques and plants for conversion of Renewables into energy will cause an additional demand for some metallic and mineral resources as well.

In a former examination, typical wind turbines, photovoltaic modules and electrical vehicles (EV) were balanced under the view of their raw material input. Assuming a certain growth of Renewable Energy markets up to the year 2030, the additional need of the five elements dysprosium, cobalt, lithium, neodymium and silver accounted for much more than 10 % of their accumulated annual production.

Those results now were updated according to a new energy outlook provided by Greenpeace International and certain predictions of EV market growth issued by International Energy Agency (IEA) and extrapolated for the period 2013 – 2040. The need for the five elements mentioned above will exceed much more than expected and will reach even multiple of the accumulated production in the same period. In addition, the elements aluminum and lead will exceed 10 % of their accumulated production, too.

The rare earth elements dysprosium and neodymium are required for the production of high-performance magnets used for wind energy systems and electric vehicles while lithium and cobalt are used for EV batteries. The forecast demand for silver results from its application as a contact metal for the production of solar modules. Aluminum is for use in lightweight construction and lead is a part of submarine cables.

It is obvious that such a high demand will cause some distortions in commodity markets. In view of the limited production capacities of rare earth elements, it is recommended that permanent magnets are only applied in those areas where their technological benefit is indispensable. As the magnets help to reduce the weight and size of generators and electric motors, their application in offshore wind turbines and electric vehicles is deemed reasonable. For onshore wind turbines, however, alternative design concepts should be considered that can do without rare earths. Although there are potentially sufficient reserves of lithium to satisfy the demand within the next years, the high demand for lithium and cobalt will challenge too optimistic predictions for electric transport in future. Especially the development of cobalt reserves should be carefully observed since a large proportion of it is mined in politically unstable regions. Research to substitute cobalt in electrodes for lithium ion batteries is needed. Due to the limited range of silver and the negative impact of silver extraction on the environment, its substitution is also strongly recommended.

The Contribution of Waste Incineration to Recycling

W. Hauer & M. Merstallinger
Technisches Büro HAUER Umweltwirtschaft GmbH, Korneuburg, Austria

H. Schöner
Austria Glas Recycling GmbH, Vienna, Austria

The European Commission has published a draft for amending the Waste Framework Directive following the Circular Economy Package of the EU which also includes a Commission Communication called "Closing the loop – An EU action plan for the Circular Economy".

The proposed directive demands, that by 2015 60 % of municipal waste (by weight) will be prepared for re-use or recycled; until 2030 this rate is supposed to be raised to 65 %. Currently member states are far from these goals. According to statistical data the average of EU-member states is about 42 % with a range from less than 10 % to nearly 65 %.

By means of separate collection and recycling alone the targets will be difficult to achieve. The proposed presentation will show the contribution waste to energy facilities could make to reach the targets. In the past, the task of waste to energy facilities consisted of changing the characteristics of waste in such a way that it could be landfilled in a secure manner. Later it became more and more important to raise the energy output and to make the facilities more efficient. Now a third task will be added: preparing parts of waste for recycling. These are primarily three types of materials: metals, glass and stones.

Metals:
The separation of metals from incineration residues is subject of major developments. Not only steel scrap can be recovered by magnetic separation, also non-ferrous metals are separated using eddy-current methods. Furthermore, the incineration process enables the recovery of metals that are firmly linked with other materials, e.g. from furniture, parts of shoes, parts of plastic products etc. By burning the material they are combined with, these metals become available for recycling. Measurements show that one third of metals contained in incineration residues could not have been recovered through separate collection of the input material. Of special interest is the different behaviour of Aluminium in various incineration facilities.

Glass:
Glass can be separated from other materials from dry settled incineration residues (especially from fluidized bed incineration). This will be achieved using different methods of sieving and optical separation. Glass can be separated in different qualities for various uses up to the production of beverage glass.

Stones:
Especially dry settled incineration residues can be split easily in different particle sizes. As hazardous substances are concentrated in the small particles (this being the main goal of waste incineration), they have to be landfilled. The larger parts can be used to substitute gravel in the production of concrete, as well as for filling material in underground engineering.

The speech will consider the current development of separation technology and will give an estimation of the contribution waste to energy facilities can deliver to the recycling of municipal waste. It will also take into account the current technical, economic and legal situation.

File: 281

Surveillance or Waste Management – Fields of Application for GIS and BIM

D. Söderlindh, J. Novak, M. Angst-Ragoßnig & A. Ragoßnig
UTC Umwelttechnik und Technische Chemie ZT GmbH, Klagenfurt, Austria

Project communication requires the exchange of large amounts of data throughout all project phases. The exchange of information takes place between all project members each dealing with specific tasks often using their own data systems and inherent data formats. The compatibility of these different data formats is very often limited causing a data loss when exchanging data or files. Geographic Information Systems (GIS) and Building Information Modelling (BIM) are technologies that can be used to avoid data loss when exchanging information.

The combined use of GIS and BIM on web based systems is increasing project efficiency. Data and information that is provided through project web portals can be accessed by an unlimited number of users. The availability of information is no longer restricted to the access to special software that can read certain file formats.

Geographic information systems are based on the use of spatial data. Approximately 80 % of the data that is available in organisations is carrying spatial information. This geographic component can be used to manage and visualise data on maps and enables spatial data analysis. GIS is suitable for visualising spatially extensive data sets, however, has limited capacities for data management when it comes to spatially confined project data, i.e. object related information. For object based data management BIM systems can be used.

BIM models are a 3D visualisation of a physical object carrying not only geometric information but also specific data such as information about the object type, technical specifications, costs, etc. BIM models are a digital representation of physical and functional characteristics of a facility. According to the National BIM Standard-United States, ”a BIM is a shared knowledge resource for information about a facility forming a reliable basis for decisions during its life cycle; defined as existing from earliest conception to demolition. A basic premise of BIM is collaboration by different stakeholders at different phases of the life cycle of a facility to insert, extract, update or modify information in the BIM to support and reflect the roles of that stakeholder.” This definition outlines the major characteristics of BIM.

The major characteristics of a BIM model are its 3D visualisation based on object oriented design, its multidisciplinary usability and the life cycle perspective of the model. In contrast to classic 3D design that is based on CAD drawing, BIM models are created from predefined objects that are chosen from catalogues. The elements that can be chosen from catalogues such as windows, doors, roofings, etc., are carrying specific object information such as specifications according to national standards. All stakeholders involved in the project, such as architects, structural engineers, utility designers, etc. are adding object information to the model. This information can be processed in the model to e.g. run collision detection procedures in order to detect design interferences. BIM can be used to create a digital model that resembles a physical object. This digital model can serve as database for facility management activities, redesign and reconstruction, etc. The life cycle perspective of BIM implies that the digital model is maintained and updated until the demolition of the physical object, providing valuable information about e.g. environmental issues.

The combination of GIS- and BIM-technologies allows for efficient and long sighted data management. The waste management industry can benefit from these technologies. The challenge in implementing such new technologies is to communicate the “big picture”, instead of referring to these technologies as “big brother”, synonymous with a threat in terms of surveillance. The potential and benefits of these systems need to be discussed.

Waste Management 2.0 – A New Model of Digital Innovation in Waste Management

A. Opelt & R. Mittermayr
Saubermacher Dienstleistungs AG, Feldkirchen, Austria

Over the last few years, the influence of digitalization has been noticeable in almost every industry. There have already been remarkable changes in the way businesses operate due to the influence of this in consumer warehouses, hotel businesses, or the telecommunications industry, for instance. More than that, digitalization has become increasingly present in our daily life, so much so that at times it is a standard requirement in interactions between people. Due to this development, companies are now exploring new possibilities to familiarize themselves with customer requirements here and how this new trend may be taken as an opportunity to increase service quality or even develop new services. For some industries and companies, this has already led to successful enlargements of their offerings and, in some cases, to a completely different business model. Generally speaking, digitalization will lead to a new form of industry, the so-called "Industry 4.0."

This trend is also presenting the waste management industry with new customer requirements, while at the same time offering new opportunities. Nowadays customers are able to get anything, anywhere and at any time of the day or night; they are used to tracking the status of an order or service request very transparently and in near real time. Ordering your taxi online or booking the next holiday are only two examples from the tip of the iceberg. While waste management is, in general, an old-fashioned sector, where telephone orders and paper-based dispatch notes are commonly used, this is inevitably going to have a digital future, too.

Besides the obvious digitalization of processes in waste management, there are other options for new, disruptive business models within this industry. Many of them, seemingly odd at first glance, will be the future of the waste management industry. We call these new innovative digital models "waste management 2.0". We used the potential of digital technologies to develop a highly disruptive business model and new services for customers requiring waste management. We learned from the early movers in digitalization, which verified the power of many business models and provided helpful information, which we have incorporated in our model. For the first time, we present a completely new business model for the waste industry, where a platform optimizes customer benefits in an intelligent manner. Regional disposal partners are able to offer services in a smart network and customers post their requests in these networks. This innovation can be seen as "Uber of trash," but for us it is just the simplest way to manage your waste. It is called "wastebox.biz".

This app is connected to the cloud in real-time delivering a highly flexible performance and each customer can easily order waste management services with just a few clicks of the mouse. The disposal partner nearest to the ordering client and available at that moment can accept an order and promptly confirm the service. Using a geo-locationing algorithm, where every available vehicle is tracked, Wastebox.biz only offers the task to drivers who have the most favourable location in terms of logistics. This dynamic model not only saves time, but also protects the environment and ensures efficiency. By using this platform for 50 % of the transportations in Austria, it is possible to save up to 6,000 tons of carbon dioxide emissions. Aside from all these benefits, we believe that it will revolutionize a certain section of the waste industry and meet customer requirements even better. Taking a few minutes to order your waste skip via telephone using an error-prone process is, we believe, a thing of the past. In the future and as in many other industries, customers will just not accept any other way to order their waste skip than with a few mouse clicks, anywhere, any time.

New Ways (Potentials, Findings) in Municipal Area and Route Planning

W. Fischer
University of Graz, Department for Geography and Regional Sciences, Graz, Austria

The reason behind the project work at hand is the reform of the Styrian municipal structure that took effect on January 1st 2015. Sectors affected by the reorganization in the merged municipalities are, amongst many others, also matters related to waste management. Because of that there is a chance to put enhanced measures of waste management in the new, bigger municipalities into practice. In the medium term, these measures entail economic, ecological as well as social benefits.

Specific indices have been compiled via on-site surveys that took place in three project municipalities in order to depict optimized scenarios in the form of catchment areas and collection routes that were calculated accordingly. Besides highlighting the financial savings potential for the municipalities it is also possible to illustrate the ecological footprint of a collection tour with the help of a computational model. The objective is to illustrate the calculated savings potential for sections of the route in order to optimize the area and the tours while at the same time include the population. For that reason, the project consortium was awarded a special price by the Office of the Federal Chancellor in the spring of 2016. This article provides for a rough overview, yet without containing detailed results due to reasons of confidentiality.

By reference to the three examined municipalities it has been shown that an economic savings potential is given if a corresponding optimization of the collection catchment area is performed. This can already be achieved by taking minimum assumed values that lie within a double-digit percent range as a basis. The presented measures for systems enhancement are very easy to implement and require only minor restructuring arrangements. The steps towards an optimization of the system rest on the decision makers in charge.

In the field of ecology, potentials to cut down on CO_2-emissions are given since the newly calculated tours and catchment areas enable a higher collection efficiency. This is achieved through a higher degree of capacity utilization of the vehicles, which ultimately reduces the length of the tour. Due to the acquisition and computation of the sections that have particularly high, topography-related emissions it is possible to release pressure from these sections through selective measures. One of these measures is, for instance, that private parties themselves or the municipality with the help of flat-bed vehicles bring the containers to consolidation points.

Altogether, the reduction of the ecological footprint might seem small for the municipality. However, if the emissions for all Styrian municipalities in the course of an entire year were calculated, it would be a considerable contribution to the improvement of the climate relevance of waste management in Styria. In terms of the social effect it can be stated that only through the team's presence and their activities related to mapping and acquisition of the data during the collection tours aroused some attention.

This is positive to the effect that (as experience has shown) the second time the tour had been escorted, the quality was noticeably enhanced. It got about that there were "controls", which led to a certain educational effect or, at least, motivated some people to reflect. On many occasions, local people were eager to talk to the persons accompanying the tours. Due to the poor results in terms of the separation quality, the municipalities also felt compelled to take measures in collaboration with the responsible waste management association to raise the awareness among the local populace. In total it is the common multiple that advances the Styrian waste management towards sustainability. As mentioned at the beginning of the paper, a success would be a waste management system based on partnership in which all involved parties act in concert and contribute the same amount of strength.

Investigation of Composition of Small Domestic Applicances and Development of a Material Composition Database for WEEE

P. Beigl & S. Salhofer
University of Natural Resources and Life Sciences Vienna (BOKU), Institute of Waste Management, Vienna, Austria

The improvement of methods for the processing and recycling waste electrical and electronic equipment (WEEE) requires more comprehensive methods and data for the characterisation of this complex waste stream. In the course of an ongoing FFG project the entire recovery chain for critical resources from WEEE is analysed and optimised. A sub-target of this project is the characterisation of representative small WEEE by dismantling trials. This paper describes the development of a data base, which was built on manual dismantling of WEEE. The data base actually comprises 1,005 appliances from 77 types of equipment and gives detailed insight into material composition and variation of the composition. Combined with the classification of components which was used the relevance of specific components such as motors, fans, capacitors, etc. can be assessed. Beside methodological considerations, results from the application of the database are shown. Further fields of application of the database are described.

Challenges for the Update of the Styrian Waste Management Plan

P. Cichy & W. Himmel
Amt der Steiermaerkischen Landesregierung, A14 – Referat für Abfallwirtschaft und Nachhaltigkeit, Graz, Austria

M. Wellacher
Montanuniversitaet Leoben, Chair for Waste Processing Technology and Waste Management, Leoben, Austria

The status of Styrian waste management ranks the Austrian province in a high position worldwide. Meanwhile a dense infrastructure for separate collection of household waste has been realised. About 80 % of the total Styrian household waste of 2014 was recycled or at least its energy content was recovered.

Challenges to even boost Styria in its waste management can be dedicated to the following topics:

- Waste prevention,
- Waste collection,
- Waste recycling and
- Climate protection.

To enhance waste prevention by means of re-use the taking back obligation should be extended to more product areas as it already exists for packaging waste and electric and electronic waste. National legal measurements for a stronger producer responsibility for product specific re-use obligations must be supported or even initiated from the Styrian provincial government.

The vision for the year 2025 in terms of waste collection includes the adaption and enlargement of the existing regional recycling material collection centres towards overtaking re-use materials. Selected frequently visited centres should additionally offer re-use shops. Every citizen should have the opportunity to deliver at any time during the week recycling material, electric and electronic waste, furniture waste or hazardous waste.

To reach the new recycling aims of the European Union considering the proposed stricter calculation scheme for recycling rates (60 % till 2015 and 65 % till 2030) measurements for prevention, separation and recycling as well as public relation work has to be undertaken. To increase recycling rates more effective source separation by the producers must be reached. The earlier the waste is separated the cleaner the waste fractions will be – thus recycling rates will rise. Citizens should pay their waste management fees according a harmonized provincial calculation system which considers a base fee as well as a variable fee according the quantity of the waste produced.

The cooperation with the private waste management sector has to be improved by establishing tender conditions for collection and treatment according to the most advantageous bit principle.

Waste management can supply considerable contributions to save carbon dioxide emissions: The possibilities for climate saving measurements range from prevention to re-use to classic recycling to energy recovery of high calorific refuse derived waste up to landfill gas collection and use.

The consciousness of the citizen for the protection of the environment and for recycling must be raised by steering fee regulations which charge contaminated and many resources consuming materials and products more than less contaminated and fewer resources consuming ones.

Recycling Center Leoben – Functional and Conceptual Planning

A. Krenn
Abfallwirtschaftsverband Leoben, Leoben, Austria

G. Kreindl
City of Leoben, Unit Environmental and Civil Engineering, Leoben, Austria

The district capital Leoben with a current population of around 28,000 residents is the owner of a recycling center since 1993. Due to waste management innovations since the launch of the center, the increase in annual deliveries rise from originally 4,000 (1993) up to 55,300 (2015), the need for renewal or new build becomes immanent. Not enough room for expansion makes the search for a new location necessary.

The comparison of newly constructed, similar plants in Styria and Upper Austria for a similar population size of approx. 25,000 inhabitants showed that a minimum area of 8,000 m² is required for a smooth operation. In a feasibility study prepared by Montanuniversitaet Leoben – Chair of Waste Processing Technology and Waste Management location criteria have been developed and applied to a number of possible sites. Land use criteria such as accessibility and connection to the higher local road network, availability and ownership of land and not least the available land area and future expansion opportunities are included in the decision of location selection.

Based on the footprint of the existing old recycling center in the planning of the new center the reunification of the external waste material depot and the paper transfer station were taken into account. Already in the early planning stages external experts for waste management were involved. A local architecture office was responsible for the coordination of the overall planning services and united the requirements of functionality, space and intelligent traffic management with an architecturally appealing design. In addition to the functional planning the use of renewable building materials such as wood was important. Geothermal energy is used for the heating of the building. A photovoltaic system on the roof of the office building delivers around 11 % of the energy demand used for the operation of the recycling center. An integrated re-use shop completes the ecological requirements of the site. The overall project management was transferred to the owner of the property, respectively the City of Leoben – Unit Environmental and Civil Engineering.

After a nine-month construction period under employment of 23 construction companies the new recycling center Leoben was inaugurated in mid-March 2015. Bases on the experience of daily operations some minor adaptions and functional improvements have been completed during the first year of business. They serve on the one hand the increase in economic efficiency and on the other hand the safety of users and staff. In summary, both citizens, waste management companies and the own staff are satisfied with the new recycling center. Accordingly, users evaluate the delivery of waste to be simple and very user-friendly. Last but not least the high acceptance and the positive development of the re-use shop after one and a half year of operation allows the project to be a success story.

Civic Amentity Sites and Circular Economy

W.P. Bauer
ia GmbH – Wissensmanagement und Ingenieurleistungen, München, Germany

Civic amentity sites and "Circular Economy" in the meaning of the European Circular Economy package definitely belong together. Today a civic amentity site is more or less a municipal circular economy facility where people get rid of their recyclable fraction of the daily waste.

But closing the loops is not enough. The paradigm shift targeted by the European Community will only succeed when strategies for long life cycle and reparability of products are realized at a permanent establishment/fixed place. A place - the civic amentity site – where people may bring – better – may offer commodities like old furniture or maybe an old smartphone to the local authority where it will be stored until a new holder can be found.

The German paper shows that the gradually change from waste management to circular economy is connected to the paradigm shift of the amentity site itself. No matter how it will work in the future, the civic amentity site as a facility in a modern and totally new form ("Wertstoffhof 2020") will have to be linked to a sound understanding of circular economy.

The Environment Commission in Wels – 25 Years of Civic Participation in Waste Industry

H. Retzl
Institut Retzl GmbH Gemeindeforschung & Unternehmensberatung, Linz, Austria

R. Piller & C. Rudlstorfer
Energie AG Oberösterreich Umwelt Service GmbH, Hörsching, Austria

For 25 years the waste incinerating plant in Wels (Austria), which belongs to the company Energie AG Oberösterreich Umwelt Service GmbH, has as special system of civic participation in place.

The core element of this institutionalized civic participation model is the so called environment commission ("Umweltkommission" in German). The main idea of the participation model is finding joint solutions and creating confidence through a policy of open communication. Cooperation is not sought once there is a specific reason, it happens continuously. This ensures that solutions are found already in the run-up to new developments concerning the company's site in Wels.

Today the recycling park Wels consists of two waste incinerating lines with a combined capacity of 300,000 t/a, a composting plant, a mechanical separation unit, a residue landfill and a slag conditioning unit.

The model was developed in 1991 by the Institut Retzl GmbH at a time of intensive public opposition to a projected new waste incinerating plant. 2016 – 25 years after its creation – the environmental commission is well established and has a track record in finding solutions, that fit the economical needs of the company AND are beneficial for the neighbours.

The environment commission has around forty members (company representatives, members of the public, neighbours, local experts and representatives of local authorities) and meets quarterly. In their meetings the members of the environment commission discuss recent developments and future plans for the site in Wels.

In addition to the work of the environment commission the Energie AG Umwelt Service organizes information evenings for the public twice a year and publishes emission data of the plant in a format, that has been developed in the environmental commission. Acting on a suggestion of one neighbour a plant fire brigade was installed.

By using this successful participation model numerous projects were optimised and implemented with the consent of the public and the neighbours. Extensive regulatory approval procedures (for example concerning the second waste incinerating line, a waste site heightening and a long-distance heat line) were carried out without having to deal with formal objections by the public. This was possible, because critical issues were resolved beforehand in the environment commission.

As a rule the Energie AG Oberösterreich uses its stated democratic principles in its project handling to assure good standards of communication and participation.

Semmering Base Tunnel: The Longsgraben Landfill and the Complex Boundary Conditions

G. Nipitsch
ÖBB-Infrastruktur AG, GB Projekte Neu-/Ausbau, Project Management Semmering, Graz, Austria

M. Nipitsch
Ingenieurgemeinschaft DI Bilek & DI Krischner, Graz, Austria

The Semmering base tunnel, with a length of approx. 27.3 km, is one of the most important projects along the new southern railway and fulfills as a part of the Baltic-Adriatic-corridor - which leads from Danzig (Poland) to Ravenna (Italy) - a key function within the European rail network.

Moreover, the Semmering base tunnel provides a contemporary connection between Vienna and Graz along the new southern railway. In connection with the construction of the Semmering base tunnel there will accumulate tunnel excavation material in the amount of approx. 6.2 mil. m³ (natural state) which has to be reused, recycled or properly disposed. To minimize transport movements, a landfill will be built for most of the expected excavation material. The landfill has a capacity of approx. 4.25 mil. m³ (deposited material) and will be situated in the Longsgraben next to the uninhabited side valley of the Fröschnitzgraben.

The delivery of tunnel excavation material of the neighboring construction lots takes place by truck on purpose built before construction roads. Within the construction lot, the transport of tunnel excavation material takes place by means of a conveyor belt with a length of appx. 2,3 km from the construction site Fröschnitzgraben to the landfill Longsgraben.

The landfill consists of two deposition areas which are divided by a dam with a height of appx. 50 m and will show after the deposition phase a total area of approx. 20 ha, a length of appx. 960 m and a width of approx. 250 to 300 m; the dumping height will reach up to approx. 60 m. The bottom sealing and the belonging system to collect the percolating water will only be built for the compartment to deposit rubble. The percolating water derives in a special pipe which is situated in a walkable collector at the bottom of the landfill.

It is not necessarily the details of landfill technology that characterize this lecture but rather the complex boundary conditions to build these landfill as well as the circumstances which have to be considered for a smooth operation of the landfill concerning such a big tunnel project.

One of the aforementioned construction roads used for the delivery of tunnel excavation material crosses a zone for the protection of water of the Erzkogel spring in Steinhaus. Due to the risk of prejudice of this spring, extensive adaptations at the existing system for drinking water supply have to be carried out before the construction road could be built.

In 2013, the development of the Longsgraben landfill started. The necessary net of construction roads comprises a temporary construction driveway from the S6 Semmering expressway in the region Steinhaus, the bypass of the local center of Steinhaus as well as the expansion of existing forest roads to build the construction road into the Longsgraben.

The actual preparations made up from 2013 comprise beside to extensive felling work a laying of Longsbach river in sections from the actual depth level of the Longsbach river up to the future boundary of the landfill at the orographic left side of the valley (50 m above present depth level) by means of constructions using reinforced soil with a length of approx. 1,150 m.

Furthermore, a base dam was built which limits the entrance area of the landfill and serves also as a protection against flooding and mudrock flow. Besides the equipment to operate the landfill properly, the discharge point of the conveyor belt was built.

For proper drainage of slope springs within the landfill area, a bottom drainage system was built inside a walkable collector at the bottom of the landfill which will be available during the whole phase of deposition and also during aftercare of the landfilling.

Deposition of excavated material has to be made according to the tendered advance rates of altogether 12 tunnel driving, the forecasted technical and chemical properties of excavated material and considering the weather conditions in about 1,200 m above sea level.

Aerobic Stabilization of Landfills – Technical Solutions and First Results from Public Funded Projects in Germany

R. Haubrichs
LAMBDA Gesellschaft für Gastechnik mbH, Herten, Germany

The Federal Environment Agency estimates that in 2015 - and thus 10 years since the end of the deposition of organic material in landfills in Germany - still about 500,000 tons of methane are created in German landfills that must be recovered and treated. Calculations by the Federal Environment Agency show that less than 25 % from the resulting annually amount of methane in German landfills is collected and treated by the methods of conventional anerobic landfill gas extracting and treatment. In future, collecting and treatment of landfill gas will be even more demanding due to slowing anaerobic processes. The already low coverage and mitigation of methane emissions from landfills will continue to decline in aging municipal waste landfills without appropriate technical adjustments.

In Germany since 2013, projects for the aerobic stabilization of solid municipal waste landfills are funded by the federal environmental agency. In a first step, the potential for landfill gas emissions from the landfill is estimated and the future concept and technique for aerobic stabilization and emission treatment is described. In a second step the implementation of investment measures are realized to mitigate additional 50 % of the emissions compared to conventional anaerobis landfill gas extraction and treatment.

Considering decreasing landfill gas production in the lean gas phase the projects promote the use of new concepts and techniques that improve the emission situation of the landfill immediately and reduce the long-term anaerobic emission potential of landfills sustained by in situ aeration of the waste body.

Since 2014, the largest part of the 10 investment projects funded by the Federal Environmental agency are realized with the FLOX®-technique (Flameless Oxidation) provided by LAMBDA with e-flox for low methane-gas treatment. Two projects are additionally realized with stirling-engines provided by LAMBDA and Cleanergy for the utilization of landfill gas and own power supply.

The results show at all locations a drastic improvement in acute emission situation. At the same time show the changes in the gas values - especially the CH_4 / CO_2 ratio in the gas drawn off - that larger areas of the landfill by the conceptual change in degassing are set to aerobic conditions.

The Complete Dismantling of the Kölliken (CH) Hazardous Waste Landfill – First Results

B.U. Müller, B. Covelli & H. Merz
Sondermülldeponie Kölliken (SMDK), Kölliken, Switzerland

The economic upturn in Switzerland and Europe in the fifties and sixties of the last century produced a huge increase of industrial and hazardous waste. The construction of landfills for special and toxic waste was established as a new state of the art technique in the mid-1970s. The Kölliken hazardous waste landfill (SMDK) was opened in the year 1978 and was the result of a real „waste-crisis“ in Switzerland. Only seven years later, after strong public protests, the landfill was closed down by the town authorities of Kölliken due to the badly run site.

The problems which lead to this Swiss-wide scandal were caused by depositing soluble salts, liquid organics and strongly stinking waste.

The following years between 1985 and 2000 were dedicated to a wide range of security measures. Only two years after the closedown of the landfill there were signs of a severe pollution of the groundwater downstream the site. Firstly, the whole landfill site was covered by several layers of mineral materials to prevent the rainwater from pouring into the landfill. Secondly, various other hydraulic drainage measures and an own wastewater treatment were constructed in the late nineties. All these activities with the goal to stop a further contamination of the geosphere around the landfill reached a sum of 140 Mio. € by the year 2003. Yearly running costs of around 4 Mio. € lead to the decision of a complete remediation of the site, which was approved by the regional and federal authorities in the year 2004. The remediation plan’s development was based on common methods like dismantling, sorting and treating the waste in thermal waste treatment plants offsite.

Already one year later the construction of the huge hall complex covering the whole landfill site was started. By the end of the year 2007 the dismantling operation started in a pilot stage of about 100,000 tons of waste in the youngest part of the site. Two little fires and a bigger fire starting from metallic magnesium chips forced the project leaders and the enterprises to strengthen the security measures. Only one year later, due to an explosion in the Bonfol remediation project, the risks of explosions had to be restudied and further measures had to be taken.

The second dismantling stage, starting early in the year 2011, was characterised by a totally new designed security arrangement as well as a changed digging and sorting process on site. A waste pre-treatment off-site was also a new issue in the project, which helped to improve the level of security once again. In July 2015 the last shovel of waste was taken out from the site. Together with about 4,000 tons of contaminated rock basement a total of 664,000 tons were removed from the SMDK site. About 68 % of the waste was pre-treated before it was either thermally treated (48 %) or deposited in Swiss landfills (15 %). Highly toxic waste (16 %) was directly transported to different high-temperature treatment facilities in northern Europe. The only slightly contaminated mineral cover of the landfill was also deposited in Swiss landfills.

Despite the original project design with a higher recycling quote, only 2 % of the materials could be reused (metals, small batteries, but also wood and plastic).

A recently presented mass balance over the whole remediation operation proves that over 99 % of the originally stocked contaminants are definitely eliminated and removed from the site. This is by far more than the local authorities had set as goal for the remediation process (95 %).

The next step in the project plan is the dismantling of the halls in the year 2018. Afterwards the site will be refilled with fresh materials for an agricultural use in the future.

When this “adventure in waste management“ will come to an end, expected in the middle 2020s, the total cost will be at 770 Mio. €. This is a hundred times more than what the SMDK-Group has earned in the operating years of the Kölliken landfill from 1978 to 1985.

Lessons Learned - Important Aspects for the Bonfol Landfill Remediation (2000 Until 2016)

M. Fischer
bci Betriebs-AG, Basel, Switzerland

The industrial waste landfill at Bonfol in the Canton of Jura, Switzerland, is a heritage of our past. The chemical industry of Basel area, amongst others, dumped its production waste in this former clay pit during 15 years before closing the landfill in 1976 and sealing it with a clay cover. The current organizational and technical challenge consists in excavating nearly 200,000 tons of hazardous waste material under high safety and environmental protection measures.

The Basel Chemical Industry (BCI) has commissioned bci Betriebs-AG to remediate professionally and sustainably this landfill. During the filling, the waste was mixed up and was exposed to the ambient air and rainwater. For safety and environmental reasons, it has been decided to excavate all the waste by using a remote-controlled grapple within a ventilated hall. Without any sorting, each batch of waste is shredded, prepared, carried in containers and transported by train to hazardous waste incineration plants in Germany and Belgium.

Throughout the definite remediation of the landfill, running from spring 2010 to summer 2016, CEO Michael Fischer has had some major learnings during this pioneering project which are discussed. The choice of the technical remediation concept figures in first place. The Bonfol landfill had a very high fraction of mixed chemical residues (> 90 %), for which chemical characterization was significantly incomplete. This led to the idea of excavating and incinerating off-site all the waste without trying to separate the different chemical fractions. Analysis required to classify and to sort out the waste would also have increased risk to workers. Looking back, this was proven right, in terms of safety, work process and even from an economic viewpoint.

Two competences were central in this pioneering project: the excavation of the waste and its incineration. Accordingly, bci Betriebs-AG has defined two tasks to be fulfilled by consortiums, bringing in the required expertise and avoiding, as much as possible, cumbersome discussions about interfaces and responsibilities. The kind of role each enterprise has to play and the related responsibilities have been contractually clearly defined. This way, bci Betriebs-AG could set the framework and concentrate on main topics, e.g. the supervision of the achievement of remediation targets. Each consortium holds responsibility for the execution of its work, for its machines and employees. All workers' experiences, skills and abilities to quickly adapt to new circumstances were of utmost importance in this project.

At every stage of this project, the environment and the safety of the workers have been priorities. It was challenging for bci Betriebs-AG to combine the best solutions for each parameter, as those could partly be in contradiction. E.g., it would have been safer for workers not to remediate the landfill under enclosed halls because of the possible presence of an explosive atmosphere. Nevertheless, bci Betriebs-AG has built the huge excavation hall in order to protect the environment and the neighbourhood. Consequently, working in the halls require personal protective equipment, which restrains working time, vision and dexterity.

Concerning financial issues, the management had mainly to look after the cost drivers, which could have a disproportionate impact on the total costs in case of any deviation with the plans, e.g. wastes' volume for incineration, or currency effects. The cost drivers have been monitored on a regular basis, in order to take rapidly countermeasures, if possible.

When it comes to communication, it turned out that the best way to explain such a pioneering, technically complex project is on-site and in person. Indeed, transparency, coherency, personal contact and the possibility to answer questions directly are the best ways to create confidence.

Functional Checks at an Implemented Funnel & Gate System with Tracer on the Contaminated Site "Coking Plant Linz"

R. Mayr, C. Angermayer & G. Hirsch
voestalpine Stahl GmbH, Environmental Affairs, Linz, Austria

G. Gnjezda
SV-Büro für Boden & Wasser GmbH, CEO, Gallneukirchen, Austria

The coke oven plant started production in 1942 and was rebuilt after the extensive damage to-wards the end of World War II. For the production of by-products, tar and crude benzene (light oil, coal) were distilled on site. Due to the effects of war and the resulting destruction of various parts of the coking plant, there were massive contaminations of the soil at the operational facilities. Based on these contaminations in soil there is still a significant input of pollutants into the groundwater. As a result a plume of PAHs (polycyclic aromatic hydrocarbons) and BTEX (benzene, toluene, ethylbenzene and xylene) has been formed over several hundred meters length in the groundwater stream over the decades since then.

As a first measure a funnel & gate system covering the whole downstream groundwater flows was implemented. All twelve gates are filled with a specific sort of activated carbon adapted for the main contaminants PAHs and aromatic hydrocarbons (BTEX).

After finishing the structural measures several tracer tests (using fluorescent and non-fluorescent tracers) with the following objectives were performed at all twelve gates:

- Verification of a proper groundwater flow through all gates as they were dimensioned with a groundwater modelling and
- verification of an intact retention of the relevant contaminants.

This study is about an efficient method for verifying the function of implemented funnel & gate systems and for leakage testing (e.g. capillary cracks in the seal concrete or lateral infiltration). Due to the different objectives a fluorescent tracer (uranine) and a non-fluorescent tracer (concentrated saline solution) were brought into the influx of each gate. Due to the different chemical characteristics of the applied tracers it was possible to check the adsorptive property of the activated carbon as well as the tightness of the seal concrete on the one hand and a proper groundwater flow through the activated-carbon-filled gates on the other hand.

The measurement of the tracers was executed for several days in the groundwater downstream of each gate with appropriate methods. Uranine concentration was captured with a 6 channel optical fibre fluorometer, NaCl concentration was measured with an electrical conductivity sensor which was placed on the bottom of each gate (due to the higher density of concentrated NaCl solution). The test series were performed chronologically at all twelve gates.

Results showed that eleven out of twelve gates were working properly from the beginning. There was an intact groundwater flow and an entire retention of the tracer uranine – by contrast to gate no. 8.

The evaluation of the collected fluorometer data showed long lasting and significant tracer peaks in the outflux of gate no. eight. Due to the fact that there was an instable ground layer on the bottom of gate no. eight (which was disclosed and structurally strengthened with concrete in the course of the construction procedure) it was presumed that the tracer (and also the contaminants) passed in this instable ground layer below the gate construction. In order to find out the precise location of the uranine transit further tracer tests, which confirmed the original assumption, were executed. The leakage was tightened with suitable structural measures.

As a result of the examination it was possible to completely verify and ensure the function (proper groundwater flow, retention of contaminants) of an implemented funnel & gate system. The remedial measure has been working properly at the contaminated site "coking plant Linz" since January, 2015.

ISCO and ISBR – Efficient In-Situ Technologies for the Clean-Up of CHC Contaminated Brownfields

E.-H. Ruiter, H.-G. Edel & T. Meyer
Züblin Umwelttechnik GmbH, Stuttgart, Germany

The in-situ chemical oxidation (ISCO) ranks, alongside the in-situ biological reduction (ISBR) and the in-situ biological oxidation (ISBO), as the most applied in-situ clean-up technologies. In particular, the ISCO and ISBR processes have been successfully and efficiently implemented for more than 20 years in the United States. Züblin Umwelttechnik GmbH has realized numerous in-situ decontaminations based on ISCO and ISBR in Germany, France, Italy, and Switzerland, so that these processes now have firmly established themselves in Europe as well.

For the first time in 2014, the combination of ISCO and ISBR has been applied on a large scale for the CHC groundwater remediation of the plume at a former production site. After 19 months of decontamination activities, a significant remediation success has been reached. Due to his measure, comprehensive expertise and experience could be collected.

Case study: Former silverware factory, Bremen

On the site of a former silverware factory in Bremen has been detected an area of 12,000 m² of enormous contamination with volatile chlorinated hydrocarbons (VOC), with concentrations up to 85,000 µg/l, starting from the saturated soil zone to a depth of 20 m below ground level. After the limited success of conventional remediation methods, it was evident that this extensive groundwater pollution could be cleaned up, for technical and economic reasons, only through the use of innovative in-situ technologies. On this site, Züblin Umwelttechnik GmbH for the first time combines both in-situ technologies: ISCO and ISBR.

Lab and Field Tests for the Implementation of the In-Situ Remediation of the Brown Field W26

B.T. Bogolte, R. Philipp. M. Brandstätter & H-P. Weiss
TERRA Umwelttechnik GmbH, Vienna, Austria

Every site has its own specific needs. In providing a successful remediation of soil using in situ technologies it is therefore essential to check on the site specific boundary conditions.

This was done for a brownfield in Vienna in two major steps.

First, representative soil samples were generated and tested in an in-house in situ lab. In this step the biological oxygen need (AT4), showing the limitation factors for aerobic remediation, was tested. Further, the biological degradation of the contamination in soil was done in lab scale to find out potential final contamination levels after the degradation.

Knowing this data, it is possible to specify the optimum degradation and its related boundary conditions.

In a second step, the performance of the remediation has to be tested in onsite tests. Conducting venting and sparging tests as well as soil flush tests, the number and location of all activities could be determined and optimized (number of wells, time needed, rate of percolation, etc.).

Biological In-Situ Remediation by Aeration (Bioventing)

K. Finsterwalder
Finsterwalder Umwelttechnik GmbH & Co. KG, Bernau a. Ch./ Hittenkirchen, Germany

H. Kraiger
GWU Geologie-Wasser-Umwelt, Salzburg, Austria

Within the track area of the railway station Gmunden in Upper Austria a shunting accident in 2007 caused the leakage of 60,000 kg diesel fuel into the subsoil. Based on the emission limit analysis it was calculated that seven years after the accident diesel oil may contaminate the groundwater by vertical mass transport. The possible maximum emission limit value of the hydrocarbon index is 676 µg/l and may occur 30 years after the accident in the groundwater. Hence, the official trigger value of 100 µg/l (hydrocarbon index) will be exceeded.

To avoid this, the effectiveness of a biological in situ remediation by aeration (Bioventing) based on the emission limit analysis was examined. If the in situ aeration lasts for seven years, the possible maximum emission limit value of 92 µg/l occurs after 23 years. Upon this result, it was decided to decontaminate the track area applying the in situ aeration (Bioventing).

The technical design of the in situ aeration was arranged site-specifically for three horizontal reaction zones each zone charged with a predetermined volume of air. This arrangement provides soil filters lying upon each other to oxidize organic leachate components from the respective overlying filter. In the centre of the contamination a soil vapour measuring point was installed to daily monitor soil vapour temperature and soil vapour components in all horizons. From the composition of the soil vapour the biologically degradation rates of diesel fuel is balanced. In order to improve the biological activity the contaminated track area is fertilized four times a year. The distribution into subsoil results from leachate due to rainfall.

The biological in situ remediation by aeration was installed in September 2010 and the examination by soil vapour shows the different degradation rates in the three horizontal reaction zones. The deepest horizon has only a very small degradation rate, confirming the capacity and effectiveness of the in situ aeration arrangement. Based on the examinations, especially the mass balances, it could be confirmed that the remediation targets will be reached in autumn 2016. To double-check this result drillings had been accomplished and solid samples had been analysed. The derived residual contamination of the soil matches with the results from soil vapour mass balances. Also in the aquifer no diesel oil contamination was detected, confirming the results of the emission limit analyses during planning.

Measurements during the in situ aeration show that the soil temperature was about 2 °C higher than determined during planning. Repeated emission limit analyses with the corrected data reveals that the possible maximum emission limit value in the aquifer is 63 µg/l and is expected after 18 years and will meet the official trigger value.

The case study of Gmunden shows that it is possible to dimension securing measures and to determine the long-term effectiveness of the particular measure from the very beginning during planning based on the emission limit analysis.

Proposal for an Improved Modelling of the Gas Production

G. Rettenberger
Engineering Group RUK GmbH, Stuttgart, Germany

In Germany the model of the IPCC is used for calculating landfill gas emissions under the national greenhouse gas inventory. In a comparison with the actually collected landfill gases derived by the Federal Statistical Office efficiency rates came out of under 30 %. However, this is hardly imaginable.

Therefore, further investigations were conducted by the Federal Environment Agency. The study has been carried out by the Engineering Group RUK GmbH. The aim was to create a new parameter set based on waste amount and composition of specific landfills, which would have an almost 100 % gas collection rate due to surface cover that reflects the gas data of the actual gas detection compared to those of the model calculation. Therefore, these were systematically varied until the results fit those datas which actual came with the calculated.

By systematically changing the model parameters, a parameter set could be found that provides a good correlation between measurement results and calculation results. This appraisal, according to this study shows the following best fitting parameters:

- Average value for DOC_f of 0,5,
- DOC_f for wood reduced to 0,1,
- DOC_f for middle degradable waste reduced to 0,4,
- Increase of DOC_f for easy degradable waste to an extent that the avarage value remains 0,5 and
- Half-life period values:
  - For easy degradable waste 1 year,
  - For middle degradable waste 4 years, garden waste 7 years and
  - Heavy degradable waste 50 years.

Investigations are currently, inter alia, continued with laboratory tests.

Reducing Leachate Treatment Costs, But How?

C. Schröder
aquen aqua engineering GmbH, Clausthal-Zellerfeld, Germany

Landfill leachate contains a composition of various pollutants. This causes cost-intensive treatments. To reduce leachate treatment costs, the "DeSiFloc" concept for landfill leachate treatment was developed. This concept contains a process chain that can be integrated in an existing process to increase its efficiency. It is designed to replace the filtration stage that follows after the biological treatment stage. It removes the non-biodegraded or non-biodegradable COD that is still contained in the leachate. The DeSiFloc concept for landfill leachate treatment includes a new, internationally patent-protected floccing process which can separate the pollutants much more efficiently compared to conventional processes. The separation performance of mechanical filtration processes is influenced primarily by the floc structure achieved. The DeSiFloc system agglomerates and flocculates the contents of the process water and then separates the filterable materials. The separated contents can be disposed of as sludge. Since it is a rather simple and a very safe process, it is economical to operate and helps to keep the legal limits for direct or indirect dischargers. The DeSiFloc process replaces the whole filtration stage to reduce the load of the following activated carbon stage. As a result, the function of the activated carbon adsorption process can at best be reduced to a policing filter.

Two examples of running DeSiFloc systems in leachate treatment plants prove the positive ef-fect on the efficiency of the dewatering process and as a result on the costs.

The landfill leachate plant in Deiderode is part of the district waste landfill of the district of Göttingen and was originally built to treat incident leachate from the landfill heap. The existing treatment plant at the Deiderode landfill was expanded to include an additional separation stage in order to safely allow the mechanical-biological treatment plant (MBA) of the Abfallzweckverband Südniedersachsen (Southern Lower Saxony Waste Disposal Association) to send wastewater to the leachate treatment plant. The landfill leachate treatment plant in Deiderode is an indirect discharger. The water is sent to the district wastewater treatment plant in Göttingen. After start-up of the DeSiFloc system, it was possible to take the existing activated carbon stage out of service. The profitability of the process is very positive.

Up until 2007, at the district waste landfill of the Osterode am Harz (Hattorf) district, the leachate was treated through a biological pre-treatment followed by physicochemical treatment (coagulation, separation, activated carbon adsorption). In 2007, the landfill leachate treatment plant in Hattorf was retrofitted from the ground up. In addition to bolstering the biological treatment stage, the DeSiFloc process was used for the first time as a physicochemical treatment stage.

In both plants the DeSiFloc process reduces the operation costs enormously. In Deiderode the operation costs are reduced by approx. 85 %. In the Hattorf leachate treatment plant a cost reduction of approx. 80 % is achieved, compared to the former cost with high carbon consumption. Additionally, the aimed goals in both plants are achieved and the systems run safely.

Since the DeSiFloc process is designed to be easily scalable, it is possible to run it with different numbers of parallel process chains. The process can be adapted to the amount of landfill leachate.

Development in Landfill Aftercare – Research in Pilot Plant Scale

C. Steiner & A. Rehorek
Technical University of Cologne, PRA&PAT, Leverkusen, Germany

M. Denecke
University of Duisburg-Essen, Domestic water supplies and waste management, Essen, Germany

Leachate water from landfills needs to be purified due to a high amount of organic compounds and water-soluble contaminates. The purification of the landfill leachate is one of the duties a landfill operator has, even when the landfilling has finished. One of the possibilities to achieve the goal of reducing the amount of compounds in the water is a biological process stage where bacteria use nitrification and denitrification to convert ammonia first to nitrite (nitrification), nitrite to nitrate (nitrification) followed by the denitrification where nitrate is converted to elemental nitrogen.

For the landfill operator the primary objective is to maintain a stable operation. A down-time of the plant leads to high economic and ecologic costs, research in this scale is highly risky. In the presented project a semi-industrial leachate plant closes the gap between promising lab scale results and the conservative process in an industrial scale plant. The research in the semi-industrial scale helps to obtain a better understanding of the industrial process and transfers lab scale results to the industrial scale. In the :metabolon project it is possible to benefit from short links between industry and research. Three different sizes of leachate plants are available:

- Lab scale (0.07 cubic meter, TH Cologne)
- Pilot-plant scale (1.5 cubic meter, :metabolon)
- Industrial scale (220 cubic meter, BAV)

The pilot plant for leachate treatment is built in two lanes with advanced measurement and control technology. The two lanes are important in order to make an easy comparison between different process parameters possible. With the direct comparison the influence of the alteration of the biocenosis is negligible, the difference in the results is only related to the change of parameters between lane one and two. Measured parameters in the plant are:

- pH value, temperature, conductivity, redox potential,
- Ammonia, nitrate, potassium and chloride (semi-permeable combination probe),
- Dissolved oxygen in all four nitrification reactors and
- Level measurements in the tanks and reactors.

All these measurement signals are acquired via a LabVIEW® application, written in a database and saved in a cloud-based online server. Another LabVIEW® model will be used to remotely control the plant and the use of advanced regulations.

In comparative studies, the equivalent area diameters of the nitrification, denitrification and a sample after ultrafiltration of the industrial scale plant were compared to the equivalent area diameters of the different lanes of the semi-industrial leachate plant. The equivalent area diameter of the industrial scale plant was between 10 and 100 micrometer for the retentate, 10 and 130 micrometer for the nitrification and between 10 and 120 micrometer for the denitrification. The distribution of the equivalent area diameter is broader for the nitrification reactor compared to denitrification and retentate. These objectives could be explained by the different shear stress due to aeration (nitrification) and flake separation (ultrafiltration). The results of the pilot plant are similar to the industrial scale plant, the reduced shear stress due to different pumps leads to a smaller size distribution (between 10 and 100 micrometer).

Material Management during the Construction of Landfills from the Planner's Point of View

U. Bartl, S. Chrszon & P. Hiemann
Sweco GmbH, waste management & geotechnics, Cologne, Germany

To protect the environment from emissions from a landfill, the landfill gets base and surface seals. For those seals, different materials will be used, which contribute variable functions to the seal system. Required are mineral materials for sealing (clay mineral) and for filtering layers (gravel or broken rocks); and synthetic tissues like plastic liners for sealing. For the surface seal, materials for a vegetation layer will also be required.

For material management, all mineral materials of the different layers can be considered, since the mineral layers represent quantitatively the biggest part of required materials. Therefore, even slight fluctuations in prices can have extensive effects on the calculation of a landfill building project and are of high economic relevance. It can be of great advantage to acquire the materials in times of low prices, which on other hand requires storage capacity and an adequate storage management. This again leads to additional costs for storage areas, organization and employees, as well as for transportation.

To guarantee a frictionless construction progress, the required materials must be available in due time on the right spot and in sufficient quality and amount. Coordination of delivery periods of materials and their appointed time for fitting should be considered. By such considerations, interruptions of the construction process can be avoided which would lead to an extension of the construction time or an increase in costs.

The meteorological conditions also have to be observed. During periods of bad weather there can be downtimes even though there are enough materials for construction present in the storage area. Therefore, material on the disposition areas has to be to protect against rain, so that the material has a constant quality for construction.

The process of delivery and fitting also depends on the required coordination of the different stakeholders like the principal, the contractor, the provider of the material, the transport company and the operator / owner of the storage areas. In each new project, the number of the stakeholders and also of interfaces can be different, as one stakeholder may hold more than one function in a project. Each interface is important for the success of the project and has to be observed carefully during the whole process.

Another aspect is the logistics. The storage area should be as near as possible to the fitting site to reduce the costs of transportation. The different streams of traffic – delivery of material and work traffic on site – should operate independently from each other and crossings between both streams should be avoided. Additionally, the storage areas should be organized in the same manner – there should be areas of delivery (responsibility a) and areas of pickup of materials for fitting (responsibility b). For the logistic of the storage area, preparation and provision of appropriate resources like instructed employees, suitable equipment and the areas itself are required.

Every project has its own basic conditions and structures. It is necessary to analyze and evaluate those for each new project so decide whether a material management is economical and appropriate. There are multiple possibilities for the implementation of a material management and it always brings different challenges and tasks to be accomplished.

Geogrids in Landfill Design and Their Boundary Conditions

O. Syllwasschy
HUESKER Synthetic GmbH, Gescher, Germany

Sealing systems in landfill design are characterized by slope parallel and stratified structure. The mostly encountered combination of geosynthetics and mineral components gives different possible slip planes on which such a sealing system might fail. With steep slopes veneer stability has to be verified for multiple shear planes. The design and the study of the shear parameters are described and documented e.g. in the GDA or EBGEO recommendations. In Germany, approval directives have been issued by the Federal Institute for Material Research and Testing BAM, according to the special requirements in landfills.

In the past, landfills have been often executed with inclinations in the range of 1:3 up to 1:1,5; corresponding to the partly high shear strength of the waste. Likewise, steep slopes are planned at the base in a similar magnitude to maximize the landfill volume. The slopes steeper than 1:3 often provide problems with regards to the veneer stability. In general, even with excellent selection of optimized soils and geosynthetics, slopes only up to an angle of about 1:3 may be performed computationally stable. With steeper inclination, special measures must be taken which require special filling management and / or the use of additional geosynthetics acquiring tensile stresses like geogrids. While the static design itself is known as state of the art, other, more practical details can only be solved by additional considerations.

These include, inter alia, the following points:

- The design of anchor trenches in confined areas.
- Anchoring within very long slopes.
- The time until already sealed and reinforced surfaces will be completely covered with soil or waste materials.
- Soil management as means of safe and stable construction of steep slopes.
- A structure of the sealing system that does not induce tensile forces into sealing components like polymeric membranes GBR-P or geosynthetic clay liners GBR-C.
- Very steep slopes which cannot be sealed anymore with systems parallel to the slope, e.g. reinforced earth walls.

The paper shows in what form solutions can be possible, based on experiences in Austria and Germany. Especially in conjunction with the full respectively partial replacement of mineral by geosynthetic components, various problems can be solved economically. However, engineering limits can be seen at what inclination steep slopes are economically sensible and can be realized technically sustainable.

Successful Implementation of the EIA Process for the Rautenweg Landfill in Vienna

K.S. Reiselhuber
City of Vienna, Municipal Dept. 48 (MA 48) – Waste Management, Street Cleaning & Vehicle Fleet, Vienna, Austria

The Rautenweg landfill is the municipal waste disposal site operated by the City of Vienna. Today, the site is nearly exclusively used for the storage of processed incineration residues from City of Vienna's waste incinerators. To guarantee safety and self-sufficiency in the field of waste disposal, an Environmental Impact Assessment (EIA) was carried out in order to increase the landfill's capacity by about 9.3 million cubic metres. Right from the start, the landfill operator emphasised active communication with the local population as a key element of the project. All households in the vicinity of the project site received a direct mail inviting them to an information event, which was held on three consecutive days. It was an exhibition comprising posters, photos and site models, designed to provide ample information on the plans. Planners and scientists were on site to answer the locals' questions on various topics like air quality or groundwater protection.

The two-year planning phase required intensive consultations with planners and experts assessing the project. The decision to involve representatives of the competent authorities at the earliest possible stage proved helpful as the initial consultations provided a sound basis for developing the technical project and the EIA declaration. The declaration, which assesses the project's impact on valuable ecological assets, was drawn up on the basis of numerous surveys and the technical project containing a detailed description of the measures planned.

Once the application had been submitted and inspected by the competent authorities, the application documents were open to public inspection for six weeks. This was the most exciting phase for the landfill operator, as the public at large was allowed to examine the project documents and comment on their content. After the six-week public inspection period, the competent authority proceeded to draw up its EIA assessment report and issued a positive assessment notice, allowing the project for the capacity increase of the Rautenweg landfill to go ahead as planned.

.

Long-Term Field Experiment on Grassland Using Novel Application Techniques for Soil Amendments

W. Friesl-Hanl & A. Watzinger
AIT Austrian Institute of Technology GmbH, Environmental Resources & Technologies, Tulln, Austria

M.H. Gerzabek
University of Natural Resources and Life Sciences, Institute of Soil Research, Vienna, Austria

Mining and smelting is one of the main sources of heavy metal deposition in the surrounding areas. If the surroundings are used agriculturally the dispersion of toxic metals into the food chain is possible.

Extensive contamination of grassland with cadmium, lead and zinc can be found in Arnoldstein close to the abandoned lead/zinc smelter. The entrance of Cd or Pb into the food chain is very likely as well as toxicity effects of Zn in plants. Finding a practical solution for large-scale contaminations in hilly regions avoiding erosion was the aim of this study. Previous promising results from pot and field experiments showed a high potential for the reduction of metals entering the food chain via crops grown on smelter contaminated soils from Arnoldstein (Austria) using amendments for immobilisation. Field application of amendments without destroying the vegetation cover (grassland) was performed using two approaches:

- slurrying (SLU) the amendments into cut gaps in the vegetation cover and
- injecting (INJ) the amendments through vegetation cover.

We investigated the immobilising and long-term efficiency of the treatment [gravel sludge (2.5 % + red mud (0.5 %) (GS+RM)]. Risk assessment was based on soil, plant and water samples. Results were obtained over a period of 10 years. Ammonium nitrate extractable Cd was reduced up to 50 %, Pb up to 90 %, and Zn over 90 %. Plant uptake into grassland mixture and narrow leaf plantain was significantly reduced for Cd, Pb, and Zn. Reduction of these elements in the seepage water was assessed by 24 samplings within these 10 years and reached 40 %, 45 % and 50 %, respectively. Effects on microorganisms and human bioaccessibility were assessed. Investigation of the long-term efficiency of GS+RM on all treatments let us conclude that amendments application techniques SLU and INJ show promising potential for a realistic and practical alternative for extensively contaminated hilly land.

Application of soil amendments (non-destructive to vegetation) on grassland can reduce the dispersion of heavy metals into the food chain and improve soil functions.

Disposal and Recovery of Hazardous Wastes in Potash and Rock Salt Mines

F. Bretthauer, J. Glienke & F.X. Spachtholz
K+S Entsorgung GmbH, Kassel, Germany

The initial idea was to develop better concepts for the disposal and recovery of hazardous wastes and to provide long-term capacities for this purpose. Today, as a wholly-owned subsidiary of K+S Aktiengesellschaft K+S Entsorgung is the European market leader in underground waste disposal with the most underground facilities, longest ranges and most comprehensive system solutions.

Appropriate potash- and rock salt-mines assure that solid wastes with hazardous substances are sustainably kept from leaking into the biosphere. K+S Entsorgung GmbH operates in Germany the two underground disposal plants Herfa-Neurode and Zielitz as well as the five underground recovery plants Wintershall, Hattorf, Unterbreizbach, Bernburg and Zielitz.

Underground waste disposal is mainly designated to eliminate wastes safely on a long-term basis, whereas underground waste recovery uses the materials properties of less contaminated wastes in order to fulfill the backfilling obligation of selected cavities imposed by the mining law.

The article provides an insight into the emergence of potash- and rock salt-deposits and treats in detail the differences between underground waste elimination and underground waste recovery.

Combined Landfill Aeration and Moisturization by Means of Horizontal Drainage Systems

M. Ritzkowski & R. Stegmann
Hamburg University of Technology, Institute of Environmental Technology and Energy Economics, Hamburg, Germany

B. Walker
Deponie Teuftal AG, Köniz, Switzerland

Long lasting post-closure care (PCC) is often the major financial burden for operators of municipal solid waste (MSW) landfills. Beside costs for the installation and maintenance of technical equipment and barriers, in particular long term treatment of leachate and landfill gas has to be paid from capital surplus. Estimations based on laboratory experiments project time periods of many decades until leachate quality allows for direct discharge (i.e. no need for further purification). Projections based on leachate samples derived from the last 37 years for 35 German landfills confirm these assumption. Moreover, the data illustrate that in particular ammonium nitrogen concentrations are likely to fall below limit values only after a period of 300 years.

In order to avoid long lasting PCC the operator of Teuftal landfill, located in the Swiss canton Bern, decided to biologically stabilize the landfill by means of a combined in situ aeration and moisturization approach. In December 2014, the aeration started at a landfill section containing approximately 30 % of the total landfill volume. From summer 2016 onwards, the remaining part of the landfill will be aerated. Landfill aeration through horizontal gas and leachate drains is carried out for the first time in field scale in Europe.

The technical concept for the aeration is based on air injection into a total of 3 horizontal drainage networks whereas the other 3 networks are used for off-gas extraction in parallel. In order to avoid any diffuse gaseous emissions the upmost drainage network is subject to off-gas extraction only whilst for moderate aeration of the underlying older waste mass the lowest network is permanently aerated. At present, the plant for aeration and off-gas extraction is operated at an intermittent mode. Following a 100-minute operation phase, the blowers are turned off for a down time of approx. 20 minutes. During down time, the drainage networks are depressurized which allows for the drain off of leachate. The injected amount of oxygen is widely consumed during down times and the pressure variations during start up and close down positively contribute towards the intended complete distribution of air in the landfill section. Moreover, the operation mode ensures moderate energy consumption by the total bio-stabilization system which is further aided by the special type of blowers chosen for aeration and off-gas extraction.

In order to compensate for both, any potential moisture losses and partly insufficient moisture contents, the strategy of combined aeration and moisture addition has been developed for the Teuftal landfill. Moisture addition is realized by two different means: Firstly, through infiltration of leachate into the upmost drainage system of the bioreactor section 3. In this connection, the large dimensioned coarse gravel-filled trenches around the mains of network N6 (i.e. the upmost drainage network) will be used for moisture supply thus leaving the mains open for continuous off-gas extraction. Secondly, the ambient air used for the aeration is moisturized prior to its injection into the waste mass. Moisturization is realized by means of nozzles, injecting demineralized water into the air stream.

Parallel to field scale aeration, investigations for the carbon and nitrogen turnover are carried out by means of both simulated aerated landfills and simulated anaerobic landfills. The results demonstrate that aeration is capable to enhance, both carbon mobilization and discharge via the gas phase. This effect comes along with a significant increase in bio-stabilization of the waste organic fraction, which positively affects the landfill emission behaviour in the long run. In terms of leachate pollution reduction, it could be demonstrated that the organic load decrease fast and widely independent of the adjusted aeration rates, whereby ammonium nitrogen load efficiently decrease later and only under higher aeration rates.

Vertical Biogeochemical Gradients in a Coal-Tar DNAPL Impacted Aquifer

K.E. Brandstätter-Scherr
Universität für Bodenkultur, Institut für Umweltbiotechnologie, Tulln, Austria

M. Nahold
GUT Gruppe Umwelt + Technik GmbH Ingenieurbüro für technischen Umweltschutz, Linz, Austria

Coal tar is a common groundwater contaminant at industrial sites, such as manufactured gas plant sites or wood impregnation facilities. Coal tar often forms dense non aqueous phase liquid pools (DNAPL), accumulating at the aquitard and at smaller blobs or channels during its seepage to impermeable aquifer layers. Coal tar or creosote contaminated sites are a challenge for monitoring and remediation efforts due to their complex chemical composition, consisting of hundreds or thousands of individual hydrocarbons of heterogeneous environmental behaviour, the remoteness of the DNAPL location and usually also their size and age. The environmental fate of coal tar DNAPL-derived environmental pollutants, most abundantly poly- and monocyclic aromatic compounds, phenols, heterocyclic and other hydrocarbons, is determined by the rates of dissolution from the phase (source) and competing depletion effects in the aquifer (sinks, chimneys), most prominently microbial transformation and adsorption. Commonly, horizontal gradients of groundwater quality, such as contamination and redox-chemistry are observed. In the present study, the groundwater quality directly above an extended weathered creosote DNAPL was studied additionally to investigate small-scale contaminant dissolution and depletion processes for transversely dispersed coal tar hydrocarbons. Over a period of five years, conventional (redox-chemistry, dissolved contents of PAH and methane) and novel groundwater parameters (bacterial and archaeal 16s rDNA, contents of heterocyclic and non-EPA aromatic compounds, occurrence of transformation products via GCxGC-TOF-MS, microbial accessibility of Fe(III) and Mn(IV) minerals) were monitored. Deep, coal-tar impacted and shallow wells were sampled regularly on site and in up- and downstream areas. Redox-chemistry analysis pointed to the presence of strongly reducing conditions in the proximity of the DNAPL, while aerobic conditions prevailed at the capillary fringe. Concentrations of DNAPL-born hydrocarbons were strongly decreasing vertically. The association of sulphate reducers and methanogenic archaea, suggesting syntrophy, in deeper aquifer regions is contrasted by aerobic populations in upper aquifer layers. A partial least squares canonical correspondence analysis (CCA-PLS) pointed towards contents of nitrate and dissolved oxygen being the priming factors shaping archaeal and bacterial communities, exceeding the impact of PAH and sulphate concentrations. Iron and manganese reducers do not appear to partake in contaminant transformation, likely determined by electron acceptor availability. GCxGC-TOF-MS helped to determine the degree of contaminant transformation, where electron equivalents were directed into methanogenesis in the proximity of the DNAPL. Different approaches were used to model transverse dispersion of DNAPL-borne hydrocarbons with the ground water stream over the length of the contaminated site. The results indicate that little is known regarding the phase-internal diffusion processes in a coal tar DNAPL during decades of weathering, and the possible effects on dissolution and solubilisation of hydrophobic organic contaminants. The presence of organic metabolites and methane, adjoined by the depletion of terminal electron acceptors at different aquifer depths, however, points towards the occurrence of natural attenuation processes. The investigation of vertical, in addition to horizontal, biogeochemical gradients in a DNAPL-impacted aquifer improves our understanding of site-specific natural attenuation and source/sink processes and contributes to an improved site management when enhanced natural attenuation approaches are considered as remedial options. Our investigations underline the lateral and distal heterogeneity of a hydraulically homogeneous contaminated site and the importance of interpreting apparently heterogeneous groundwater data in accordance to possible biogeochemical and geohydraulic processes.

Carbon Sink Landfill – Expected Carbon Content After Aerobisation

E. Binner, A. Pukhnyuk, P. Lechner & M. Huber-Humer
BOKU – University of Natural Resources and Life Sciences, Institute of Waste Management, Vienna, Austria

The target of mechanical biological treatment of wastes (MBT) is to mineralise and to stabilise organic matter. This leads to a reduction of emissions after landfilling the pre-treated wastes. It is well known, that MBT-landfills can be seen as a carbon sink, but there is a deficit in knowledge about the time frame respectively which share of organic carbon will remain in the landfill over a long period.

During the last decades at ABF-BOKU approximately 870 incubation tests (according to OE-NORM S2027 part 2, 2012) were analysed (450 MBT samples and 355 samples from old landfill sites). Many of these tests were carried out with longer test periods than described in the Austrian standard (21 days + lag-phase). The duration was several 100 days up to eight years! 185 of these long-term tests were evaluated to get an idea about the gas formation potential respectively the "end-carbon-content" in MBT landfills.

In a first step a prediction model (log-normal distribution curve) for gas formation potential was developed by Tintner et al. (2011) and Binner et al. (2013). 123 MBT-samples and 51 samples from old landfills was estimated according to this model. The MBT-samples were taken from 12 Austrian MBT plants. Thus feedstock materials and mechanical treatment as well as the duration of treatment of the analysed samples differ considerably.

For the calculation of the "end total organic carbon (TOC)" in MBT landfills (i.e. the TOC after the gas formation has stopped) the TOC of the input for the incubation test and the carbon release calculated by the predicted amount of landfill-gas (1 g TOC leads to 1,868 l of landfill gas) were used.

The assumption for these first step estimations was that landfills would be anaerobic for ever. For assessing the influence of possible future aerobisation of landfills on the carbon degradation, eight long term incubation tests were aerated once the actual gas formation underwent 0.02 % of gas formation sum (actual 6 - 35 months). Aeration rates and CO_2-concentrations in the waste air were monitored; thus further carbon degradation could be calculated. When the production of CO_2 would have stopped, an estimation of the "end TOC" would be possible.

The results of the research were:

- The gas formation during the incubation test can be predicted by a log-normal model.
- By analysing the carbon content of the input material and estimating the gas formation po-tential by model an "end TOC" of MBT landfills can be calculated.
- By evaluation of 123 MBT samples an "end TOC" of min. 10 % DM is expected for MBT landfills. The estimated average for "end TOC" of 88 samples meets the limit of the Austrian Landfill Ordinance, which is 13.5 % DM with a range from 5.9 to 17.0 % (eight samples show an "end TOC" < 10 % DM).
- For reactor landfills (51 samples) an "end TOC" of 9.5 % DM can be expected with a range from 2.6 to 22.0 % (27 samples show an "end TOC" < 10 % DM).
- The aerobisation of landfills will lead to an increased mineralisation even if anaerobic degradation already is finished before aeration starts. For sure the "end TOC" after aerobisation will be lower than estimated by the gas formation model for strict anaerobic conditions. The actual duration of the laboratory aeration tests is too short for a final estimation of the "end TOC" of landfilled wastes.

Landfill Mining – A Contribution of Waste Management to Resource Conservation – Recycling of Fine Material

S. Wanka, K. Münnich & K. Fricke
TU Braunschweig, Leichtweiß-Institute for Hydraulic Engineering and Water Resources, Department of Waste and Resource Management, Braunschweig, Germany

Question

The motives for landfill mining are various. Since a couple of years Enhanced Landfill Mining (ELFM) is becoming increasingly important in academic discourse and practical implementation. The main goal of ELFM is to recover as much material as possible from deposited municipal solid waste (MSW). In most of the projects made so far, the main focus has been set on the coarse fraction as plastics, woods, papers and metals. These fractions can be separated easily by sieving in combination with a magnetic separation. In these projects most of the fine material, which might represent 60 – 70 % of the total mass of the landfill body, had to be deposited again on landfills. A further treatment of this material in view of the reduction of masses often did not occur at all. One topic in the framework of the landfill mining project TÖNSLM has been - in addition to the separation of the calorific fraction and metals - the treatment of the fine fraction with the goal to re-use these materials for e.g. construction purposes. The paper will show the results obtained after the treatment of fine MSW < 60 mm with a wet jigger. The procedural principle is the separation of the mass flux because of the different material densities of the wastes. As a result three main waste fluxes are obtained: Dense coarse and dense fine material with a high content of minerals and a lightweight fraction with a high calorific value. An additional positive effect of wet mechanical treatment is the removal of the finest particles from the surface of the waste material, so that the quality of the recycled material increases. The mass flux of the different fractions, their quality after treatment and the potential for reuse are described.

Most of the landfill mining projects executed so far focused on the recovery of the coarse fraction, the fine material was deposited without any treatment again on landfills. The use of wet mechanical treatment allows a further separation of the fine material. With a wet jigger it is possible to sort the waste material into different streams according to their densities. This technique is simple, cost-effective and robust. After the treatment a thin layer of finest soil particles (clay) can be observed on the surface of the waste material, which influences the quality of the recyclables. An additional treatment before the waste material is given into the wet jigger can reduce this thin film. With the simple wetjigger used in the research project TÖNSLM three fractions have been generated:

- light fraction: can be used for the generation of energy; depending on the type of incineration plant a mixing with fresh MSW might be necessary to meet the requirements.
- fine mineral material from the cyclone: can be used for construction purposes. With the help of an integrated sand scrubber the concentrations of contaminants can be reduced and the quality of the material can be increased.
- coarse mineral fraction: can be used for construction purposes. A separation of glass after the wet mechanical treatment might be useful. The separation process for glass is then much more effective, as the major part of impurities on the surface has been washed off.

Development of a Cost Simulation Model for Landfill Mining Projects

T. Wolfsberger
Anton Mayer Ges.m.b.H, St. Michael, Austria

R. Hermann, R. Sarc & R. Pomberger
Montanuniversitaet Leoben, Leoben, Austria

M. Pinkel
IUT Ingenieurgemeinschaft Innovative Umwelttechnik GmbH, Seebenstein, Austria

Landfill Mining (LFM) is a possibility to recover potential secondary raw materials from landfill sites. However, the feasibility of that kind of projects is depending on various factors. These cover, among others, the amount of recovered secondary raw materials (e.g., metals) which can be sold profitably. Additional influencing factors are the costs for excavation and treatment of the waste and costs for non-recyclable waste redepositing. Depending on the aim of the LFM project (e.g., recovery of iron and/or a calorific fraction) these costs and revenues are hard to estimate in advance which complicates an evaluation of the economic efficiency. In this paper, hence, a newly developed cost simulation model for LFM projects will be presented. The model allows the assessment of amounts and qualities of different output flows which can be recovered by means of excavation and a selectable mobile on-site treatment. In this way, disposal costs and expected secondary raw material revenues can be calculated. Moreover, investment, personnel, operating, maintenance and insurance costs are determined.

Landfill Mining: Developing a Comprehensive Assessment Method

R. Hermann & R. Pomberger
Montanuniversitaet Leoben, Chair of Waste Processing Technology and Waste Management, Leoben, Austria

T. Wolfsberger
Anton Mayer Ges.m.b.H, St. Michael, Austria

In Austria, the first basic technological and economic examinations of mass-waste landfills with the purpose to recover secondary raw materials have been carried out by the "LAMIS - Landfill Mining (LFM) Österreich" pilot project. A main focus of its research, and the subject of this paper, is the first conceptual design of a comprehensive assessment method for LFM plans, including not only monetary factors (like costs and proceeds) but also non-monetary ones, like concerns of adjoining owners or environmental impact. Detailed reviews of references, the identification of influences and system boundaries to be included in planning LFM, several expert workshops and talks with landfill operators have been performed followed by a division of the whole assessment method into preliminary and main assessment. Preliminary assessment is carried out with a questionnaire to rate juridical feasibility, the risk and the expenditure of an LFM project. The results of this questionnaire are compiled in a portfolio chart that is used to recommend or not to recommend further assessment. If a detailed main assessment is recommended, defined economic criteria are rated by net present value (NPV) calculations while ecological and socioeconomic criteria are examined in a utility analysis (for the landfill in aftercare and the LFM project) and then transferred into a utility-NPV chart. If this chart does not support making a definite statement on the feasibility of the project, the results must be further examined. Here, the benefit of both scenarios per capital unit (utility-NPV ratio) is determined to make a final distinct statement on the general benefit of the project.

A New Legislation on the Remediation of Contaminated Sites – Technical Aspects

S. Weihs
Umweltbundesamt – Environment Agency Austria, Contaminated Sites Department, Vienna, Austria

In Austria currently a revision of the Act on the Remediation of Contaminated Sites has been drafted. The draft includes regulations and criteria to identify potentially contaminated sites, to assess contaminated sites with regard to their risks for humans and the environment and to remediate contaminated sites in order to lower these risks. The paper describes relevant technical aspects as well as criteria and threshold values to be applied.

Implementation of a New Legislation on the Remediation of Contaminated Sites – Guidance Document

G. Döberl, S. Weihs & D. Müller-Grabherr
Environment Agency Austria, Contaminated Sites Department, Vienna, Austria

The Environment Agency Austria is currently preparing a guidance document in order to support planners and authorities during the implementation of the new legislation on the remediation of contaminated sites. According to the new legislation it will be possible to define higher or different target values if no appropriate remediation measures can be identified. Furthermore, monitoring as a solitary measure may be applied to sites with a low risk to humans and the environment.

Given this background, the document is focussing on criteria
- to derive and define target values for the remediation of contaminated sites,
- to describe the appropriateness of remediation measures and
- to be met if only monitoring measures should be applied to a site.

The criteria are discussed in a consensus-based process with all relevant stakeholder groups including planners, authorities as well as problem owners and scientists. The guidance document will be available by the end of 2016.

Establishing an Environmental Support Scheme for "Brownfield-Recycling"

J. Laber & M. Ortmann
Kommunalkredit Public Consulting GmbH, Water and Contaminated Sites Department, Vienna, Austria

In Austria over 20 ha natural soil are consumed daily by sealing or buildings. On the other hand many former industrial and commercial sites are contaminated and therefore out of use, they are considered as "brownfields". The (re)use of "brownfields" therefore is considered an essential tool for reducing land-consumption. The Austrian "Mission Statement Contaminated Land Management" (Federal Ministry of Agriculture, Forestry, Environment and Water 2009) postulated in one of its guiding principles the "creation of better conditions for the re-integration of contaminated sites in the economic cycle". The remediation of brownfields can therefore make a significant contribution to the reduction of land-consumption. The current draft of a new Remediation Act therefore envisages to broaden the funding by public aid to brownfield areas that are not contaminated sites in terms of the Remediation Act. The aim is to support contamination-related activities to enable or accelerate re-utilization of brownfields. To prepare a corresponding environmental support scheme the Federal Ministry of Agriculture, Forestry, Environment and Water contracted the Kommunalkredit Public Consulting GmbH in cooperation with the Federal Environment Agency Austria with the creation of a needs and feasibility survey along with the resulting design for a specific support scheme.

"Brownfields" are defined as former industrial or dump pre-used areas that are currently not used, or at least not in accordance with the potential of the location (non-contaminated environment). Due to the possible ground contamination and the associated risk, usually measures (exploration, remediation) are required to allow the use in accordance with the potential of the location.

From the Federal Environment Agency, the total number of registered old landfills and industrial sites for the next ten years is estimated with 10,000 – 15,000. Among them the number of "brownfields" is estimated based on model regions and the "brownfields" assigned to specific categories according to their size, location and construction. On this basis, the possible funding needs categorized for area type, applicants, measures and cost is determined.

Based on the previous work packages a possible funding scheme is designed, which is constructed analogous to the current support systems within the Environmental Support Act. At least the following aspects of a funding instrument will be concretized: Target of aid, beneficiaries, eligible measures and volume of support (aid rate).

Intensified Leachate Monitoring to Evaluate Landfill Aftercare

D. Laner & J. Fellner
Technische Universitaet Vienna, Institute for Water Quality, Resource and Waste Management, Vienna, Austria

Landfill owners are obliged to take care of their landfill until the authorities do not consider it to pose a threat to human health and the environment. In Austria, funding has to be accrued for an aftercare period of 30 years in case of landfills containing mainly inorganic or pre-treated waste and of 40 years in case of (former) municipal solid waste (MSW) landfills, respectively. However, the actual aftercare period is dependent on an evaluation of the long term environmental compatibility of the closed landfill. In order to evaluate aftercare, it is necessary to model future emissions and their impacts on the environment, on the one hand, and to validate the model predictions based on reliable and representative monitoring data. Therefore, it is the goal of this work to present a process oriented leachate monitoring program, which enables meaningful comparisons between full scale monitoring data and emission model predictions. The basic principles behind the intensified leachate monitoring are illustrated for the Breitenau experimental landfill, before the implementation of the monitoring scheme at three closed MSW landfills in Austria is briefly described.

High-resolution leachate monitoring data at the Breitenau landfill showed that preferential water flow caused the concentration of soluble substances in the leachate to decrease during or shortly after rain events. In such cases, the matrix flow of leachate was diluted with infiltrated rainwater, which percolated rapidly through the waste body. Therefore, an inverse relationship between leachate generation rate and the electrical conductivity of the leachate could be established. Based on measurements of other leachate parameters (e.g. dissolved organic carbon, ammonium, chloride, etc.), the effect of the leachate generation rate during a measurement campaign on the concentration of these parameters could also be determined. Thus, it was possible to continuously monitor leachate quality with respect to major parameters using continuous data on leachate generation and electrical conductivity in combination with individual sampling campaigns based on linear regression models. Due to the explicit description of the influence of leachate generation on dissolved substance concentrations, measurement data could be adapted to be representative for the (average annual) leachate generation rate, which is assumed in the emission model. Thereby, it was possible to use full-scale monitoring data for model calibration and validation in a meaningful way.

Based on the experience at the Breitenau experimental landfill, intensified leachate monitoring programs were implemented at three closed MSW landfills in Austria. Each site had different characteristics (climate, landfill engineering, geology, original monitoring setup), which required initiation periods of six months to more than a year until reliable monitoring data could be produced. The analyses of the data showed that significant relationships between leachate generation rate and soluble substance concentrations could be identified at all sites and that the quality of the emission model predictions could be substantially improved by incorporating the effect of the water regimes during measurements in the data used for calibration. In the future, process-oriented monitoring will help the landfill owners to predict the effect of different aftercare measures on leachate quality with higher confidence and to demonstrate the performance of aftercare measures to the authorities in a transparent and verifiable way. Ultimately, the validated emission models will allow landfill owners to design goal-oriented leachate-related aftercare strategies and to plan the intensity and duration of leachate management over a longer period of time.

Carbon- and Nitrogen-Balances During the In-Situ Aeration of Old Landfills

C. Brandstätter & R. Prantl
blp GeoServices gmbh, Vienna, Austria

J. Fellner
TU Wien, Institute for Water Quality, Resource and Waste Management, Vienna, Austria

In-situ aeration of landfills is mainly applied to accelerate the degradation of organic matter present in old landfills. The oxidation of prior anaerobic organic material leads to biological transformation processes influencing landfill emissions. So far, the impact of in-situ aeration was mainly discussed on the mitigation of gaseous CH_4 emissions and aqueous NH_4 emissions via leachate. In this work, the mobilization of carbon and nitrogen during in-situ aeration of old municipal solid waste (MSW) was investigated based on laboratory experiments. The carbon balance could be closed and for the nitrogen balance, the formation of N_2 (denitrification) could be indirectly calculated from the other pools and flows.

We compared the anaerobic to the aerobic case and we investigated the impact of water addition on in-situ aeration in landfill-simulation-rector (LSR) experiments. To summarize the experimental setup, two LSRs were kept anaerobic, another two were operated under aerobic conditions with water recirculation and two without. The here presented results indicate that the addition of water did not have a significant effect on the C-discharge during aeration. A potential reason for the remarkably high C-discharge of the dry reactors could be the production of H_2O during aerobic degradation. On overall, the C-discharge was twice as high for the aerated LSRs in comparison to the anaerobic ones. The losses via leachate were minimal and cellulose, available at the beginning of the experiment was completely exhausted for all setups. The formation of a lignin-like-fraction in the aerobic LSRs also indicated an increase in the stabilization of organic matter.

Concerning nitrogen, the (mostly gaseous) nitrogen losses were higher for the aerated irrigated reactors in comparison to the dry ones. The used experimental setup had a high impact on the increase of denitrification in the aerated wet case, leading to rather good conditions for this process with a total loss as N_2 of roughly $^1/_6$ of the initial available nitrogen. The aerated dry reactors showed a significant amount of laughing gas (N_2O) production, contradicting the greenhouse gas emission reduction of in-situ aeration. The majority of total nitrogen remained in the solids (~ 80 - 90 %) for all cases.

As these results originate from laboratory experiments, they cannot readily be transferred to the field scale. However, if the principle phenomena observed in the lab-scale are also present in the full-scale, water addition during in-situ aeration could promote nitrogen losses, but not carbon losses. The here presented results lead to an enhanced process understanding and will contribute to an improved assessment of the method.

FTIR Analysis in Leachate as a New Approach for Monitoring Abandoned and Operating Landfills

S. Lenz, K. Böhm, E. Binner, R. Ottner & M. Huber-Humer
University of Natural Resources and Life Sciences, Department of Water – Atmosphere – Environment, Institute of Waste Management, Vienna, Austria

Controlling and monitoring of emissions from municipal solid waste (MSW) landfills is important to reduce environmental damage and health risks. Emissions from abandoned and operating MSW landfills are significantly influenced by the degree of degradation and stability of the organic substance. Gaseous compounds (mainly CH_4 and CO_2) and degradation products in the leachate (NH_4-N, dissolved organic carbon (DOC)) are generated over a long time period due to the predominantly anaerobic decomposition of waste organic matter. So far, mainly conventional chemical and physical investigations of emissions (gas and leachate) and solid waste samples are conducted to verify the success of landfill-remediation. However representative sampling of solid waste is very time consuming and challenging (e.g. perforation of the coverage, excavation, laboratory sample preparation) due to the heterogeneity of the landfilled solid waste mass. Compared to solid waste sampling the collection and control of leachate emissions is less complicated and time consuming and already state-of-the-art, and e.g., obligatory in Austria. Conventional chemical leachate analyses are of importance but do not satisfactorily reflect the state of biological stability. The success of assessing bio-stability of anaerobic as well as in-situ aerated landfills with the help of a new tool, namely Fourier-Transform-Infrared-spectroscopy (FTIR measurements) has been assessed in an EFRE project by the Institute of Waste Management (BOKU-University) (under coordination of the AIT-Austrian Institute of Technology) in a research project, funded by the province of lower Austria. The composition of leachates provides crucial information on the current status and ongoing processes in a landfill body, particularly with respect to reactivity or stability of organic matter in MSW. The chemical composition of MSW as well as landfill leachate is changed by remediation measures (e.g. in-situ aeration). Chemical compounds of investigated leachate are depicted by distinct spectral pattern. Changes in leachates are therefore clearly recognizable in FTIR-spectra. For example, molecules including S-H groups will be oxidized to sulphate, N-H groups to nitrate. Also changes of the NH_4-N content, which is an important parameter for the post-closure period, will be visible in the spectra. Particularly NH_4-N is of high importance in terms of post closure care and environmental compatibility as it decreases only slowly or remains in the same range for decades. The success of remediation can therefore be followed by characterization of solid waste samples but also by analyzing the leachate. In this study, leachate gathered from abandoned Austrian MSW landfills, a field-trial lysimeter and lab-scale landfill simulation reactors (LSR) was analyzed using both Fourier Transform- Infrared spectroscopy and classical wet chemical analyses. Six different abandoned Austrian MSW landfills comprising different sections were sampled quarterly over a period of 15 month. One of these landfills and the lysimeter have been remediated by in-situ aeration. For lab scale experiments MSW from two different Austrian landfills with different waste composition and reactivity has been excavated. By applying a Principal Component Analysis (PCA) leachate from anaerobic process conditions can be clearly distinguished from leachate of aerated waste material. Partial Least Squares – Regression (PLS-R) models based on mid infrared spectra and reference values from wet chemical analyses have been generated for the parameters (NH_4-N, NO_3-N, SO_4-S and DOC) which are correlated to the age and stage of degradation of the waste material. FTIR measurements allow reliable and less error prone simultaneous determination of four relevant chemical parameters (NH_4-N, NO_3-N, SO_4-S, and DOC) which are important for landfill aftercare, but also a characterization of the leachate sample in a more integral way. Moreover, replacing four analysis steps by one single FITR-measurement is saving time and costs. Thus FTIR measurements constitute an appropriate monitoring tool for (abandoned) landfills to assess their long-term behavior, as well as to evaluate the success of remediation measures like in-situ aeration.

Resource Efficiency in Online Trading

S. Gäth
University of Gießen, Professorship of waste and resource management, Gießen, Germany

The modern online market is a constantly growing market for a lot of consumer goods. Books, electrical appliances and clothing are the most popular online purchase items. Online trading is very easy and convenient for costumers. The items are sent by mail and could be easily exchanged if it is necessary. Transport packaging is needed for the consumer goods to survive shipping to the customers (and back) without damage. For one of these reasons the online trading has caused a huge amount of packages in a daily life, which are shipping every day around the world. This study evaluates the resource efficiency for transport packaging in online trading. Therefore three different fields of online trading were chosen: bookselling, clothing industry and automotive parts. The choice of the individual traders was coincidental. For every selling area defined product groups were ordered:

- Books
  - 2 Kreislaufwirtschaftsgesetz, 18. Auflage, dtv-Beck-Texte
  - 1 Ökozonen 2010 von J. Schultz, Ulmer UTB Verlag
- Clothing industry
  - 1 pair of shoes (Nike)
- Automotive parts
  - 1 pair of wipers (Bosch)
  - 5 l can windscreen wash water
  - 1 l engine oil (Liqui Moly)

The parameters to evaluate the packaging efficiency were the volume [cm³], the surface area [cm²], the specific weight [g/cm²] and the filling level [%] of the transport packages.

The results demonstrate major differences between the various transport packages. In case of the Nike shoes the filling level of the shipping cartons is in three out of four cases below the level of 50 %. Just one of the traders achieves a filling level of approximately 70 %. A similar pattern emerges for the volume of the packages. The difference in the volume between the smallest and the biggest carton amounts 83 %.

The books have been ordered by seven different online merchants. Two out of them supplied the three items in two separate goods deliveries. Owing of this fact the difference of the surface area between the smallest (one delivery) and the biggest (two deliveries) transport package is 228 %. All packages show a filling level of 42 % on average. This means that nearly 58 % of the cartons are empty and have to fill up with filling materials, with an average weight of 23 g per shipment.

In the third category automotive parts the filling level is with a mean value of 14 % sufficiently lower than in the other two product groups. In consequence a lot of filling material is necessary. In two out of six transport packages the weight of filling materials exceeds the weight of shipping cartons themselves.

In conclusion, the resource efficiency in online trading offers potential for optimization. Quite sparsely filled transport packages result – among a waste of paper and plastic resources – in not fully used mail vans together with increasing fuel consumptions and CO_2 emissions. Furthermore efficient packages are saving money.

Inventory of the Polyolefin Plastics in the Austrian Waste Management System

L. Kranzinger & R. Pomberger
Montanuniversitaet Leoben, Chair of Waste Processing Technology and Waste Management, Leoben, A

D. Schwabl
Montanuniversitaet Leoben, Chair of Mineral Chair of Processing, Leoben, Austria

M. Bauer
Montanuniversitaet Leoben, Chair for Process Technology and Industrial Environmental Protection, A

Polyolefins are thermoplastics and possess the property to be reshaped. This characteristics of the raw material is of great importance for recycling. The present study aims to outline the emergence and the whereabouts of these polyolefins in the Austrian waste management system. In particular polyethylene (PE) and polypropylene (PP) were presented to highlight the untapped potential for existing and new recycling techniques. The Inventory was conducted by means of the waste catalogue by ÖNORM S2100. Sampling of selected waste streams and a series of physical analyses (gravity separation and infrared spectroscopy) showed a theoretical potential of 310,000 tons per year.

Determination of Fossil Carbondioxide Emissions from Austrian Waste-to-Energy Plants

H. Rechberger, T. Schwarzböck, O. Cencic & J. Fellner
Technische Universitaet Vienna, RC Waste and Resource Management, Vienna, Austria

Since combustible wastes usually consist of biogenic (e.g. paper, wood, food waste) and fossil organic matter (plastics), their thermal recovery results in climate neutral and climate relevant CO_2 emissions. Moreover, the fraction of biogenic materials in the waste feed is relevant for the amount of renewable energy produced. The latter has to be reported and might be subsidized according to national laws (e.g. based on European directive 2009/28/EG). The present study represents the first comprehensive evaluation of the share of biogenic and fossil materials in the waste feed of waste-to-energy (WTE) plants on a national basis. The Balance Method, which is patented on a European level by TU Vienna, was applied to ten out of thirteen Austrian WTE plants (around 2.3 mil. tons of waste corresponding to around 88 % of the overall waste feed in Austrian WTE plants). The method is based on the mathematical reconciliation of the material properties (e.g. mean chemical composition of biogenic and fossil materials) and routinely recorded operating data of WTE plants (e.g. flue gas volume, CO_2 and O_2-content in the dry flue gas, steam production). The results demonstrate large variations for the share of energy from biogenic sources in the different WTE plants, ranging from 35.7 ± 2.4 % to 61.2 ± 2.7 % (based on annual averages). Additionally, for several WTE plants large temporal variations can be observed based on monthly mean values. Thus, a plant-specific and continuous evaluation of the waste composition in WTE plants (which the Balance Method allows to do at reasonable efforts) can be recommended for a reliable reporting of the renewable share of energy or fossil CO_2 emissions from waste incineration. The energy input which stems from fossil and biogenic sources can be estimated to 11,450 ± 120 TJ and 10,730 ± 110 TJ, respectively for the year 2014 (for the ten WTE plants). In total 1,060 ± 24 kt fossil CO_2 emissions from the thermal recovery of waste in Austria's WTE plants in 2014 could be determined (estimation for all thirteen WTE plants).

Assessing the Resource Efficiency of Biorefineries Using Organic Residues – Methodology and Examples

G. Jungmeier & M. Hingsamer
JOANNEUM RESEARCH, LIFE – Centre for Climate, Energy and Society, Graz, Austria

R. van Ree
WUR - Wageningen University & Research Centre, Wageningen, Netherlands

A key driver for the necessary sustainable development is the implementation of the BioEconomy, which is based on renewable resources to satisfy its energy and material demand of our society. The broad spectrum of biomass resources offers great opportunities for a comprehensive product portfolio to satisfy the different needs of a BioEconomy. The concept of biorefining guarantees the resource and energy efficient use of biomass. The IEA Bioenergy Task 42 "Biorefining" has the following definition on biorefining: "Biorefining is the sustainable processing of biomass into a spectrum of bio-based products (food, feed, chemicals, and materials) and bioenergy (biofuels, power and/or heat)". Currently some residue based biorefineries are commercially operated, some concepts are realized as pilot/demonstration plants while others are developed on a conceptual basis. As the development status and the perspectives for implementation and development of these biorefineries are different a "Biorefinery Fact Sheet" is developed for the uniform and compact description of the main characteristics. Starting with a technical description and the biorefinery classification scheme the mass and energy balance is calculated for the most reasonable production capacity to receive key parameters. Then the three dimensions – economic, environmental and social - of sustainability are assessed on a life cycle basis and compared to conventional systems. All these information and data are presented in the "Biorefinery Fact Sheet".

The "Biorefinery Fact Sheets" consist of three parts:

- Part A: Biorefinery plant,
- Part B: Value chain assessment in comparison to conventional reference system and
- Annex: Methodology of sustainability assessment and data.

In Part A the key characteristics of the biorefinery plant are described by

- classification scheme (platform, feedstock, products and processes),
- description of the biorefinery,
- mass and energy balance,
- share of costs and revenues.

In Part B the sustainability assessment based on the whole value chain of the biorefinery plant is described by

- system boundaries,
- reference system,
- cumulated primary energy demand,
- area demand,
- greenhouse gas emissions and
- costs and revenues.

In the Annex of the "Biorefinery Fact Sheet" the methodology and data for the sustainability assessment are documented.

The "Biorefinery Fact Sheets" are initially applied for a first selection of 20 interesting biorefinery systems identified by IEA Bioenergy Task 42, of which five cases are based on organic residues. Based on these fact sheets an easy and uniform comparison of based biorefinery concepts is possible. The "Biorefinery Fact Sheet" assists stakeholders in finding their position on residue based biorefining in a future BioEconomy.

UrbanFoodSpots – Cooling Stations with an Integrated Information System for Passing on Food in Urban Area

M. Kalleitner-Huber, G. Bernhofer, G. Mraz & C. Pladerer
Austrian Institute of Ecology, Resource Management, Vienna, Austria

M. Pohl & E. Weißenböck
Vienna University of Technology, Institute for Design & Assessment of Technology, Vienna, Austria

R. Wauschek & S. Gemballa
Ernst Winninger GmbH, Regau, Austria

Annually in Vienna households, industry or trade dispose of 70,000 tons of originally packed or opened food into the residual waste – amounting to a loss of 400 € per household which could be avoided. At the same time, in Vienna approximately 300,000 persons run the risk of poverty. National examples of initiatives for the reduction of food waste already offer promising opportunities on various levels of action and widen the individual scope for action. However, even successfully established initiatives for foodsharing and passing on food reach the target groups only to a limited extent. The reasons are restricted accesses depending on income, opening hours or operating systems and cause a high amount of food still wasted in residual waste. The development of an area-wide, low-threshold offer to share food on a local level is intended to fill the gap.

The research project UrbanFoodSpots – funded by the Austrian Ministry for Transport, Innovation and Technology – develop the basis to implement cooling stations in public space. The project team consists of the Austrian Institute of Ecology (lead partner), the Institute for Design and Assessment of Technology of the Vienna University of Technology and the Ernst Winninger GmbH who presents the technological business partner.

The public cooling stations called UrbanFoodSpots, are based on the requirements and needs of various groups of users. To reach a broader mass of people, low-threshold possibilities for foodsharing will be examined. The UrbanFoodSpots concept will be developed including gender- and diversity-aspects by basing it on the requirements and needs of various groups of users. Furthermore, research is done on the selection criteria for installation sites, organizational, legal, hygienic, financial and other relevant aspects like possible sponsorships. The design of the cooling units and the link to the information system concerning the administration and information of the users will be a core part of the development process. The information system will be designed in a way, which allows access not only for internet and smartphone users, but also for people without access online.

Expected project results:

- A concept including gender and diversity aspects for a cooling station to share food in urban areas – UrbanFoodSpots comprising:
  - legal framework conditions, financing and operation possibilities to successfully implement UrbanFoodSpots,
  - description of various user scenarios based on the needs of potential target groups,
  - technical architecture for cooling units including the linkage to an information system,
  - user interface design drafts for the information system and various forms of accessibility to UrbanFoodSpots and
  - possible operation modes for UrbanFoodSpots which contain various combinations of design, information transfer, operation, usability, maintenance and financing options.
- Commitment of potential cooperation partners to support of a follow-up project including prototype development and testing.
- Cost-benefit-analysis for various operation modes.

The project strives for the most unrestricted access possible for different users and a cooperation of the cooling system with other foodsharing initiatives, local supermarkets and other local companies. UrbanFoodSpots offer many benefits for the society: The value of food will be more appreciated, the amount of waste reduced and the resources used more efficiently.

Recycling of High-Performance Materials Considering Docu-mented Destruction of Serialized Aviation Components

S. Jeanvré
CRONIMET Ferroleg. GmbH, Karlsruhe, Germany

J. Woidasky
Pforzheim University of Applied Sciences, Faculty of Technology/Product Engineering, Pforzheim, Germany

Certified dismantlers, parts distributors and – after the final decommissioning – companies of secondary raw material business are important participants [stakeholders] in dealing with old aircraft besides the owners (which often are leasing companies, so-called lessors) and aviation hangars. These aircrafts offer secondary raw materials. High-performance materials of engines are amongst others of special interest. On average, engines consist of 40 % nickel alloys, 30 % titanium alloys, 20 % steels and 10 % of other materials. To access this material potential, a process for the documented destruction and recycling of secondary raw materials like titanium, super alloys, stainless steel and other materials of engines and landing gears has to be developed. As of today there are about 24,000 commercial aircrafts (> 100 seats) in service worldwide. An approximate recycling potential of 148,800 metric tons of engine material worldwide can be estimated, taking a medium weight of 3.1 metric tons per engine as a basis. This potential provides a sufficiently big business case for recovery of valuable secondary raw materials.

Engines of aircrafts operated on a commercial basis have to be maintained according to predefined maximum revolutions, flight hours, or landings in a certified aviation hangar (EASA Part 45 Approval). In this process, parts and components are replaced or repaired. The hangars are therefore continuous sources for high-quality secondary raw materials of serialized components, which can no longer be used. The dismantled components cannot be passed on to recycling without previous proper destruction. Controlled destruction of such segregated parts is required to avoid dangers through components which are not suitable for aviation anymore (“suspected unapproved parts”).

The destruction process consists of four relevant process steps:

- defined and reliable registration at the collection point,
- destruction of parts including chemical analysis (destruction and analyzing),
- beneficiation and recycling and
- transfer to new application e.g. with use in vacuum melting plant (VIM steelwork).

To ensure aviation safety, a complete traceability and documentation is required from the dis-mantling of components to the parts destruction. As a result, it can be ensured that recycling of engines and landing gear can be carried out reliably and according to all standards if it follows the proposed documented destruction process. All these requirements are met by CRONIMET.

Why is a Recycling of NdFeB Magnets Currently Not Taking Place in Europe?

S. Schwarz, T. Elwert & M. Hoffmann
Clausthal University of Technology, Institute of Mineral and Waste Processing, Waste Disposal and Geomechanics, Clausthal-Zellerfeld, Germany

Since the rare earth elements (REE) have come into public focus, several research projects regarding the recycling of NdFeB magnets from various waste streams have been initiated. Alt-hough some of these projects were completed successfully, most European actors do not expect an industrial implementation of the developed processes within the next years. NdFeB wastes generated in Europe are currently exported to China or Japan for recycling or utilized in the steel industry where the REEs are lost to the slags.

Requirements for an industrial implementation of NdFeB magnet recycling are a sufficient availability of NdFeB wastes, the availability of necessary recycling technologies as well as the economic feasibility.

Currently, mainly post-production wastes (cutting wastes, grinding sludge, production rejects) are recycled due to their easy collection and high purity. As China is the main producer of magnets with a market share of over 80 % (production output in 2014: 112,000 tons), China possesses large quantities of production wastes (several 1,000 t/a). In contrast, only 60 – 70 t/a of production wastes are generated in Europe, which are exported to China or Japan at the moment.

The recycling rate of post-consumer wastes is estimated to be significantly lower (< 1%). Currently, in Europe, only small quantities (approx. 80 t/a) of NdFeB magnets mainly from wind turbines, electric motors, magnetic resonance imaging and electronic wastes are collected and exported. Reasons for this situation are difficulties to extract the magnets from many applications (e.g. from small servo drives in end-of-life vehicles), small quantities of magnets in various applications (e.g. mobile phones) and the fact, that some applications will not be available in relevant quantities before 2025 for recycling (e.g. wind turbines, (hybrid) electric vehicles). For the upcoming years, an increasing amount of NdFeB magnets from post-consumer wastes can be expected. However, due to many uncertainties, developments are difficult to predict exactly. Based on own investigations, sufficient amounts for an industrial recycling (> 1,000 t/a) presumably cannot be expected prior to 2030.

Also with regard to the necessary recycling technologies, Europe lacks important prerequisites. The required recycling chain includes collection of NdFeB containing wastes, extraction of the magnets, typically a hydrometallurgical recycling process to produce pure rare earth oxides and the reduction of these oxides to the respective rare earth metals. Due to the aforementioned problems, an economically feasible extraction of the magnets is currently an unsolved problem for many applications. Also the technology readiness level of the required hydrometallurgical and reduction processes does not exceed pilot scale.

While the necessary recycling technologies, which are mainly based on commercially available unit operations, might be available within the next years, significant quantities > 1,000 t/a of NdFeB wastes cannot be expected before 2030. This results in a gap of approx. 10 years. Therefore, for Europe, the question arises weather this gap should be bridged by subsidies to promote the further development and implementation of a complete recycling chain in Europe or weather the further development should be left to the market. This implies the risk that the knowledge built up in recent years gets lost and Europe remains completely dependent on imports from China.

Cigarette Butts, Why Should We Care? – The Degradation of Cigarette Butts in the Environment

J. Schneider & S. Gäth
University of Gießen, Professorship of waste and resource management, Gießen, Germany

Annually approximately 4.5 trillion cigarette butts are thrown away worldwide. That's not only an aesthetic problem, but also an environmental risk. A lot of toxic substances are in this litter, especially tar, nicotine, arsenic and lead. Conventional cigarette filters are not biodegradable because of the composition, which generally contains cellulose-acetate and thermoplastic resin.

The modern cigarette market offers some filters which are advertised as biodegradable and environment-friendly. Commonly they contain only cellulose. In order to verify this touted degradation, the university of Gießen (Germany) tested various traditional and "biodegradable" filters under different environmental conditions. Therefore four types of cigarette filters were chosen: two conventional Filters (Marlboro Red and Gizeh slim) and two supposedly biodegradable filters (OCB slim and Gizeh pure). To analyze the degradation behavior under natural conditions, the experimental sites were set up in natural areas of water, street, meadow and soil. In each case ten smoked cigarette butts of every type were put out over a period of five weeks. The determinants of degradation were weight loss, level of decomposition and microscopic examination.

Compared to common filters, "biodegradable" filters show better results of degradation on average. Except in term of the weight loss, one of the conventional filters (Gizeh slim) presents the major losses. The highest level of decomposition occurs in the water for both of the biodegradable filter types. In microscopic view a basic difference can be seen between the fibers of the two different filter types. While the traditional filter-fibers are well-branched, the biodegradable filter-fibers run in a straight line.

All in all, biodegradable cigarette filters have a faster decomposition compared to conventional filters. But they still need a long time for it and leave toxic substances in the environment. Cigarette butts comprise the major proportion of total litter and have a hazard potential for humans, animals and other environmental compartments.

Practical Examples of a Highly Flexible Mixing System

P. Nold & H. Eirich
Maschinenfabrik Gustav Eirich GmbH & Co KG, Hardheim, Germany

For more than a century, EIRICH has been a supplier of outstanding intensive mixers for mineral processing technology. Important milestones in the development of different industries and applications are firmly associated with the unique working principle of the EIRICH mixer.

With this principle, the rotating mixing pan takes up the task of transporting the mixture that the design of the main mixing tool is free in speed and shape. Compared to other mixing systems, a substantially higher amount of mixing energy can be provided, if required. The significant technological differences largely expand the spectrum of possible applications. A very wide range of materials and consistencies can be processed fast, yielding highest quality without any problem. In one unit, sludges or filter cakes are homogenized with dusts for subsequent granulation, for instance, or contaminated substances are conditioned to be disposed of in landfills. Agglomerates are optimally broken up; the end product is of maximum homogeneity, even if additives are added in the ppm range. Customers report improved eluate values, more uniform calorific values or higher strength properties for briquetting. Depending on the task, continuous or discontinuous operation is possible. The good self-cleaning effect of these intensive mixers and their inherent low wear are quite often also important aspects.

In-house test centers all over the world are available for implementing customized tests and determining process and machinery parameters. Particularly for new and specialized applications, they allow the ideal operational parameters to be determined and the system and mixing technology to be optimally adapted and equipped. Apart from an outline facilitating the technological understanding of this highly flexible mixing system, significant examples from industrial praxis are included to provide ideas and suggestions for your applications and special tasks.

Pneumatic Feeding of Alternative Fuels – Complexity Demands Intelligent Systems

H. Faber
Schenck Process GmbH, Darmstadt, Germany

The Schenck Process Group is known as a specialist in the field of pneumatic conveying of alternative fuels. The traditional company in Darmstadt, Germany, has developed a special rotary valve for pneumatic conveying of lumpy, abrasive and bad flowing alternative fuels. Numerous conveying systems were installed with this new IDMS rotary valve.

This article starts with a short description of a shredding machine and its influence to the grain size. Different examples for alternative fuels are shown to understand the wide span of possible material characteristics. The influence of grain size and shape of grains like fibers or chips at a typical extraction problem gives an idea of the bad flowability of alternative fuels.

The main part describes the problem of material in feed in pressurized pneumatic conveying pipes. Therefor typical problems of a rotary valve are named, especially in regard to always existing foreign bodies and there influence on leakage air and stability of pneumatic conveying. The history of rotary valve development for alternative fuels can be followed step by step. At the end of this technical evolution stands a robust solution, the new injector blow-through rotary valve IDMS. The influence of grain size on the pneumatic conveying pipe design completes the article. A summary and an outlook lead to the intelligent rotary valve, according Industry 4.0.

Drying Applications in the Recycling Industry

M. Trojosky
ALLGAIER Process Technology GmbH, Uhingen, Germany

R. Primavesi
ALMO Engineering GmbH, Enns, Austria

For preparation and for recycling of various products drying of the materials very often is obligatory. Either any further processing steps become possible by drying only, or the finally received recycling products must be dried for final usage.

ALLGAIER offers a wide range of different drying technologies such as rotary drum dryers, fluidized bed dryers and Dispersion Dryers, but also dryers for liquids such as Suspension- and Paste Dryers, fluidized bed spray granulators and contact dryers like the CD Dryer.

Examples of industrial applications are:

- drying of glass cullet upstream color sorting,
- drying of lead sludge in battery recycling,
- granulation and drying of blast furnace dust,
- drying of rejects from paper recycling for RDF-production,
- total evaporation and drying of solids from critical chemical waste waters,
- drying of coffee pads for aluminum recycling,
- drying and granulation of gypsum from gas desulfurization,
- drying of organic residues from municipal solid waste (MSW) treatment,
- drying of shredded fractions from car recycling,
- drying and waterless cleaning of dirty lime stone rubble,
- drying of PET chips in plastic bottle recycling,
- drying of wood chips and organic waste in the Rolling Bed Dryer,
- drying of Green Salt waste iron sulfate from pigment production,
- drying of aluminum chips for scrap recycling from automotive industries,
- drying of shredded synthetic turf for rubber-, sand- and plastics recycling,
- drying of waste bread for fodder production and
- heat recovery from cooling extra hot solids from calcination processes.

The article should give fresh impetus to potential users or to engineering companies about the implementation of various drying steps into process lines for recycling.

Based on long lasting experiences ALLGAIER can supply well referenced drying plants or can verify feasibility studies for new technologically ideas. Semi scaled experimental investigations with original materials can be done in the well-equipped test center in Uhingen.

Waste Management in China – Current Situation and Prospects

M. Nelles
University of Rostock, Faculty of Agricultural and Environmental Sciences, Department Waste Management and Material Flow, Rostock, Germany as well as DBFZ Biomasseforschungszentrum gemeinnützige GmbH, Leipzig, Germany

A. Nassour & G. Morscheck
University of Rostock, Faculty of Agricultural and Environmental Sciences, Department Waste Management and Material Flow, Rostock, Germany

In the last two decades, the PR China has made considerable efforts to improve the waste management in the urban areas. Rural regions are only rarely connected to a good waste collection and disposal system. New landfills are constructed with base sealing systems; the landfill gas is partially utilized. Approximately 25 % of municipal waste (MSW) is treated in modern waste incineration plants. In the last years, many refuse incineration plants have been built. The expansion of waste treatment capacity continues.

The exhaust gas cleaning systems are gradually being adapted according to European standards. The population makes growing resistance to poor waste treatment facilities. The waste collection and street cleaning in the cities is often better organized than in Europe. The recoverable fractions of household wastes (paper, cardboard, light weight packaging, glass, metal, wood) are mainly informal collected and recycled. Recovery rates are certainly not lower than in the EU. Pent-up demand is still in the collection of organic waste from the cities. These wastes generally remain in the household waste. Biowaste prepare the waste incineration plants a lot of problems because the high water content limits the combustibility of household waste. Inside the landfill sites the organic waste is the primary cause of the landfill gas production. The non-utilization of bio-waste gives away valuable organic (NPK) - fertilizers or soil additives that are missing in agriculture or land reclamation. China has already done a lot and there are still great tasks ahead. Also, the current 5-year plan will contribute to improvements in waste management.

Waste Management in Croatia – Is it Sustainable or Not?

Z. Milanović
Zagreb, Croatia

Republic of Croatia may be considered as being in an intensive transition period for more than 20 years. In 1986, first containers for separate collection of glass bottles have been placed at public locations, and shortly afterwards first recycling yard has been opened. At the beginning of nineties of the last century, the promotion of Integral waste management system began and numerous projects (composting plants, separate collection of paper, plastic, metal and glass packaging, batteries, drugs, waste oil, WEEE, etc.) have been realized in the meantime. In 1995, the first project of landfill remediation began and was completed as planned in 2003. Despite the above mentioned successful developments in several municipalities, challenges in household waste management are still accumulating. They are mainly connected with unsustainable practice of waste dumping at non-sanitary landfills. Additionally, NIMBY and NIMET attitudes are very strong present when appropriate (innovative) actions are taken.

In the new millennium, the Waste Management Strategy (2005) and Waste Management Plan of Republic of Croatia for the period 2007 – 2015 have been published and numerous regulations have come into force. While the (private) industry successfully implements new regulations, this is not being the case with local or regional governments.

A SWOT Analysis for Municipal Waste Management in Turkey and the Challenges in the Course of Access to EU

G. Akinci, E.D. Guven & A. Bolukbas
Dokuz Eylul University, Department of Environmental Engineering, Izmir, Turkey

G. Gok & M. Bilgin
Aksaray University, Department of Environmental Engineering, Aksaray, Turkey

Just after the release of Waste Management Action Plan for 2008-2012 period in Turkey (2008), TR - EU negotiations in environment chapter have opened (21st Dec., 2009). In the following period, many revisions in present TR regulations have been completed and new directives and legislations were put into force on waste management, mostly in accordance with EU acquisitions. The major activities related with MSW management in 2010-2014 period are as follows; i) the legislations on the control of waste and hazardous waste have been amended in line with the acquisitions, ii) the legislation on sanitary landfilling of waste was adopted, including provisions from the EU Waste Framework Directive on reducing the percentage of biodegradables in landfilled waste, in addition adoptions on waste incineration and packaging waste has begun, iii) some efforts have been made a) to bring some landfills up to EU standards and b) for the separate collection of various categories of waste especially by means of leveling up the processing and recycling capacity. In 2015, Biodegradable Waste Directive, Compost regulation, and Mining Waste Management Legislation has been put into force. However, according to EU Commission reports, there are still needs to prepare and implement national, regional and local waste management plans in line with the EU Waste Framework Directive.

While the changes in the regulations in MSW management are realized, some factors are influencing and sometimes blocking their implementation. One of the major deficiencies is limited number of qualified stuff in regional units of the Ministry of Environment and Urbanization, who are mainly responsible to inspect proper applications of the directives and legislations. The main challenge for the municipalities is to select and locate a waste management facility with proper combination of technologies, while having very limited contact with experts at universities. In addition, neither the ministry nor the municipalities could overcome the negative public reactions to waste management facilities; the suits brought in against the Environmental Impact Assessment Report of almost all new plants have resulted in beeing prosecuted by the courts. The negative reaction of the public arises from some facts like; i) the improper operational conditions of previous landfill sites, which were initially located far from the residential areas but then engulfed by the cities, ii) the absence of elevating public awareness on waste processing, but the development of blind environmentalism, and iii) the lack of positive examples of plants or even demo/pilot plants of the waste management technologies other than landfills, so that public get used to them.

One of the most important shortcomings of waste management activities in TR is late realization of the objectives which were defined in the action plans or strategic plans, such as rehabilitation of old dumping sites. The incomplete adaption of EU legislation is another significant shortcoming; as seen in new legislation on Mining Waste Management.

However, a fast track to implementation of new legislation is possible by immediate developing of national, regional and local waste management plans and the supply of satisfactory number of man power with required expertise. In Turkey, each year approx. 30 Mtons of MSW is produced, mainly composed of 10 MTons of biodegradables, 7.5 MTons of recyclables and 6 MTons of other combustibles. On the other hand, for more than a decade, in the EU waste is not only a source for energy and material recovery but also a resource for value added products. For instance, biodegradable portion of MSW today are considered as a cheap source of valuable components since the existing technologies allow the recovery of target compounds. By integrating the emerging technologies with conventional waste processing techniques, Turkey can develop closed loops in the content of local and regional waste plans for creating its unique circular economy.

Evaluation of SRF Production from Biodegradable MSW: A Case Study for Izmir City-Turkey

A. Bölükbaş & G. Akıncı
Dokuz Eylül University, Environmental Engineering Department, İzmir, Turkey

Municipal solid wastes (MSW) mostly including biodegradable wastes, cause the generation of liquid and gaseous emissions in landfills, where the complete monitoring and control of these emissions - during the operational and after closure periods - inflates the initial investment and operational costs of landfills. Therefore, the European Union developed its regulations and strict rules against disposal of biodegradable materials in landfills have put into force. According to Directive 1999/31/EC, the amount of biodegradable part must be decreased to 35 % of the 1995 level until 2016. Moreover, secondary fuels recovered from processed municipal solid wastes can be used as a renewable energy source with respect to Directive 2009/28/EC. Therefore, the valorization of organic part of wasteas energy source has obtained importance.

In the light of the new developments in waste regulations according to TR's adaptation period to EU, the opportunities on biodegradable waste management in Turkey have been evaluated by a case study, here. Izmir, which is the third highly populated city in TR, hosts about 5 million inhabitants and daily 4,500 tons of solid wastes are collected and disposed of. In the content of our work, the characteristics of Izmir Metropolitan Municipality Solid Waste and classification, production, properties and possible use of Solid Recovered Fuels (SRFs) produced from solid waste of Izmir-Turkey are investigated.

During the sampling phase, solid wastes have been taken from three districts of Karsiyaka, Bornova and Konak regions, which are highly populated sub-municipalities of Izmir, by considering the different income level districts (total of 27 tons). After separation of recyclables, the remaining part of solid wastes (mainly biodegradables) was sieved with six different mesh size (10, 30, 50, 80, 100 and 120 mm). Various analyzes have been carried out with each of the seven biodegradable waste size fractions. The properties investigated within the project framework are moisture (w%) and organic matter ($\%_{DM}$) contents, net calorific value ($kcal/kg_{DM}$), ash content (%),chlorine content ($\%_{DM}$), heavy metals (ppm_{DM}), total organic carbon ($\%_{DM}$) and total carbon ($\%_{DM}$).

The biodegradable part of the solid wastes sampled from the regions was found as 60.9 % and the average moisture content of biodegradables (in bulk and in size fractions) was 62.6 %. The organic matter was also found to be 61.8 $\%_{DM}$ in average. Net-calorific values of all fractions were found between 5,832.5 and 17,447.3 kJ/kg_{DM}. The total carbon contents range from 12.2 % to 47.3 % in dry weight. The total organic carbon contents are found between 9.3 % and 43.7 %, while the total inorganic carbon contents are between 0.6 % and 20.8 %. All of the heavy metal contents generally meet the standards of the Statement of Refuse Derived Fuel in Turkey. The heavy metal concentrations were also found to be less than the values reported in literature. The water soluble chlorine values were between 0.4 and 3.01 % DM, but mostly less than 1 % as required in the Statement of RDF. The average chlorine content has been found as 0.86 %.

Therefore, according to the initial findings, the biodegradable part of the solid waste was found suitable for SRF production, if necessary sorting and bio-drying processes are applied.

Solid Recovered Fuel – Optimization of Plants in the Polish Economic Reality

A. Gradziński
BSPiR Energoprojekt Katowice S.A., Analysis and Development Department, Katowice, Poland

The article presents an economic analysis of the development of the waste management system and the district heating system from the point of view of Polish medium-sized towns. As part of this analysis, the article presents a comparison of the three strategies: "Minimalist strategy", "Low emission strategy" and "Sustainable strategy" in the context of a key elements of the overall strategy of the European Commission. The purpose of the analysis is selection of project that offer the most favorable ratio of costs incurred to the results, taking into account not only financial results but also the social aspects and impact of the project on the environment. For this reason the Cost Benefit Analysis (CBA) of the project was carried out. The final result is affected by financial, energy, supplies, social and environmental efficiency. Due to the complexity of the decision problem, for pre-selection of the most advantageous option, multi-criteria method of Analytic Hierarchy Process (AHP) was used. The purpose of this method is to enable a more efficient allocation of resources by demonstrating the superiority of the intervention over the other from the point of view of the overall benefits - including a number of criteria which could not be directly compared. The result of the conducted analysis is the choice of the integrated model of "Sustainable strategy" as the most effective both socially and financially. Waste management systems and heating systems, especially in smaller facilities, require a thorough modernization. Changes in EU policy in the field of raw materials and energy efficiency makes the existing model of these systems, especially for small and medium-territorial units, it becomes ineffective. It is therefore necessary to seek model with quality closer to the requirements of the overall strategy of the European Commission, whose key elements include the impact of the project on social prosperity and the preservation of the principles of sustainable development. For this reason, the selection of projects that offer the most favorable ratio of costs incurred to the results, taking into account not only financial aspects but also social and environmental impacts of the project is very important. That is why during both the creation of strategic documents municipality / district, as well as planning a specific project, it is necessary to use modern methods and tools to analyze decision problems, such as the AHP or CBA. The purpose of AHP analysis is to enable a more efficient allocation of resources by demonstrating the superiority of the intervention over the other from the point of view of the overall benefits - including a number of criteria which could not be directly compared. Cost Benefit Analysis is an analytical tool used to assess the investment decision in order to determine its impact on social prosperity, as well as to achieve the objectives of EU cohesion policy. In Poland, in operation are already four incineration plants of mixed waste (Kraków, Bydgoszcz, Konin, Białystok). These installations are owned by entities other than the existing district heating heat supplier. In smaller towns (Konin, Bydgoszcz) this situation resulted in a restriction of access to the local heat market, precluding a fully effective use of waste energy (especially during the heating season). To prevent such problems in the future implementing a model of integrated waste management and district heating system should be considered. The increasing requirements for material recovery result in the need to consider both the method of processing waste (sorting, reusing, recycling) as well as residue management after processing. At present the best method of recovery/disposing of this residual waste fraction - according to the waste hierarchy - is energy recovery, with consideration in the analysis of flexible multi-fuel technology. The flexibility of the technology is to enable the application at any time of any fuel. Residual waste fraction is a part of waste having an energy value, of which the material recovery at this stage is impossible or unprofitable. The integrated system model should also include a waste treatment process, optimized for the high quality materials recovery and separation of biodegradable fraction (as compost or fuel) and other residual waste fraction.

File: 461

Practices and Problems in MSW Management of Bio-Waste in Turkey

E.B. Özkaraova Güngör
Ondokuz Mayis University, Environmental Engineering Department, Samsun, Turkey

H. Sarptaş
Ege University, Solar Energy Institute, Izmir, Turkey

E. Erdin
Dokuz Eylül University, Izmir, Turkey

A number of EU Directives has been transposed and implemented in Turkey. Despite the shortcomings, a tremendous effort was taken to build up the infrastructure on MBT and disposal facilities. The number of sanitary landfills has increased from 12 in 2002 to 68 in 2012, and recycling and recovery facilities for different recyclable waste types from 46 to 956, respectively. The numbers given for incineration and composting plants is two and eight, but some others are under construction or are not properly operating, especially regarding the composting plants. Turkey's priority was to invest in sanitary landfills. Electricity production from the biogas collected from these mixed MSW landfills was another target of many municipalities. A separate collection of packaging materials and bio-waste from household waste couldn't be successfully accomplished, but seems to work for commercial enterprises and industries. Some sugar refineries and livestock farms are already operating biomethanisation plants and more are expected in the coming years. However, recovery of bio-wastes by diverting main streams away from landfills and towards biomethanisation and composting plants needs to be incorporated into the integrated solid waste management plans of all cities in Turky. Developing integrated solid waste management plans for larger cities is really challenging as seasonal, economic and geographical variations have great influence on waste composition. The organic fraction of the waste streams change from region to region and even district to district of large cities but does not represent an average over 50 % for most cities as expected. Public awareness on the recovery of bio-waste and utilization of compost needs to be created. The quality of compost and digestate of operating plants should be monitored and increased if the criteria determined by two national notifications on Compost (Official Gazette # 29286) and on Mechanical Separation, Biodrying and Biomethanisation Plants and the Management of Digestate (Official Gazette # 29498) is not met. This will help to build a demand for compost and digestate utilization and to promote the market, which was lacking in the past, resulting in the closure of composting plants.

Current Practices and Future Management Options of Medical Waste Management in Turkey

H. Sarptaş & B. Dindar
Ege University, Institute of Solar Energy, Bornova/İzmir, Turkey

B. Sakız
İzmir Greater Municipality, Solid Waste Management Division, İzmir, Turkey

E. Erdin
Dokuz Eylül University, Environmental Engineering Department, Izmir, Turkey

Medical wastes constitute a larger portion of infectious wastes that are potentially dangerous since they contain pathogenic agents. While sustainable management of municipal solid waste, wastewater sludge and construction and demolition waste gain significant attention, medical waste has not attracted the same level of attention as other types of wastes, especially in developing countries. Medical waste management is still a critical issue in many countries due to its potential environmental hazards and public health risks. So, effective management (storage, transfer, transport, treatment and disposal) of medical waste is the key component of an integrated solid waste management system, today. The control of the medical waste stream is also one of the most significant environmental problems in Turkey that should be solved. Thus, this study aims to examine the medical waste management situation in Turkey and as a case area in İzmir, which is one of the biggest metropolitan cities of Turkey.

In Turkey, The Medical Waste Control Regulation, came into operation in 1993 and revised in 2005, classifies the wastes generated at health institutions into four main groups: (i) municipal waste, (ii) healthcare waste, (iii) hazardous waste and (iv) radioactive waste. The regulation considered sterilization as a possible alternative for medical waste handling and introduced producer responsibility for the financing of medical waste handling. According to the regulation, healthcare institutions are under a duty of care for internal collection and storage of their waste materials temporarily on their site. Local municipalities – or district municipalities in metropolitan cities – are legally responsible for collection, transport and disposal of these wastes.

Waste Statistics of Health Institutions for the year 2014 indicated that all health institutions collected their own medical waste separately in Turkey. 68 % of the collected medical waste was reported as disposed in sanitary landfills whereas 22 % of the waste disposed in dumping sites (uncontrolled disposal on land) and 10 % of the waste was incinerated. 20.7 % of medical waste disposed in sanitary landfill sites, however, was not sterilized. Besides the deficiencies in disposal, hazardous wastes are not collected separately (most of the institutions mix their medical waste and hazardous waste together in healthcare waste bags) although medical waste management regulation requires segregation at the source. Health institutions are required to make payments to the municipalities for the collection, treatment, and disposal of their medical waste and municipal waste. While the amount of payment for medical waste depends on medical waste quantity, each health institution pays a fixed fee, called as waste tax, for its municipal waste, regardless the amount of municipal waste generated. This sort of payment system is not appropriate in a case where there is no strict control on the segregation of healthcare waste from municipal waste at health institutions. This constitutes a major deficiency in the pricing procedure and therefore in recording the actual amounts of medical waste.

Medical waste generation rates per bed show significant variations between different cities. It is supposed that these variations are caused by different socio-economic structures in cities/regions and the application levels of the medical waste management programs. Besides, the accuracy of the medical waste statistics may vary by regions. In Turkey the most problematic issue in medical waste disposal is dumping and landfilling without any pre-treatment (such as sterilization) are still implemented in some regions. Therefore, dumping and landfilling without pre-treatment has to be abandoned urgently and new medical waste management systems have to be developed. It is also crucial that medical waste segregation schemes must be updated for better waste processing and disposal such as incineration-only healthcare waste and the healthcare waste suitable for alternative treatment technologies must be separated at the healthcare institutions level.

The New Methodical Approach for Environmental Impact Assessment Related to MSW Landfills in Russia

E.E. Zyryanova & O.V. Ulanova
Irkutsk National Research Technical University (INRTU), Irkutsk, Russian Federation

Nowadays, the most widespread method of MSW treatment in Russia is landfilling, using the most primitive landfilling technology. On an average, 3-4 % of municipal solid waste is recycled, but most of waste is taken to dumps — there are about 11 thousand of them in Russia with an area of more than 11,000 hectares of land (without including the area of sanitary protection zone ranging from 500 to 1,000 metres in width). About 82 billion tons of wastes are buried in them. This fact requires that a full-fledged and accurate assessment of this activity influence on environment be carried out before its implementation.

An analysis of current guidelines and regulations with regard to designing landfills has revealed that environmental impact assessment for MSW landfills is performed only for construction, operation and remediation stages. However, the period of potential negative influence which the landfill is able to exert on environment exceeds the said period of time and may be as long as hundreds and thousands years, until full assimilation of the landfilled waste by natural environment. For this purpose, legal aspects of waste handling, environmental impact assessment procedure, international standards of life cycle assessment, landfill lifecycle, landfilling technologies and processes happening inside a landfill body were studied.

Big European corporations more and more often carry out assessment of environmental impact of life cycle of a product or an activity. In Russia, the life cycle assessment method is hardly ever applied. Nowadays, the life cycle assessment method may be applied for most practical purposes of investment activities as a promisingly developing and standardised in-strument of assessment of environmental impact of a site in accordance with its life cycle stages.

The guidelines are aimed at specifying and classifying studies of environmental impact assessment to exclude insufficiency of studies on specific impacts and taking an unbiased decision on acceptability of the projected activity implementation. This method is industry-specific and is intended for using it when designing municipal solid waste landfills.

The principal regulatory document governing environmental impact assessment is the Regulation Concerning Assessment of Environmental Impact of Projected Economic and Other Activities in the Russian Federation. This document describes assessment procedure without dealing with its technology issues, thus, making it necessary to develop and approve departmental and industry-specific techniques like the presented one intended for MSW landfill designing.

In spite of a number of studies, forecasting amounts of generated biogas and filtrate in landfills remains a difficult task. To cope with it, it is possible to use process simulation on pilot plants.

The next strategic step after creating a model set is to develop software for carrying out environmental impact assessment.

Environmental impact assessment is one of the most important ways and instruments of managing and regulating natural resources which plays the principal role in prevention of environmental problem now and in the future. The main task of environmental impact assessment is to reveal nature, intensity, danger degree of projected activity impact on environment condition and human health for the purpose of deciding on principle admissibility or inadmissibility of the projected activity.

Use of the developed guidelines will enable to perform assessment in accordance with expected impacts and natural conditions in which the activity will be implemented with due regard to the nature of its influencing factors.

Changes in the Solid Waste Composition of Metropolitan Cities: A Case Study for Izmir

E.D. Güven
Dokuz Eylül University, Department of Environmental Engineering, Izmir, Turkey

Solid waste generation is increasing in developing countries with growing population. Depending on the technical, institutional, economical, and social limits in the developing countries, solid waste management faces serious problems and cannot be applied properly. This problem mainly comes across in the metropolitan cities because of high population. Izmir is the third largest metropolitan city of Turkey with an area of 12,007 km². Located in the western Anaotolia on the Aegean Coast, the city is surrounded by the Aegean Sea. Since it is a metropolis, there are various sources of income in Izmir city. There are touristic and agricultural activities in some of its surrounding districts while people subsist on commercial, industrial, and educational activities in the city center. The population of Izmir is about 4 million and 4,000 tons of solid wastes are collected per day as an average value.

The knowledge of waste composition is of particular importance for decision makers to determine the proper municipal solid waste management options. During the recent decades, various studies have been conducted for the city of Izmir for the determination of waste composition and waste characteristics. Different studies present different results, depending on the sampling districts, seasons, different income levels, different sampling procedures, and even different study teams. In addition, changing legal conditions also effect the waste amount and composition as well as the other environmental factors. Since 1990's, various legislations have been regulated and put in to force related to the waste management in Turkey. The current study aims to present and compare the results of different composition and characterization studies conducted for the city of Izmir, in a time period between 1996 and 2015. The data used for comparison has been obtained from the previous academic works and some studies carried out by the metropolitan municipality of Izmir. The factors effecting the waste composition will also be discussed intensively.

An Investigation on GIS-Based Estimation of Municipal Solid Waste Generation

F. Aydın & H. Sarptaş
Ege University, Solar Energy Institute, İzmir, Turkey

All planning, design and evaluation practices – from selection of waste bins (i.e. the number and the capacity) to evaluating alternative waste disposal options and planning actions for waste reduction – in municipal solid waste (MSW) management depend on the solid waste quantity data. The amount of MSW generated in a town or city is directly related with the population living in the urban area. Therefore, MSW management is the most challenging issue for local governments in developing countries like Turkey due to the rapid increase in population, urbanization (i.e. rising MSW generation in an area/region, kg/km^2) and industrialization (i.e. increasing per capita waste generation, kg/ca * day).

The analysis of spatial variability of MSW generation has been started to be a part of MSW management planning and implementation very recently in metropolises of Turkey. It's clear that past methods / practices applied for quantification of MSW stream do not meet today's spatial assessment needs in MSW generation forecasting. With considering this need, this study aims to analyze the spatial variability in MSW generation and apply Geographic Information Systems (GIS)-based MSW forecasting in Turkey.

In order to assess the spatial variations in MSW generation rates by GIS-based mapping, in the presented study, a 4-steps methodology was applied:

- data collection and processing,
- population projection,
- calculation of MSW generation rates and
- mapping of population and MSW generation.

In the study, firstly, the spatial distribution of recent city populations was mapped to describe the current level of urban growth in Turkey. After determining the annual growth rates based on historic population data, future populations were calculated for each province for 2030 and 2050 and their spatial distributions were mapped. Future per capita waste generation rates for 2030 and 2050 were identified with considering past values and finally MSW generation rates in urban areas were mapped in QGIS environment.

The results show that the resulting maps indicate that the number of provinces which the urban population is higher than 5 million will increase from 2 in 2015 to 3 in 2030 and 5 in 2050. Additionally, the total amount MSW generation was estimated as 37.5 million tons/y for 2030 and 53.4 million tons/y for 2050.

The study shows that GIS-based analysis and mapping facilitate the understanding of spatial variability in population dynamics, per capita waste generation and MSW generation. This study also showes that GIS-based analysis also allows to evaluate temporal variations in MSW generation by mapping multi-year data and predictions.

Actual Conditions of an Active Tailing Pond. Results and Recommendations

L.P. Draganov
UBG „St. Ivan Rilski“, Sofia, Bulgarien

C. Drebenstedt
TU Bergakademie, Freiberg, Germany

Presented is a tailing pond of the largest copper- winning company in the Republic of Bulgaria for along with the technology of washing the waste.

The authors make findings, analyzes and radical recommendations for increasing its safe exploitation.

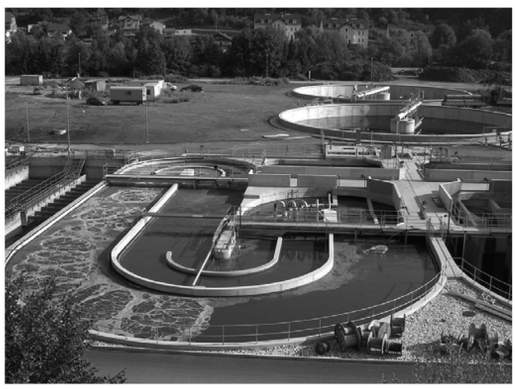
It is presented detailed information of the tailing pond “Benkovski 2” – part of the enrichment plant “Elazite Med” JSC regarding the technology of washing the waste in his two parts: “Suludja Dere” and “Ai Dere” separated by an intermediate dike.

Special attention is paid to the construction of fencing elements (dikes) of those two parts, illustrated with five figures.

Here the authors make the following findings: in all dikes are missing piezometers, insulation of their water slopes. The inclination of the slopes is 1:1,8, instead of 1:2,5 – 1:3,5. There is no information on the origin and type of clay in their clay core.

There are listed the necessary-obligatory researches required to properly assess the condition of the dikes to prevent their destruction by two radical measures: hydrophobic coating of wet slopes and creation of horizontal drilling drainage at the base of the dike “Suludja Dere” by the method HDD.

Österreichischer Wasser- und Abfallwirtschaftsverband



Das österreichische **Kompetenzzentrum** für **Wasser-, Abwasser- und Abfallwirtschaft**

ÖWAV

zukunft SEIT 1909 denken

www.oewav.at

WASTE MANAGEMENT & RECYCLING

Exhibition & Conference for South-East Europe

7-9 March 2017, Sofia, Bulgaria

ViaExpo **Organizer: T** +359 32 512 900 **E** office@viaexpo.com **W** www.viaexpo.com

Sind Mülleimer und Deponien die Schatzkammern der Zukunft?

SCI AM
MEDIENHAUS
SEIT 1964

NUR 16,*- PRO JAHR

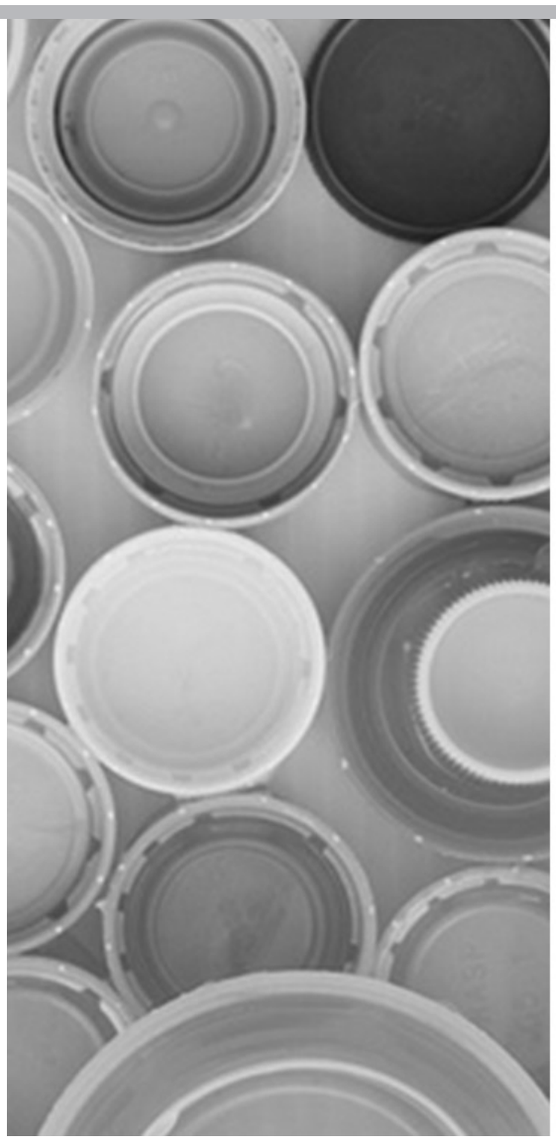
Österreichs Journal für Umwelttechnik, Energie und Abfallwirtschaft

Bestellen Sie gleich jetzt:
Fax: 01/90 680 91112
Mail: abo@umweltjournal.at

6 GRÜNDE FÜR IHR UMWELTJOURNAL-ABO

- Exklusivinterviews
- Literaturtipps
- Aktuelle Förderungen
- Recht und Politik
- Green Innovators
- Good Practise

*) 6 Ausgaben pro Jahr, inkl. Manipulationsspesen, Versandkosten und Steuern in Österreich • Abo-Preis ausserhalb Österreichs: 22,-



VOEB

VERBAND ÖSTERREICHISCHER ENTSORGUNGSBETRIEBE

Gemeinsam Ressourcen sichern

Der Verband Österreichischer Entsorgungsbetriebe (VOEB) ist die freiwillige Interessensvertretung der kommerziell geführten Entsorgungsunternehmen in Österreich. Der Verband vertritt derzeit über 200 Mitgliedsunternehmen und repräsentiert somit zwei Drittel – gemessen am Umsatz bzw. an den Beschäftigten – der privaten österreichischen Entsorgungsbetriebe. Die Branche beschäftigt direkt und indirekt ca. 43.000 Mitarbeiter, entsorgt rund zwei Drittel des gesamten in Österreich anfallenden Abfalls in 1.100 High-Tech-Anlagen und erwirtschaftet Umsätze in der Größenordnung von 4 Mrd. Euro pro Jahr.

Besuchen Sie uns für weitere Informationen auf **www.voeb.at**

Froth Flotation of Copper and Copper Compounds from Fine Fractions of Waste Incineration Bottom Ashes

A. Haas, B. Breitenstein, T. Elwert & D. Goldmann
Clausthal University of Technology, Institute of Mineral and Waste Processing Waste Disposal and Geomechanics, Department of Mineral and Waste Processing, Clausthal Zellerfeld, Germany

Since the prohibition by law to landfill untreated municipal solid waste in 2005, waste incineration has gained considerably in importance. As a consequence, about 5 million tons of municipal solid waste incineration (MSWI) bottom ashes are treated for metal recovery annually in Germany. Depending on the technical level of the processing plants, metal recovery is industrially realized down to particle sizes of 4 mm to 2 mm. Metal yields are estimated to be in the range of 50 – 70 %. Below these particle sizes, yield and quality of the metal fractions decrease significantly using the best available technologies (BAT). Therefore, currently no metal separation takes place from the fine fractions < 2 mm at an industrial scale. Nevertheless, they contain high residual concentrations of non-ferrous metals, in particular copper (0.4 % – 0.8 %). Thus, several 1000 tons of metals are lost annually.

To address this problem, the Department of Mineral and Waste Processing of Clausthal University of Technology has successfully developed a combined dry- and wet-mechanical process up to pilot scale, which is able to recover non-ferrous metals down to 0.16 mm. However, the treatment of the fractions < 0.16 mm still poses a considerable challenge due to their very heterogeneous compositions. Investigations using electron probe micro-analysis revealed that it is difficult to classify mineralogical phases or compounds with a distinct chemical formula, except hematite (Fe_2O_3) and quartz (SiO_2). The ashes mainly consist of glassy or very fine grained (µm or sub-µm) crypto-crystalline particles with highly variable compositions ranging from crystalline or glassy Na silicates to Al/Si, Al/Ca/Si, Al/Ca/Fe/Si dominated grains with different concentrations of Cu, Pb and Zn. Cu is especially enriched in particles of elemental Cu with varying iron contents. Additionally, Cu can be found in sulfidic grains and glassy particles.

One approach under investigation for the further treatment of these fractions is the recovery of copper phases by froth flotation. First flotation experiments demonstrated that an enrichment of copper phases from the fine fractions < 0.16 mm is generally possible using an acceptable amount of chemicals. As suitable collector components dithiophosphates and thiocarbamates were identified. So far, the results exhibit copper yields up to 60 % with copper concentrations up to 5 %. Nevertheless, the outcomes are not sufficient for further processing of the concentrate as well as the tailings.

This result has been expected due to the complex mineralogical compositions for which no dedicated reagent regimes have been developed up to now to float the valuable substances. Therefore, to achieve significant progress, the development of adapted flotation reagent mixtures in close cooperation with the reagent manufacturers is required. This development as well as fundamental investigations upon synthetically generated mineral and metal phases to interpret collector adsorption mechanisms and interactions between phases will be addressed in a future research project.

File: 1.2

Determination of Evolution of Flammable Gases during Recycling of Li-Ion Batteries

M. Lammer, A. Königseder, K. Mayer, S. Lux & V. Hacker
Graz University of Technology, Institute for Chemical Engineering and Environmental Technologies, NAWI Graz, Graz, Austria

Portable consumer electronics, power tools and electric vehicles rely on the power density and cyclic stability of lithium ion battery systems (Dubaniewicz & DuCarme 2014). Critical conditions during operation or storage present the threat of heat excess accumulating within the cells. Massive heat generation may occur from internal short circuits resulting from damage by distortion or crushing of the battery. Heat influx from external sources also poses a threat. Thermal degradation of electrode material eventually promotes additional exothermic chemical reactions. Once heat generation exceeds heat dissipation, thermal runaway is triggered (Wang et al. 2012). Rapid degradation of battery components and release of flammable and toxic gas mark the total breakdown of the cell.

In thermal ramp experiments the behaviour of Li-ion cells is investigated. Batteries of the specification 18650 are placed within a tubular resistance furnace and continuously heated. This external heat influx triggers the self-sustaining exothermic phase of thermal runaway. By monitoring the cell temperature and the electric characteristics of the battery, the degradation of the cell is investigated. Gaseous degradation products as well as evaporated electrolyte force their way out of the battery can, leading to emission of flammable and toxic gases (Golubkov et al. 2015). Automated collecting of gas samples is performed at characteristic events. These events are the moment of first release of gas, the progress of the exothermic phase and the final venting upon reaching the maximum temperature of up to 1,000 °C. The gas samples are fed into vials which are afterwards connected to the ex-situ gas analytics by micro-GC (Agilent/Inficon).

The amount of substance of the released gas is quantified by feeding the off-gas directly into a system of communicating vessels. The gaseous emission displaces liquid from within the tubes. Weighing the displaced liquid continuously during the progress of the thermal ramp experiment allows direct insight into the venting as the mass of liquid corresponds directly to the volume of gas.

Gas chromatography is used to quantify the proportions of hydrogen, carbon monoxide, carbon dioxide, oxygen, methane and hydrocarbons of C2 and C3 composition. Most of them are flammable and some also toxic. As critical temperatures initiate the release of these gases, the risk of fire is imminent in the presence of air.

It is safety relevant to prevent heat and mechanical stress in collecting and storing of Li-ion batteries. External short circuits can be avoided easily by covering the contacts of the cells. Mechanical deformation or even punctuation instead presents a high risk of internal short circuits resulting in high heat generation and consequent thermal runaway. During the process of thermal runaway and the accompanying venting, emissions of gas and particles occur. The gas emission endangers the plant and operators. The particulate emission consists of up to two thirds of the cell mass and disperses the cell components. In case of uncontrolled thermal runaway, this dust is then then lost to material recycling and is also potentially harmful to the environment.

Is an Effective Recovery of Heavy Metals from Industrial Effluents Feasible?

A.L. Huber, S. Heuss-Aßbichler & M. John
Ludwig-Maximilians-Universität München, Department for Earth and Environmental Sciences, Munich, Germany

Metallic elements and their compounds represent, depending on their concentration and bioavailability, a potential hazard to the health of humans, animals, plants and other living organisms. Large volumes of water, contaminated with heavy metals or radioactive elements, are generated worldwide, e.g. during mining processes or industrial productions. Most commonly used operation principles for wastewater purification base mainly on precipitation of heavy metals as hydroxides or ion exchange methods. The lion's share of these substances are deposited directly or retreated at physico-chemical treatment plants to meet the criteria for acceptance of waste at landfills. Exemplified by the waste flow of neutralisation sludges, the scale of ecological impact can be estimated. Neutralisation sludges resulting from electroplating industry show average metal contents (67 kg/t) that are comparable to mineable ore deposits. These wastes have to be reported under European List of Waste code 11 01 09: sludges and filter cakes containing dangerous substances. In Germany, only 3 % (1,350 tons of 429,700 tons in 2013) of these residues were recycled, e.g. by smelting. The major part (97 %) was deposited after immobilising and stabilising treatment procedures. The metal contents of these sludges may differ extremely. Based on average concentrations of included heavy metals, and related to 50,000 t/a neutralization sludge, the calculated re-source potential amounts to 2,000 t/a for Cu and 5,300 t/a for Ni. This shows that the loss of the elements by dissipation is considerable. During the last decades, the demand for secondary raw materials and efficient urban mining processes is continuously increasing. In our research project, we developed an alternative method that combines wastewater treatment with effective recovery of heavy metals. Goal of this procedure is to obtain hydroxide free precipitates. In some cases we even succeeded to obtain heavy metals in zero-valent state. Industrial wastewater with heavy metal concentrations up to 25 g/L can successfully be treated. The recovery rates are very high, with in average 99.99 % for Cu, Ni, Zn, Ag and Mn. The introduction of a new technology depends largely on a spectrum of factors. Our method combines ecological benefit and economic advantages with regard to both, business and macro economy.

- Our procedure leads to a drastic decrease of the precipitate volume compared to the usual neutralization treatment of wastewater. Accordingly, environmental impacts can be avoided, e.g. due to subsequent desorption processes of the co-precipitated heavy metals with hydroxides,
- Transport- and disposal costs for voluminous hydroxide sludges (of 100 to 200 €/t in average in Germany, 2015) can be saved,
- The residues recovered by our method in the form of heavy metal concentrate opens up the way for efficient recycling by smelting and
- Under optimized reaction parameters, the manufacturing of metal oxides with the goal of product design is possible. Possible products are delafossite ($CuFeO_2$) or doped ZnO. These materials are extremely interesting for several technical applications. Current methods to synthesize these oxides are complex and often energy-intensive.

From a broad perspective, urban mining requires applicable tools for exploration of secondary raw materials. However, official statistical data of reported industrial effluents (and residues of wastewater treatment procedures) only record its hazardousness but not its metal content. Accordingly, our focus is to derive the economic and macroeconomic framework data, in an open process together with industrial partners and government authorities. Our maps, created by analysing official monitoring data on purified industrial wastewater may serve as thematic maps for secondary raw materials.

File: 1.4

Effects of Fly Ash Addition into a Hazardous Waste Incinerator on Bottom Ash Quality

F. Huber, A. Purgar, D. Blasenbauer, F. Winter & J. Fellner
TU Vienna, Christian Doppler Laboratory for Anthropogenic Resources, Vienna, Austria

Incineration reduces the volume of waste by 90 % and prevents organic degradation processes at landfills which are associated with polluting leachate and gas emissions. Thereby two solid residues remain, namely non-hazardous bottom ash and hazardous fly ash.

In the present study the addition of waste incineration fly ash to the fuel of a rotary kiln used for hazardous waste incineration has been investigated, as such thermal treatment might have several benefits: Destruction of toxic organics present in the fly ash, removal of volatile heavy metals such as Hg or Cd and the bonding of the bulk of the fly ash to the bottom ash generated. On the one hand, such treatment could decrease the amount of fly ash to be disposed of at hazardous waste landfills, but on the other hand, it is unclear if the addition of fly ash contaminates the bottom ash generated in a way that its disposal on a non-hazardous waste landfill is endangered. Therefore, in a first trial one rotary kiln of a hazardous waste incinerator was fed with 0.25 tons wet fly ash (water content 23 %) per ton of combustible hazardous waste for 102 hours. The second rotary kiln of the incinerator was fed with combustible hazardous waste only. No fly ash was added at this kiln in order to use it as a reference. During the time of the experiment bottom ash samples of both rotary kilns were collected every 4 hours. Equal amounts of these samples were combined to daily composite samples which were again combined to a total composite sample. According to Austrian law weekly composite samples are relevant for assessing the chemical composition and leachability of bottom ash. Both criteria are used to evaluate whether bottom ash is accepted at a non-hazardous waste landfill or not.

In addition to the thermal experiment conducted at the hazardous waste incinerator, hazardous fly ash used for the experiment and bottom ash from rotary kiln 2 were mixed in a ratio corresponding to the amount of fly ash inserted at kiln 1 and the amount of bottom ash generated by the combustion of hazardous waste only. The leachate of this mixture (no thermal treatment of the fly ash) was analysed and compared to the leachate of bottom ash of rotary kiln 1 (thermal treatment of fly ash) to assess the immobilisation of heavy metals from inserted wet fly ash by thermal treatment. These results of the analyses demonstrated that the co-treatment of fly ash does not change the composition and leachability of generated bottom ash in a way that prevents disposal on a non-hazardous waste landfill. Nevertheless the concentration of alkali metals in the bottom ash of rotary kiln 1 was significantly increased (up to about 70 % in the case of K) which corresponds to a higher total dissolved solids content in the leachate. However, this does not impair the disposal at non-hazardous waste landfills. On the contrary, simply mixing waste incineration fly ash and bottom ash does not generate a residue that complies with legal limits for non-hazardous waste landfills, apart from the fact that it is not allowed to mix hazardous waste with non-hazardous waste. Therefore it can be concluded that thermal treatment of fly ash together with combustible hazardous waste in a rotary kiln appears to be feasible regarding the quality limits for the disposal of the bottom ash generated at non-hazardous landfills.

Recycling of Biomass Residues as a Coke Substitute in the Iron and Steel Production

A. Sauter
Clausthaler Umwelttechnik-Institut GmbH, Department Metal Recycling, Clausthal, Germany

S. Freitas Seabra da Rocha
University of Applied Science Ruhr West, Institute of Energy Systems and Energy Business, Bottrop, Germany

There is a production of around 43 mil. metric tons of steel per year in Germany and around 34 mil. metric tons per year in Brazil in 2015. Both countries belong to the ten largest steel manufacturers worldwide. Of these, in total 77 mil. metric tons of steel, are about 70 % produced by the basic oxygen process, that is based on iron ore.

In the production of pig iron in the blast furnace coke is needed, which is won by the coking of special coking coal. The coke is used as fuel and at the same time as a reducing agent for the iron oxide.

The worldwide coke production is dominated by China. Currently, the price development has stabilized between US-$ 150 and US-$ 200 per ton. However, with an increasing demand for steel coke, prices will rise again. Under these volatile market conditions for coke prices it appears mandatory for both, the German and Brazilian steelmakers, to search for alternatives for the use of coke.

The goal of the BMBF-funded project is the development of procedures and measures in order to use briquettes based on biomass residues as an alternative to coke in the steelmaking process. The process development includes not only pilot plant tests but also tests in an industrial scale in order to provide the economical connectivity.

Biomass residues will be coked for use in blast furnaces in the steel industry and brought into particulate form. In principle such a procedure is investigated and established already. The innovation in this research project is an application oriented, “low-cost” coking process and the briquetting to high temperature process-capable components.

The case results are expected to minimize the use of fossil coke consumption. This will lead to a significant improvement of the CO_2 balance in the steelmaking process. Furthermore, it is expected to reduce the dependency on fossil imported coking coal or coke. This project contributes to improved bioeconomics in the basic materials industry and with no competition with food and feed production.

File: 1.6

European Harmonization of Methods to Quantify Methane Emissions from Biogas Plants

M. Hrad & M. Huber-Humer
University of Natural Resources and Life Sciences Vienna (BOKU), Institute of Waste Management, Vienna, Austria

The preceding discussion has described biogas and the use of its energy content as a strategy to substantially mitigate anthropogenic greenhouse gases (GHG). During the last years, the numbers of biogas plants has considerably increased in Europe as well as worldwide, due to the growing demand for renewable energy as substitute for fossil energy carriers and the implementation of sustainable waste management practices. The European biogas sector accounts for thousands of biogas installations. However, the positive environmental benefit depends on the level of unintended methane (CH_4) emissions during production and upgrading of biogas. Robust and reliable monitoring of the overall CH_4 losses from practical biogas applications is thus crucial not only from an environmental perspective, but also from a safety and financial one. In addition, it is an important aspect in order to reflect and improve the plant-specific process efficiency as well as to obtain robust emission factor estimates. Since biogas plants are a composite of different, heterogeneous and time variant CH_4 sources (e.g. substrate storage, feeding system, digestate storage tanks, digester cover, gas utilization facilities, dewatering equipment etc.), the quantification of fugitive emissions is an outstanding challenge.

In the past years, attempts were undertaken to quantify single emission sources as well as overall emissions from biogas plants using on-site (direct) and remote sensing (indirect) methods. While measurements on site often focus on one type of CH_4 sources, remote sensing methods cover the overall emission plume. The determination of whole site emissions enables the opportunity to include sources that might be missed by other measurement techniques (e.g. small-scale methods such as chamber measurements) without affecting plant operation. In contrast to direct methods, indirect (remote sensing) ones depend on transport processes in the atmosphere and are affected by conditions of atmospheric stability. With on-site methods it is possible to differentiate between stationary (e.g. gas upgrading) and diffuse (e.g. leaks) sources of emissions. However, enclosure techniques are often criticized because of uncertainties due to lack of spatial integration and discontinuity of measurements. Among the current available measurement techniques, none is in a position to be recognized as the best international reference. Therefore, the establishment of a scientifically based standardization and harmonization of methods would greatly contribute to the assessment of the fugitive emissions from biogas plants.

The research project "MetHarmo" aims at evaluating the performance of five selected techniques (on-site methods including detection of gas leakages and flux chambers; remote sensing methods including inverse dispersion modelling and mobile tracer method with either open-path Tunable Diode Laser Absorption Spectrometry (OP-TDLS) or Cavity ring-down spectroscopy (CRDS), as well as Differential Absorption Light Detection and Ranging (DIAL) measurements) tested simultaneously on a German biogas and upgrading plant.

The Institute of Waste Management will participate in the planned inter-comparison campaigns using the inverse dispersion technique. OP-TDLS will be used to measure average CH_4 concentrations over a set distance in open air (open-path), while a 3D ultrasonic anemometer will provide the required wind and atmospheric stability information for the dispersion model. Within the previous research project "KLIMONEFF" this method proved to be a suitable tool to monitor and quantify fugitive CH4 emissions from biological waste treatment facilities including composting and anaerobic digestion plants. The study will result in a practical guideline, which may serve as a basis for a common European standardization of measurement procedures and data evaluation to generate precise and comparable results within the EU. The inter-comparison campaign will start in autumn 2016. First result will be expected in spring 2017.

KIC Raw Materials Scrap Cycle

A. Pichler, T. Wolfinger, M. Zarl & J. Schenk
Montanuniversitaet Leoben, Chair of Ferrous Metallurgy, Leoben, Austria

In the context of the KIC Raw MatTERS project of the European Innovation- and Technology Institute, a tool for the evaluation of the material flow of iron in Austria should be created. The main idea is to show how much iron scrap is required for industry including the necessary quality classes and how high is the consumption of iron in Austria including the separation into their specific purposes (automotive, consumer goods, infrastructure, construction, machines, etc.).

For the visualization of the system the mass flow program STAN2 is used. To build up the system, it is essential to provide all necessary information of the production from industry, the information from the consumption by the population and at least the information from the trade flow (including import and export) of semi-finished products, goods and scrap. Derived from these data, a visualization of the mass flow of iron and steel of Austria with all correlations is possible. The boundary conditions for the system are the domestic market (from the geographic point of view) and the year 2010 (from the historical point) for a static model.

A main result of the project is a visualization of the material flow of iron during steel production including the main Austrian steel producers and the demand for raw material (mostly bounded in the iron ore) from the global market. Secondly, an evaluation of the iron-stock in Austria was done to see the specific consumption of iron in the different consumer purposes. On the basis of the collected data it was also possible to show that the scrap-production by the Austrian population was about 1.7 mil. tons. On the other side, the requirement from industry is about 2.1 mil. tons of scrap. By the aid of the system one can see where and how much scrap is required and also which classes of consumption need or produce the highest amount of scrap. With this information, the single connections between the processes are seen. The next goals of this project are to show whether a steady state of scrap return is reached (by a dynamic model) and if yes, when it will be reached. Furthermore, it is important to know which qualities of scrap as well as steel will be supplied by the scrap recyclers in the future.

File: 1.8

Electrohydraulic Fragmentation: Innovative Process for the Recycling of Galvanised Plastics

T. Hartfeil, S. Grieger, K. Bokelmann, J. Herdegen, A.-L. Bachmann, C. Gellermann & R. Stauber
Fraunhofer Project Group Materials Recycling and Resource Strategies, Alzenau, Germany

Galvanised thermoplastics, e.g. chrome-plated ABS (acrylonitrile butadiene styrene), ABS-PC (polycarbonate) or PA (polyamide) combine the advantages of plastics (low density, near-net-shape production by injection moulding, low price, etc.) with those of metals (optics, haptics, electrical conductivity, wear resistance, etc.). They find broad application in the automotive industry but also in other sectors like electrical engineering, household, and sanitary. The typical coating structure starts with a copper layer (20-25 µm), followed by a nickel layer (5-10 µm), and finally the chrome layer with a thickness of only 0,5 µm. For a high-grade recycling of production or consumer waste the metal layers have to be removed as completely as possible from the base material. The direct re-use for injection moulding and the subsequent galvanisation require a purity of > 99 %. The process of electrohydraulic fragmentation (EHF) presented here allows for a large-scale detachment of the metal layers using a purely mechanical-physical approach without the application of solvents or acids.

The process of EHF is based on shock waves which are generated by pulsed high voltage discharges. The shock waves propagate through the surrounding liquid and hit the material. The short but very intense mechanical impacts preferably attack weak spots within the material: The fragmentation occurs at macroscopic joinings (clamped, bonded, screwed) or microscopic phase or grain boundaries.

The test material was cleaned from dirt and manually cut into pieces of approx. 5 cm. A total number of 146 pieces with a total mass of approx. 1 kg were treated in the reactor. The experiment was carried out iteratively, i.e. after a predefined number of pulses the reactor was opened and all of the material was taken out. Loose coating material was rinsed off, then the pieces were dabbed dry and weighed. After that, all of the material including the process water was put back into the reactor and the next pulse sequence was started. The test material was subjected to a cumulative number of 1,000 pulses. In order to determine the residual metal content, 5 pieces of decoated ABS-PC were put into 1 mol/l HCl and H_2SO_4 respectively and stirred for several hours at 50 °C. The concentrations of copper, nickel, and chromium were determined by means of inductively coupled plasma optical emission spectrometry (ICP-OES).

It could be demonstrated that the process of EHF is well-suited for a fast and thorough decoating of galvanised thermoplastics. The residual metal content after a test duration of less than 10 min is well below 1,000 mg/kg. The material is thus already suited for regranulation where the remaining contaminants are removed by melt filtration. In the next step, corresponding experiments followed by injection moulding and subsequent galvanisation are planned.

File: 1.9

Dismantling and Treatment of External Thermal Insulation Composite System (ETICS)

N. Heller & S. Flamme
FH Münster University of Applied Sciences, IWARU Institute for Water·Resources·Environment, Münster, Germany

Since the 1970s, there have been laws and regulations in Germany regulating the energy efficiency of buildings using thermal insulation. Since then, the standards have constantly increased. The thermal insulation of facades is essential for new buildings and restructuring measures. External Thermal Insulation Composite Systems (ETICS) are the most used thermal insulation of its kind.

ETICS are composed of several firmly connected layers and have the task to insulate the exterior masonry and form the facade. Different kinds of insulation materials are used, such as mineral wool, expanded polystyrene (EPS), polyurethane or natural insulation like soft wood fiber. Inorganic or organic plaster systems as well as brick slips can form the outer layer.

According to a recent study, approx. 9 mil. Mg of ETICS, mostly based on EPS, were sold in Germany between 1960 and 2012. Today, the dismantling volume is only 0.1 % of the installed ETICS volume. Therefore the waste volume will increase prospectively.

Most of the current EPS based ETICS waste contains the flame retardant Hexabromocyclododecane (HBCD), which was prohibited in August 2015. As of 30.09.2016, waste containing HBCD will be declared as hazardous waste in Germany. Currently ETICS waste is combusted in appropriate facilities where the HBCD is destroyed. Nowadays, only HBCD free products are permitted to be sold. Disposal methods in the sense of the circular economy like recycling will gain in importance in the future. This requires a concept with different stages:

- Dismantling,
- Logistics,
- Treatment and
- Recovery.

The recovery method sets requirements for the used materials which must be fulfilled through the dismantling method on the construction site or in a treatment. For example today's EPS recycling technologies need a pure EPS like packaging material or cuttings from production. EPS boards contaminated with coat do not fulfill these demands.

Attempts aiming at the production of pure fractions made of EPS based ETICS were performed at the Institute for Water·Resources·Environment. Two dismantling measures were supervised and evaluated scientifically. The first dismantling measure was a selective deconstruction of an EPS based ETICS with brick slips. The layers have been dismantled mostly with manual tools such as hammer, axe or pitchfork. In contrast to that the second ETICS was dismantled with an excavator. As expected the selective deconstruction took more time, but also the separately collected EPS could not fulfill the requirements of purity in order to avoid an additional treatment.

As a consequence treatment attempts with mixed EPD based ETICS waste were performed. The first step of treatment was crushing. An impact crusher showed the best results in disintegration and selective crushing. In a following sieving the fine fraction enriched with crushed coat could get separated from the remaining material. The third step was the density sorting of the fractions EPS, mineral materials and reinforcement. Air separation sorts materials mostly by their density. The application of two consecutive air separations could create mostly pure fractions of EPS, mineral materials and reinforcement.

These results show that it is possible to produce a great amount of pure fractions by means of an established treatment technology. Further tests should be implemented to increase the degree of disintegration while crushing and to separate non-disintegrated particles. Additionally an attempt on industrial scale is planned.

File: 1.10

Material Composition and Recovery of Printed Circuit Boards

A. Jandric
University of Natural Resources and Life Sciences, Institute of Waste Management, Vienna, Austria

The significance of appropriate recycling technologies for Printed Circuit Boards (PCBs) grows as a result of the increasing mass stream of electrical and electronic equipment on the one hand, and their copper and precious metals content on the other. The costs of the recycling process and the scale of the environmental impact depends on the material composition of PCB. Materials presented in PCBs can be classified into three groups: metals, ceramics and plastic. The aim of this paper is to provide an overview on the material composition and a comparison of available metallurgical technologies for the PCBs. The leading technologies are pyrometallurgy and hydrometallurgy due to their high efficiency rate and multitude of recovered metals. Based on the combination of these two technologies, large scale industrial plants have been established in Europe and in the rest of the world. Beside these, new technologies are emerging, i.e. bioleaching, molten salt oxidation and electrometallurgy. In the paper the technologies are compared with regard to their state of development and metal recovery efficiency.

File: 1.11

Pyrolytic Conversion of a Fine Fraction of a Mechanical-Biological Waste Treatment Plant (MBT) for Energy Recovery

M. Meirhofer & C. Strasser
Bioenergy 2020+ GmbH, Sustainable Supply & Value Chains, Pinkafeld/Wieselburg, Austria

R. Kranner & C. Wartha
University of Applied Sciences, Department Energy and Environmental Management, Pinkafeld, Austria

Rising demand on biogenic resources leads to a shortage and increases the competition of markets. Therefore the use of alternative feedstock comes to the fore and the awareness of the importance of an efficient and sustainable use of residue and waste is rising. The development of processes for an energetic and/or material utilization and so a cascading use of such materials is needed. In the present paper the potential for a pyrolytic treatment of a fine fraction of a mechanical-biological waste treatment plant is analyzed. In a series of experimental runs the influence of different process parameters as well as the use of natural catalysts on the pyrolysis process is being investigated.

The resulting products (solid, liquid, gaseous) of the process are analyzed concerning their material and energetic characteristics. These analyses include the gross calorific value, elementary and GC-MS analysis. Additionally the solid product is examined concerning the potential of volatile matter to get knowledge of the grade of conversion.

The experiments were carried out in a laboratory scale screw reactor with electrical heating and a capacity of about 5 kg/h. While tests proceeded without additive showed a maximum of liquid product at 400 °C the use of clinoptilolite as a natural catalyst caused a shift of the maximum to a temperature of 500 °C. The highest grade of conversion was achieved at 600 °C with as well as without catalyst. The experiment at 500 °C without catalyst showed similar results.

The gained liquid product consists mainly of two phases (oily/aqueous). At a temperature of 400 °C the quantity of the oily phase was at about 10 %, at 600 °C it was 35 %. The average gross calorific value was 34 MJ/kg. The chromatogram showed that the organic phase consists mainly of long-chained saturated and unsaturated hydrocarbons as well as derivatives of styrene. In comparison to pyrolysis oil gained from wood the organic phase differs in elementary composition. The oil converted from the fine fraction possesses higher amounts of carbon and hydrogen and a significant higher amount of nitrogen.

To get better knowledge of the process and the influence of the process parameters on the composition of the liquid product continuative experiments are planned. Therefore test runs with staged temperature levels will be conducted so the formation of the different components in the liquid can be shown as a function of the temperature. Further the possibility of deposition of the solid product on a landfill has to be examined.

File: 1.12

Flue Gas Condensation for Increased Efficiency of Waste-to-Energy Plants

A. Zschetzsche
UVP Environmental Management and Engineering GmbH, Vienna, Austria

H. Pauli
Linz Strom GmbH, Linz, Austria

Following the EU targets concerning energy efficiency and climate protection, increased energy efficiency is a main topic in Waste-to-Energy (WtE) plants.

A technological and economic evaluation was prepared for a typical WtE plant in Austria producing district heating and electric power for a mid-size town.

The production costs for additional heat from flue gas condensation compared with different heat pump solutions were analysed (compression heat pump, CHP and absorbtion heat pump, AHP).

Reference data for 70 MW (fuel input):

- Flue gas amount: 145,000 kg/h
- Flue gas temperature upstream of condensation: 150 °C
- Water content in flue gas: 23 %
- Dew point of flue gas: 62 °C
- District Heating return temperature: 55 °C
- Full load hours 5,000 h
- Additional district heating capacity: 60 GWh/a (CHP) / 50 GWh/a (AHP)

It can be demonstrated, that the combination of these technologies is a feasible option for the increase of energy efficiency. Heat production costs between 18 and 28 €/MWh (without distribution costs) were calculated based on the chosen reference input data.

File: 1.13

New Sampling Technique for Coarse Waste Materials from Bales

M. Wellacher & T. Berto
Montanuniversitaet Leoben, Chair of Waste Processing Technology and Waste Management, Leoben, Austria

The project explores new sampling methods to achieve non-destructive sampling in waste bales compared to the current state-of-the-art technique. Improving the sampling process, a major source of error (up to 90 % of the total error), is expected to lead to higher accuracy of the results.

Tested methods include:
- The state-of-the-art method,
- Sampling with a chainsaw and
- Drills with different crowns.

The current state-of-the-art method implements breaking up the bale, followed by shredding and tapering the samples. Long-winded and time-consuming, this technique also leads to destroying the bales, with the residual material having to be pressed again.

Samples were taken from baled sorting residues of packaging waste. The drilling direction was along the direction of the bale-pressing for a representative cross section, and the gained drilling cuttings are used as samples.

The most effective method for non-destructive sampling turned out to be a concrete core drill with a customised crown. Depending on the size of the bales, up to 20 increments can be obtained without compromising the stability of the bale. This new method was called “Direct Bale Sampling”.

Costs and standard deviation are used as comparable parameters as well as the bias for one doped parameter (molybdenum).

The operation costs for the state-of-the-art method were € 360 per sampling procedure, for the “Direct Bale Sampling” € 160 per sampling procedure.

Compared to the current state-of-the-art the new method shows no deterioration of precision of evenly distributed parameters, such as heating value or dry substance. The unevenly distributed parameters, e.g. the doped molybdenum or vanadium however, showed higher errors of precision and trueness.

The inhomogeneous properties of waste have prevented more effective methods to reduce the sampling error, “Direct Bale Sampling” shows great fluctuations around the actual mean value. However, the new method cheaper and more effective concerning homogeneous parameters.

File: 1.14

VDI 2343 Recycling of Electrical and Electronic Equipment – Part Marketing

R. Brüning & J. Wolf
Dr. Brüning Engineering UG, Brake, Germany

The "The Association of German Engineers" or VDI for short, is a charitable, non-commercial and politically independent technical and scientific association of engineers and scientists, with more than 150,000 full members.

The VDI publishes guidelines that constitute generally acknowledged rules of technology. They are drawn up by interested experts working in an honorary capacity. Each guideline committee has to be staffed in such a way that all interested parties are represented adequately. Today there are approximately 2,000 valid VDI guidelines, one of them the guideline 2343.

The guideline committee 2343 – "recycling of electrical and electronic equipment" was established in 1996 and consists of about 120 expert members representing all interested parties. In order to cover the complex details adequately, sub-committees were established, in which the experts work on seven topic areas. Their recommendations are published in seven separate parts, which together form the VDI guideline 2343. Those parts are:

- Part 1: Basics,
- Part 2: Logistics,
- Part 3: Disassembly,
- Part 4: Preparation Techniques,
- Part 5: Recycling,
- Part 6: Marketing and
- Part 7: Reuse.

The parts of the guideline are updated successively. Currently the Part concerning "Marketing" of the guideline is worked out.

Today the extraction of primary raw materials is characterized by an increasing demand, exhaustible resources, more and more difficult extraction conditions and a higher use of energy compared to the extraction of secondary raw materials. For environmental as well as economic reasons it is necessary to open up alternatives to raw material extraction.

It is the purpose of the part "Marketing" to help ensure, that valuable materials contained in used equipment are made available again for the economic cycle after the equipment's end-of-life. The part will give recommendations for recycling facilities regarding to the marketing or elimination of ferrous and non-ferrous metals, plastics, glass, picture tubes, critical materials and materials with hazardous potential. The recommendations of the part "Marketing" should help ensure an increasing usage of secondary raw materials. Besides a discussion of possible marketing or disposal channels for fractions, the guideline will contain further practical information regarding fraction handling, such as waste labelling, notification requirements or customary transport units.

File: 1.15

Dry Slag Granulation with Heat Recovery – FORWÄRTS 2.0

K. Doschek & H. Raupenstrauch
Montanuniversitaet Leoben, Chair of Thermal Processing Technology, Leoben, Austria

Nowadays, environmental protection and energy efficiency are important topics for energy-intensive industries in Europe. Molten blast furnace slag represents one of the largest untapped energy source in the steel industry. The state-of-the-art practice is to solidify molten blast furnace slag by rapidly cooling it in granulation plants, using large volumes of water. The product is normally used as a substitute for cement clinker or as an aggregate material in road construction. With this commonly used production method it is not possible to utilise the remnant heat energy of the molten slag, of about 1.5 GJ/t of slag. Furthermore, the granulate needs to be dried in an additional energy intensive process step.

Aim of the R&D project "FORWÄRTS 2.0" is to develop a reliable dry quenching technology for molten blast furnace slag to recover the high-temperature waste heat while reaching the process conditions required for the production of a glassy slag suitable for the cement industry. Additionally, a huge amount of water and drying energy can be avoided.

The dry slag granulation concept is based on the centrifugal atomisation of liquids. Molten slag is delivered onto the centre of the cup from a slag runner. The rotation of the cup forces the slag outward to the lip where it is atomised. The resulting slag droplets cool in their flight and in the slag bed by cooling air. The off gas can be used for driving different heat recovery applications.

"FORWÄRTS 2.0" is currently underway by a consortium of companies led by Primetals Technologies and comprising voestalpine Stahl GmbH, FEhS Building Materials Institute and the Chair of Thermal Processing Technology. This project is funded by the Climate and Energy Fund under the Energy Research Program.

The semi-industrial scale plant is going to granulate a slag flow up to 1 t/min to produce high-quality blast furnace slag sand. The development of the prototype plant is underway and will be installed at the site of voestalpine Stahl GmbH in Linz. The research focuses on discovering the behaviour of the slag under realistic conditions in a closed system when the airflow is getting reduced and the temperature rises.

The following innovation objectives should be implemented in FORWÄRTS 2.0:

- Sufficient high glass content,
- adequate levels of exhausted air temperature,
- system for slag handling and
- a solid granulation facility/site.

In conclusion dry granulation of blast furnace slag subsequently allows an environmental friendly and sustainable processing for one of the last big heat recovery potentials at a modern blast furnace.

File: 1.16

Percentage of Metallic Components of the Total Metal Content for Several Elements in Solid Recovered Fuels

A. Aldrian, P. Eggenbauer, R. Sarc & R. Pomberger
Montanuniversitaet Leoben, Chair of Waste Processing Technology and Waste Management, Leoben, Austria

For the production of solid recovered fuels (SRF), fractions with high calorific values from commercial or municipal solid waste are used which contain metallic fractions or composite materials. Despite elaborate treatment steps and multiple metal separation steps (eddy current, magnetic separator), the SRF still contain a certain amount of metallic components. On the one hand, an additional revenue could be obtained due to an improved metal separation. On the other hand, a reduction of the metal content could possibly be achieved for several parameters. If additional metal separation steps are feasible was subject in a project at the Chair of Waste Processing Technology and Waste Management. In the course of this project, the percentage of metallic components of the total metal content for several elements in solid recovered fuels was determined.

In all, ten SRF of different suppliers in Austria and of various quality (Main Burner and HotDisc) were examined. The samples were sieved to facilitate the subsequent manual sorting of visible metallic particles. These metallic particles were digested with aqua regia and then measured with either a flame atom absorption spectrometer (FAAS) or ICP-MS (mass spectrometry with inductively coupled plasma). The following elements were determined: Al, Fe, As, Cd, Cr, Co, Cu, Hg, Ni, Pb, Sb, Sn and Zn. The same treatment was applied to the sorting residue.

The percentage of metallic particles that were sorted out was in average 0.76 % for MB-SRF and 1.28 % for HD-SRF. Fe, Al, Cu, Cr and Ni were present in higher metallic concentrations in the SRF samples. However, Hg, Cd, Sb, As and Pb were either dispersed within the sample or were incorporated into materials. For these elements, a reduction cannot be achieved by an improved metal separation during SRF treatment. Sn, Co and Zn were present partly in higher concentrations in the SRF samples but were found only in small amounts in a metallic form for most parts.

File: 1.17

Material vs. Energy Recovery – An Assessment Using Computational Tools NERUDA and JUSTINE

J. Kropáč, J. Gregor & M. Pavlas
Brno University of Technology, Institute of Process Engineering, Brno, Czech Republic

This paper deals with recent improvement of in-house developed large-scale computational tools NERUDA and JUSTINE. The NERUDA tool provides support for strategic decision making in the field of waste management. The key part of NERUDA is a waste management related logistic problem. The logistic problem is solved by mathematical programming and is used to simulate competitive environment in waste management. The JUSTINE tool is an optimization model recursively applied to region divided into several sub regions and also their parts. The optimization model is used to obtain estimates of desired parameters that can be used for waste production, composition and calorific value prediction. A new important module representing current technologies for waste sorting – mechanical-biological treatment plant (MBT) and sorting line – are described in more details in the paper.

The practical contribution of described computational tools is presented through a case study. The study is based on important outcomes of a comprehensive project of the Ministry of Environment of the Czech Republic, which describes regional waste management parameters on micro-regional level. The study also introduces the tool's potential for abroad applications in countries with developing waste management (e.g. eastern markets).

File: 1.18

Automotive Plastics and Recycling: – Chance or Illusion?

D. Schönmayr
University of Graz, Department of Geography and Regional Science & Institute of Systems Sciences, Innovation and Sustainability Research, Graz, Austria as well as Business Upper Austria – OÖ Wirtschaftsagentur GmbH, Environmental Technology Cluster, Linz, Austria

Purpose: The main purpose of this paper is to provide an overview of selected empirical results of the PhD thesis "Plastics Recycling in the Automotive Sector" (Schoenmayr 2016) concerning the analysis of the automotive plastics production and recycling system including solutions to tackle the insufficiency of plastics recycling and the low usage of recycled plastics in order to advance industrial sustainability through an increased circular economy.

Central research questions: How ecologically sustainable is the automotive life cycle in terms of plastics, and what are the reasons for this? What are the benefits and drawbacks of virgin and recycled plastics in terms of ecological, economic and technical performance? What are the challenges, and the best solutions to improve this system in terms of ecological sustainability, with a focus on the recycling aspect in particular? And how will this system develop by 2020 and beyond?

Methods: Literature research, expert interviews, a qualitative and quantitative online questionnaire throughout Europe, expert workshops to validate the survey and to develop concepts for solutions together with key players were applied.

Key findings: Plastic materials in the automotive sector are highly controversial in terms of sustainability. On the one hand, plastics represent a solution to the automotive industry for decreasing the environmental pollution during the life-phase of a car through enabling lightweight construction. On the other hand, the automotive plastics production causes negative environmental impacts, including greenhouse gas extractions through crude oil demand. Currently, the share of plastics in cars is even more increasing than previously expected, whereas the share of recycled content is still very low. Consequently, plastics in the automotive sector are insufficiently implemented, primarily based on low material performance and a low number of suppliers of recycled plastics. Still, the economic and ecological advantages are already recognized causing the industry to aim at circular economy. A solution is to use recycled plastics instead of virgin plastics which increases the ecological sustainability significantly. A high quality plastics recycling loop is technically possible. This is a chance for the industry because consumers focus increasingly on sustainability when purchasing products. However, the strongest lever to advance sustainability in this system are politics.

Practical implications: This transdisciplinary paper based on selected results from the PhD thesis provides options for the automotive plastic production and recycling system to tackle the current insufficiency of recycling and the re-use of plastic in the automotive sector. Automotive plastic recycling is in its infancy yet, but it is a high potential sector, even for other branches.

Originality and Value: There is a lack of information, innovation, and ultimately practical solutions within the automotive plastics world regarding recycling. This paper provides a contribution to close these gaps, offers a holistic overview and answers the call for corporate sustainability in EU's "Europe 2020" strategy.

File: 1.19

Elektrodynamic Fragmentation of E-Waste

C. Iseli & M. Streicher-Porte
University of Applied Sciences and Arts Northwestern Switzerland, School of Engineering, Center for Resource Efficiency CER, Windisch, Switzerland

R. Martino & S. Gaydardzhiev
University of Liège, GeMMe, Liège, Belgium

A. Weh
Selfrag AG, Application development, Kerzers, Switzerland

Completing the process of pre-concentration at an early stage of metal recycling is essential. For this purpose, a selective comminution is needed. Electrodynamic fragmentation (EDF), an innovative technique, complies with these requirements. The paper shows that EDF is suitable to decompose composites made of metals and plastics without the need to finely grind the material. Therefore, EDF can be used as a recycling step in a wide range of various electronic scrap. Investigations were made with e-waste and especially with printed wiring boards (PWBs). One of the findings was that compact devices can be opened sufficiently to liberate the target components, e.g. batteries, PWBs, etc.

While processing PWBs, a typical characteristic could be observed: At a low energy level, EDF starts to remove the attached components. At a higher energy input, delamination of the copper layers occurs. When an even higher energy level is applied, the size of the PWBs is reduced. A metal enriched fraction was achieved when EDF is applied to WEEE.

File: 1.20

Could Fridge Recycling Treatment be Changed due to VHC Used as a Foam Blowing-Agent?

M. Samhaber, M. Bartmann & M. A. Pollak
wpa Beratende Ingenieure GmbH, Vienna, Austria

275,000 end-of-life refrigerators and freezers are treated in Austria every year. Standard treatment comprises shredding within closed plants including degassing of Polyurethane foams and cryo-condensation of blowing agents (VFC, VHC).

Since the ban of VFCs as blowing-agents in 1997, industry switched to VHC (mainly Isobutane and Cyclopentane), which has a 100-times lower global warming potential and zero ozone depletion potential. Today VHC-fridges represent more than 50 % of end-of-life devices and VFCs are predicted to disappear completely by 2020 from this waste stream.

However, the most striking advantage of VHC – the marginal environmental impact compared to other foam blowing agents – has not yet led to alternative treatment procedures. Moreover, treatment of VHC-containing components in encapsulated plants creates a certain explosion risk, which is usually prevented by adding nitrogen as an inert-gas, making the process even more energy consumptive.

An alternative treatment technology for treating cooling appliances containing VHC could use the relation between particle size of insulation foam in the shredded material and the VHC-binding within the foam-particles. The main target is to capture more than 90 % of contained VHC within the foam ("Foam Capturing") for ensuring thermal recovery later on.

The alternative treatment process runs in open shredding systems, explosion risks are prevented by ID fans and energy consumptive degassing is unnecessary.

The feasibility of this approach has been proved by field-scale batch experiments with cabinets of VHC-fridges only. Batches with differing shredder configurations and loading rates came up with 85 – 94 % of initial VHC captured in the foam-particles. It showed that this alternative treatment procedure could reduce greenhouse gas emissions by 12.6 % and save up to 29 % of the energy needed for processing cabinets of VHC-fridges and freezers.

The alternative treatment technology is in line with legal requirements regarding recycling rates and relevant VHC emission thresholds. Indispensable requirements for the regular use on industrial scale are accurate detection of VHC-containing cooling appliances and reproducible and adaptive shredder-configurations in order to ensure optimal foam-particle size throughout the whole process.

Recycling of Precious Metals from Steel Mill Residues With the RecoDust-Process

W. Reiter, B. Geier & F. Edler
K1-MET GmbH, Leoben, Austria

K. Pilz
voestalpine Stahl GmbH, Linz, Austria

H. Raupenstrauch
Montanuniversitaet Leoben, Chair of Thermal Processing Technology, Leoben, Austria

In metallurgical industries residual dusts or sludges occur at the most process steps. The amount of dusts formed in steel production is about 15 – 22 kg/t steel and these dusts contain about 50 % iron and up to 30 % zinc. The zinc content in the dust derives primary from galvanized scrap like body sheets from the automotive sector. Economical and ecological reasons are rising the costs for the disposal of process residues and the interest in fabrication saleable products is getting more interesting for the metallurgical industry.

In the electric arc furnace the scrap proportion is much higher than in the blast oxygen furnace, forming dusts with higher zinc content. For recycling of these electric arc furnace dusts the Waelz rotary kiln process is state of the art technology, dusts from the blast oxygen furnace are usually not treated in this process. For optimal operating conditions at the blast furnace the zinc input has to be limited, so for a reuse of the dusts the separation of zinc and iron is necessary.

A new technology for the separation of zinc from steel mill dusts is the RecoDust process, which is the only process not needing any pretreatment steps. Dry, pourable dusts with a grain size < 1 mm can be used. The RecoDust process can be divided into four steps. In the first step, an oxygen/natural gas burner melts the dust and provides reducing agents by the combustion with an air/fuel ratio < 1. In this step, the zinc oxide is reduced, transformed into vapors state and leaves the reactor with the other volatile elements through the flue gas system. The non-volatile elements accumulate in a liquid oxide phase at the bottom of the reaction vessel and are discontinuously tapped. In the second step the post combustion oxidises the vaporous zinc and the not used reducing agents. The exhaust gas stream is cooled down by injecting water and compressed air from 1,700 °C down to 800 °C. In the third step the temperature is quenched down to 150 °C, which is necessary for the usage of a baghouse filter in the last process step.

Due to the separation of iron and zinc two saleable products are formed without producing any process residues. The non volatile elements form a slag which contains about 50 % iron which can be used in the steel mill as an iron ore substitute. The dust from the baghouse filter contains zinc oxide contents up to 90 % and can be sold as a secondary resource in the zinc industry.

After successful treatment of many different types of dusts, sludges and mixtures the focus will be a feasibility study for the construction of an industrial size demo plant. Therefore testing of the boundaries, involving heat recovery systems and further processing of the RecoDust products are necessary. The effects will be combined with a simulation of the process.

File: 1.22

„State-of-the-art“ of German Bottom Ash Treatment from Waste Incineration on the Focus of Minerals

V. Enzner & K. Kuchta
TU Hamburg, Institute of Environmental Technology and Energy Economics, Hamburg, Germany

Waste incineration is in Germany the standard waste disposal for municipal solid waste. The main residue after incineration is bottom ash with an amount of about 27 % of the waste.

Bottom ash treatment for the recovery of metals is an advanced technology. On average a plant applies five magnets and five eddy current separators, allowing to achieve high recovery rates for Fe and NF of 7.7 % and 1.3 % respectively. 0.9 % of unburned organic matter are separated and after all 89 % of minerals are remaining. Different metal-products are recycled. Mineral aggregates are determined with declining sales markets and complicating law conditions.

The BMBF funded project OPTIMIN tries to promote new and existing distribution channels by conditioning the properties for example with wet treatment.

So far, the competence for substitution of construction material is under the legal power of the federal states in Germany. Besides special regulation in each country, the federal state working group called LAGA has a regulation (LAGA M20) for whole Germany. By meeting the criteria written there the mineral aggregate from bottom ash can be used under the criteria Z2 (“restricted assembly within defined security measures”). Leaching tests according to DIN 12457-4 with a liquid/solid ratio (L/S) of ten are required and some solid examinations. If usage beyond landfill is not possible the landfill regulation (DepV) is applied. There are different landfill categories (DK) like DK0, DKI and DKII. For fulfilling the required criteria, also shaking leaching tests according to DIN 12457-4 with L/S = 10 are required. To get a united and new regulation for whole Germany there is a long ongoing process for the so-called “Ersatzbaustoffverordnung” or “Mantelverordnung”. In the current draft bottom ash can fulfill the criteria for HMVA-1 and HMVA 2. For the proof of suitability a column test with a L/S of two is required. In between defined periods also shaking tests according to DIN 19529 with a L/S of two are allowed. If the draft will become valid like that, a different leaching test has to be done with the same material if the usage is not possible.

To test the comparability of different leaching tests investigations were done. Starting with the two different shaking tests DIN 12457-4 and DIN 19529 which are, except for the L/S from procedure very similar. Three different bottom ashes, treated in the same treatment plant were investigated with different grain sizes.

Comparing the results, chloride is behaving very similar calculated in a mass related unit. For sulfate a factor of L/S two to ten has to be used. No stringent connection could be found for chromium and aluminum.

In future more characterization of material flows especially created in the project OPTIMIN have to be investigated, also comparing the leaching results from shaking and column tests.

Requirements for the Low-Emission Operation of Composting Facilities with Respect to the BAT Document

C. Rolland & J. Kuczewski-Poray
Municipal Department 22 – Environmental Protection, Vienna, Austria

R. Siebenhandl
Municipal Department 48 – Waste Management, Street Cleaning and Vehicle Fleet, Vienna, Austria

A revision of the reference document (BREF) on best available techniques (BAT) in waste treatment that was published in 2006 on the basis of the IPPC Directive (Council Directive 96/61/EC) is currently underway at European level. For the first time composting is included in the scope of the document, including a definition of the current state of the art for composting plants falling within the scope of the Industrial Emissions Directive (IED).

In a joint project conducted in consultation with stakeholders and plant operators, the Environment Agency Austria and the City of Vienna have identified essential requirements for a low-emission operation of large composting facilities. These requirements take into account the State of the Art of Composing guideline issued by the competent Austrian Ministry (Federal Ministry of Agriculture, Forestry, Environment and Water Management) and best-practice examples of Austrian composting facilities. The resulting document, "Essential requirements for a low-emission operation of composting facilities", has been forwarded to the EU Commission's IPCC Office in Seville as an Austrian contribution to the revision of the BREF on waste treatment. The document is to emphasise the Austrian position and the importance of process parameters for low-emission composting.

The document defines requirements for material storage with regard to the site's subsoil and roofing as well as fast processing. Upon receipt, the feedstock should enter the biological treatment process as soon as possible by windrow formation. Conditions for ideal oxygen supply must be created by way of adequate material blending, windrow geometry and turning intervals. The document also underlines the importance of water content, C/N ratio and temperature as controlled variables for a low-emission operation.

Open windrow composting equally allows for professional low-emission operation. In open composting the measurement of O_2, CO_2 and CH_4 and of the temperature at the windrow core is an essential criterion for monitoring the required aerobic conditions and for documenting low-emission composting according.

Storage and treatment areas must be designed to allow for the fast drainage of press, process and precipitation surface water in order to avoid water-logging at the windrow base. Correspondingly, the requirements for slopes, depending upon windrow height, annual precipitation and the existence of roofing and/or integrated aeration and discharge channels, need to be observed.

Impact of Sustainable Dismantling of Buildings on the Design Process in Austria

A. Hogge, A. Bockreis & A. Tautschnig
University of Innsbruck, Innsbruck, Austria

T. Hogge
Hogge Consult KG, Innsbruck, Austria

On the contrary to the wide-spread opinion, sustainable construction does not exclusively concern the building phase and operational phase, but also relates to the demolition of a building. Nevertheless, it is at demolition phase when the used construction products should be prepared for another life cycle to ensure the conservation of raw materials.

Since it is a long lasting period of time between design and demolition, thoughts and assessment considering this part of sustainability run rather short. Additionally, the present value for demolition and dismantling costs are tending towards zero due to capitalization rates being still relatively high.

Having enforced the obligation of regulated dismantling as a standard method of demolition everything changes. On the one hand, there will be a high impact on the process of design and implementation. On the other hand, this will bring about important economic aspects. The costs of demolition or the selective and regulated dismantling of a building, as well as the costs for recycling and landfill will increase steadily due to technological and legal circumstances. So far there is no solution how these expenses can be reduced in the long run, since they depend on many different factors. The timespan between design and dismantling of a building can reach decades making it even more difficult to forecast the costs on a long-term basis. During this period of time ownership, prices, technological possibilities and legal circumstances for recycling and renovation will change definitely. The sum of all these factors makes it extremely difficult to estimate future costs of dismantling.

The investment costs, the framework of facility management and the boundary conditions for the future dismantling of a building, as well as the possible reuse of the dismantled urban resources are significantly influenced by the design stage. Therefore it is vitally important to carefully consider the dismantling of the project during the design process.

This paper investigates the identified problems and gives an overview of the dismantling of buildings or constructions regarding aspects of ecology, technology and economy. Parameters of dismantling will be identified and possibilities of sustainability during the design process taking into account will be depicted.

First, the actual costs from recently dismantled buildings will be analysed and structured according to the methods currently used for dismantling and recycling.

Furthermore, construction products and components from new constructions and completely renovated buildings will be analysed in terms of dismantling and reusability. This analysis is carried out alongside a set of standards, specifically designed for this purpose and strongly linked to the main categories of sustainability. It also reveals the possibility of comparing components and watching the compliance with the state-of-the-art. Since the EPD-System (Environmental Product Declaration) which still is a work in progress is taken into consideration, requirements and specifications concerning component and dismantling qualifications may be written.

At last, the gained assessment matrix will be verified looking at the actual processes of design and planning and tracking future trends of sustainability in Austria. Possible improvements of the state-of-the-art concerning the dismantling of buildings during design and operational phases will be explained.

A Common Framework for Assessing Life Cycle Impacts of Food Waste Prevention, Valorisation and Treatment

N. Unger
University of Natural Life Sciences (BOKU), Institute of Waste Management, Vienna, Austria

J. Davis & K Östergren
SP Technical Research Institute of Sweden, Food and Bioscience, Gothenburg, Sweden

M. Loubiere
Deloitte Sustainability, Neuilly-sur-Seine, France

The European Waste Framework Directive 2008/98 EC mandates that member states should take measures to encourage waste prevention and management options which deliver the best overall environmental outcome from a life cycle perspective, even if these differ from the waste hierarchy. Life cycle assessment (LCA) is a well-established tool to compare and evaluate such environmental life cycle impacts of food (waste) systems. However, as a tool, LCA leaves a lot of freedom to the assessor to determine key aspects. Notable aspects can be found mainly as part of the goals and scope definition, such as functional unit, system boundaries or the handling of multiple outputs. This influences the outcome of the assessments.

A literature review showed that there is a gap between existing guidance on performing life cycle assessments (LCAs) and methodology actually applied in LCA case studies on food waste. In order to bridge this gap a common framework will be developed as part of the REFRESH project. The piece of work presented here focuses on defining REFRESH Situations; these are clearly described circumstances that should help the LCA assessor of food waste related studies to identify more easily what type of situation he assesses. There are four REFRESH Situations: prevention at source, co-product valorisation, valorisation as part of waste management and end of life treatment. They have in common that they can take place at any point/process in the life cycle, take place within the remit of any stakeholder and should accommodate all final destinations. Using these situations as part of a wider methodological framework will support assessors to examine the system under investigation in more detail and will help making decision making more transparent.

This work is based on Unger et al. (2016) and is carried out under the REFRESH project: “Resource Efficient Food and dRink for Entire Supply cHain”, where the main objective is to work towards the project’s goal to contribute towards the United Nations’ Sustainable Development Goal 12.3 of halving per capita food waste at the retail and consumer level and reducing food losses along production and supply chains, reducing waste management costs, and maximizing the value from unavoidable food waste and packaging materials. REFRESH is funded by the Horizon 2020 Framework Programme of the European Union under Grant Agreement no. 641933 (http://www.eu-refresh.org).

Revision and Optimization of a Waste Management Concept in a Company of the Vehicle Industry

C. Mair & R.J. Baumgartner
University of Graz, Institute of Systems Sciences, Innovation and Sustainability Research, Graz, Austria

Sustainable development covers many areas of social action, thus also the handling or manipulation of waste. In waste management, sustainability means a sparing and gentle use of renewable and non-renewable resources as well as wastes. Therefore, waste prevention and waste treatment are essential measures to reach a sustainable waste management whereby material flows and energy resources can be saved. The shaping and implementation of a sustainable waste management not only lies in the responsibility of the government, which provides the legal framework through appropriate regulations and laws but also by those who actually produce waste namely producers and consumers.

Companies are often not aware about the true costs of waste or rather have difficulties in estimating them properly. However, through an appropriate waste management, considerable economic and ecologic advantages can be achieved. A possibility for companies to operate more sustainable is therefore to optimize their waste management system. A challenge for companies is hereby to identify wastes prevention possibilities and subsequently potentials for optimizing their whole waste system.

The aim of this work is to optimize the existing waste management concept and consequently the waste management system as a whole for a company in the automotive industry. Balance and cost analyses have been used as appropriate methods. The waste management concept should thereby meet the legal requirements and also show optimization potentials for a more cost-effective and environmental friendly waste management.

Therefore a comprehensive literature research has been conducted. Possible methods to analyse and assess waste management systems and the topic of commercial waste management have been investigated. Based on the gained information and a comprehensive analysis of the current status of the company's waste situation, waste maps, a material flow analysis and a material flow cost accounting have been developed. The waste maps visualize the current recycling possibilities and the positions of the collection containers within the company. Thereby, the collection possibilities for the arising waste fractions have been analysed. This allowed identifying optimization potentials regarding the waste collection system. The use of the material flow analysis and the material flow cost accounting allowed to map the quantitative waste flows and their monetary value within the company. Those methods helped to identify hotspots and to analyse the waste logistics within the company.

The use of a mixed methods approach on a commercial waste management system allowed to identify various optimization potentials as well as to collect the necessary data and documents for the waste management concept.

This approach can be used from other companies for optimizing their waste management system and additionally for further research concerning commercial waste management systems.

Release of Hydrogen Gas During the Transport of MSWI Bottom Ash

S. Heuss-Aßbichler & A.L. Huber
Ludwig-Maximilians-Universität München, Department for Earth and Environmental Sciences, Munich, Germany

It is a well-known phenomenon that municipal solid waste incineration (MSWI) bottom ash produces hydrogen gas due to the reaction of the fine grained aluminum particles in the ashes at highly alkaline reaction conditions. The high mobility of hydrogen leads to the general assumption that there is no risk during the transport of the ashes in containers. A deflagration reaction observed in a MSWI plant in Bavaria caused the general question whether hydrogen gas can be accumulated at all within a container. Measurements were performed at six different days during autumn and summer. Fresh quenched bottom ashes and up to three days old samples were filled in 30 m³ containers and covered tightly with a conventional synthetic tarpaulin. The load of the containers was approximately 29 tons. The hydrogen content within the open space of the container was analyzed continuously for more than four hours. In all six cases, the content of hydrogen gas was more than 3,000 ppm. In two cases concentrations up to 15,000 ppm was analyzed and in one case the amount was even higher than 20,000 ppm.

The content of metals, in particular aluminum, is the main factor for the hydrogen production. The wet bottom ashes fulfilled the conditions for hydrolysis of the metal particles, with pH > 11.9 and electrical conductivity > 7,9 mS/cm². To get a number for the hydrogen production potential of bottom ashes we used dry fine-grained MSWI bottom ash and the value was 23.0 liter per kilogram sample. The amount of metals in that material was 7 wt.-%. Accordingly normalized for 1 wt.-% metal content we obtained a reaction potential of 3.3 liter H_2 pro kg bottom ash. This corresponds very well with values obtained in other studies, varying between 3 and 10 liter H_2 per kilogram fresh bottom ash. In consequence, a minimal hydrogen production of 2 L/kg and a maximal value of 10 L/kg seems to be reasonable. Considering the load of bottom ash in the containers, we obtained a H_2 concentration between 4,800 ppm up to 27,700 ppm. This corresponds very well with the amount analyzed during the campaigns.

The temperature of the bottom ash before filling the containers was about 28 °C. The measured temperature within the container remained in cold days high, with 26 °C (outside temperature 13 °C) and in some cases, it increased up to 50 °C (outside temperature 33 °C). The simultaneous decrease of the humidity within the container indicates the progress of a hydration reaction. Surprisingly, the measured hydrogen production was not coupled with these observations: In one case the hydrogen production was high with more than 15,000 ppm and 51 °C and in another case the 5,074 ppm and 47 °C. Hence, the reactivity of the material cannot be the only factor for the increase of the hydrogen concentration observed in the gas phase.

In addition to all parameters, we documented the prevailing weather conditions during the campaign. It is remarkable that in all cases with relative low hydrogen concentrations (around 4,000 ppm), the atmospheric pressure was below the standard conditions of 1,013 mbar, whereas during those three measurement cycles with high hydrogen production the atmospheric pressure was high. This indicates that the exchange of the gas atmosphere within the container depends strongly on the prevailing atmospheric pressure. That means that at bright weather conditions with high barometric pressure the probability to accumulate hydrogen gas within the containers increases.

It is noteworthy that during one campaign the responsible company for the transport of the bottom ashes utilized an aluminum container instead of the usual steel container. This should be strictly avoided due to the factors discussed above.

Electronic Data Management in Environment & Waste Management – Boon or Bane?

R. Hummel, A. Ragoßnig, J. Novak & J. Maier
UTC ZT GmbH, Vienna, Austria

Over the last decade electronic data management (abbreviated EDM) evolved to an important part of Austrian waste management. Since its implementation in 2002 step by step applications were added in order to support public administration and companies to fulfil their control and reporting duties. The implementation of applications on behalf of the authorities (Federal Ministry of Agriculture, Forestry, Environment and Water Management, also BMLFUW) is based on the legal framework and the resulting registration of master data and submission of notification data.

From an economical point of view the huge amount of legal obligations could only be fulfilled with the support of IT solutions. This requires extensive investments regarding IT equipment and staff training. Concerning all users, there is no difference between small and large companies or competent authorities.

Since electronic data management takes into consideration national and international standards and regulations, the correct use of EDM applications is not always easy. It cannot be presumed that every user is familiar with terms like GLN, GTIN, XML format, web-service, upload functions, permitted data formats, reference data, checking rules, data requirements, but these are necessary for submission of correct data. In order to be prepared for future developments and the latest obligations, recent contributions to the topic EDM in the EDM portal (edm.gv.at) have to be observed regularly.

Since the joint information system EDM already covers various areas of waste management, only individual solutions for different companies can fulfil all legal obligations. The crucial factors are the professional competence of the company as well as the extent of IT solution needed.

Nevertheless, IT cannot fulfil all professional and legal obligations. For example, it cannot check the plausibility of submitted data. Furthermore, data which are not gathered in the EDM system can neither be evaluated nor controlled by authorities. Additionally, content-related matters cannot be verified by automatic data processing tools, e.g. in uploaded attachments these cannot distinguish between a heap of waste and a sunset. Professional competence still constitutes the basis for every IT solution. It can support monitoring activities, but never replace them.

Electronic data management will remain a topic in waste management in future. The association with boon or bane is in the eyes of the observer.

Current State of Biowaste Management in the Czech Republic

B. Lyčková, J. Mudruňka, S. Štanclová, R. Kučerová & V. Dirner
VŠB – Technical University of Ostrava, Faculty of Mining and Geology, Institute of Environmental Engineering, Ostrava, Czech Republic

In line with the declared strategy of waste management in the countries of the European Union, by 2025 municipal waste landfills are to be minimised or closed down completely, which also concerns biodegradable waste. This strategy was also incorporated in the legislation of the Czech Republic, particularly into Act 185/2001 Coll., on wastes, as amended, into the Government Decree 352/2014 Coll. on Waste Management Plan of the Czech Republic for 2015 – 2024, as well as into other related regulations. This implies that there is a topical need to find alternatives to landfilling for the management of biodegradable municipal waste. There are several options how to process such waste, including, for example, various forms of composting, anaerobic digestion and energy recovery from waste. The paper states the data on the production of biodegradable wastes in the Czech Republic, namely between 2009 and 2014, and data on its processing methods, i.e. composting, landfilling and incineration. The paper also includes data on the further development of biodegradable waste disposal, while stating the estimated volumes of biowaste processed by composting, energy recovery from biowaste, material utilisation and landfilling.

Energy Networks of Municipal Sewage Plants

K. Schopf, B. Schmid, & T. Kienberger
Montanuniversitaet Leoben, Chair of Energy Network Techology, Leoben, Austria

Wastewater treatment is an energy-intensive process and leaves energy-rich residues! The purification residues like digester gas and sewage sludge, represent significant energy potentials. Digester gas is already a widely-used energy source to cover parts of the internal power and heat requirement of a sewage plant. Furthermore sewage sludge is classified as a non-fossil energy carrier in reference to thermal recycling. On the basis of this information two essential research questions need to be answered. On the one hand: Which energy requirement do different types of sewage plants have? And on the other hand: How is it possible to integrate the energy potentials on side in order to design optimal wastewater treatment systems in terms of energy efficiency?

The power and heat requirement of a sewage plant depends on numerous factors, like the plant size, the applied treatment technology or the sewage sludge composition. Hence, it is necessary to generate energy balances in order to determine the energy demand of the various types. The analyses of single process stages without integration in an overall system provides only a limited insight into energy requirements and is not a sufficient base for further energy analysis. Thus, the goal is to develop a model, able to illustrate the energy system including all process steps. The modular model enables users to generate the energy balance of aerobic and anaerobic sewage plants in various sizes, as well as the energy potentials of the occurring residues.

Furthermore, it is essential to integrate the energy potentials of wastewater, digester gas and sewage sludge into the overall system. On the basis of the energy balance of the sewage plant it is possible to generate and estimate energy networks. Therefore, it is necessary to expand the system boundaries in order to integrate heat exchangers or energy production elements, like combined heat and power units or aggregates for thermal sewage sludge utilisation. The goal is, to generate energy-self-sufficient and economical efficient systems.

In order to determine an optimum concerning power- and heat-self-sufficiency, various types of networks are analysed. The best approach to design an energy-optimised network, is a three-step method. The first step, is the selection of the type of sewage plant. Due to a better energy performance, mainly caused by the utilisation of digester gas by combined heat and power units, all subsequently designed energy networks base on anaerobic treatment. In the second step, it is necessary to analyse the possibilities of sewage sludge utilisation. Hence, the technologies for sewage sludge dewatering, drying and thermal recycling are selected. In order to reach a dry substance content of about 30 % through dewatering, compactor-technology is used. Based on the good system compatibility, concerning the dry substance content (about 80-90 %) and the heat recovery, a low-temperature-belt-dryer gets integrated into the network. For the thermal recycling two different approaches were preliminarily analysed - a fluidised-bed-combustion and a gasifier. The third and last step, is to take account of the waste heat flows. In order to optimise the heat balance and to reduce the energy consumption, it is essential to use waste heat for internal, or even external purposes. Taking economical aspects into consideration, following combination constitutes the optimum: anaerobic sewage plant with digester gas utilisation, compactor, low-temperature-belt-dryer, gasifier and internal heat recovery. Depending on local requirements this network allows to focus either on power or on heat-self-sufficiency.

Continuous Volume Flow Measurement of Solids in MBT Plants

M. Bosling, E. Coskun & T. Pretz
RWTH Aachen University, Department for Processing and Recycling, Aachen, Germany

L. Wittmann, M. Reiser & M. Kranert
University of Stutgart, Institute for Sanitary Engineering, Water Quality and Solid Waste Management, Stuttgart, Germany

In Europe approx. annually 33 mil. Mg of mixed municiple solid waste is treated in 330 mechanical-biological treatment plants (MBT). The exhausted air of German MBT plants has to be collected and treated according to regulations depicted in the ”30th Federal Immission Control Ordinance (30. BImSchV)“. This regulation limits among others emissions of dust, carbon and nitrous oxide. Especially the carbon content, which is limited to 55 g per Mg input of the MBT bears a great challenge to operators of MBTs. To meet the limitations a combination of bio filters, acid washers and regenerative-thermal oxidation (RTO) units are employed. RTO units are not primarily designed for MBT exhaust treatment which leads to disadvantages when in use. They are responsible for approx. 65 % of the specific energy consumption of MBT plants.

Due to this unsatisfying situation and considering the results of the project „Energy-efficient exhaust air treatment – EnAB“ (funding sign: 03ET1053A-D) the biennial successor project „Energy-efficient exhaust air treatment 2 – EnAB 2“ (funding sign: 03ET1378A-D) started in November 2015 with the aim to reduce the energy consumption of MBT plants significantly. This goal can in particular be accomplished by optimizing the mechanical-biological process management and the subsequent exhaust air treatment. To operate an MBT efficiently the individual processes have to be optimally tuned for the exhaust air purification to work properly. In order to reach the goal technical aspects like the exhaust air purification and furthermore the concurrent management of individual processes has to be concerned.

The sieving efficiency was determined to lie in the range of 59 % to 91 % in trials conducted during EnAB. The sieving efficiency is responsible for the quantity and quality regarding the output fractions (material for the rotting process, middle-calorific fraction) of the mechanical treatment (MT). The fluctuation range of the sieving efficiency is material to the properties of the input and to the feeding of the plant. During EnAB 2 a stabilization of the sieving efficiency is pursued through homogenization of the input flow.

In order to accomplish a homogenization, the feeding process is online-monitored with optical 3D laser triangulation (3D-LT) as the sieving efficiency depends on the volume flow of the input material after comminution. Fluctuations in volume flow can result in overflow or underflow of the sieve which have to be prevented.

To quantify the impact of the volume flow on the sieving efficiency the volume flow is continuously measured between the comminution and the sieve. In order to correlate the effects of underflow and overflow in the volume flow to the sieving efficiency these conditions are artificially enforced and quantified. This correlation allows recommending actions such as varying the conveyor belt speed or tuning the comminution performance.

Preliminary results showed that 3D-LT is able to continuously measure the volume flow. The used measuring system offers sufficient resolution, it is robust and cost-efficient. From the measuring systems data different conditions such as running idle, standstills, overruns and underruns can be derived. Additionally, some parameters of the comminution performance such as one-sided and batch-wise expulsion can be determined. Connecting these detected conditions and parameters distinct recommended actions can be derived.

New Trends of Circular Economy in the City of Velika Gorica

E. Kolarec
City of Velika Gorica, Velika Gorica, Croatia

S. Kalambura & N. Jovičić
University of Applied Sciences Velika Gorica, Velika Gorica, Croatia

Huge demand for natural resources, as well as large amounts of waste covering large plots of land, or uncontrolled waste dumping in natural habitats, have led to enormous pressure upon the environment. European Union has recognized the need to switch to the circular economy which will ensure protection of the environment, but could also increase the efficiency and the value of products, and the European Commission has devised a framework of legislative which will help member states to reach the desired goals of sustainable industry and circular economy. Very important segment of the circular economy is also the waste management sector, which makes it the most propulsive for the municipalities in the Republic of Croatia. Though it becomes more and more clear that traditional businesses and linear economy, which both lead to the negligence for the environmental issues, leave permanent consequences, the term "circular economy" still remains unrecognized on the territory of the Republic of Croatia, as well as in the City of Velika Gorica. That is the reason why a research on the recognition of that term in one segment of the society in Velika Gorica, among the members of the University of Applied Sciences Velika Gorica, is conducted. This paper presents the analysis of the goals set upon the waste management system in the City of Velika Gorica as well as the cross-section trough projects implemented in Velika Gorica in the waste management sector. Results of the research gave some proposals for the improvement of the existing system focusing on the transition to trends of circular economy.

File: 2.11

48er-Tandler - A Waste Prevention and Reuse Initiative of the City of Vienna

F. Howorka
City of Vienna, Municipal Department 48 - Waste Management, Street Cleaning and Vehicle Fleet, Vienna, Austria

In the City of Vienna's environmental policy, reuse and waste prevention have a very high priority. The city's waste management program defines waste prevention and reuse as a key pillar of waste management in Vienna.

The Municipal Department 48 (MA 48) - Waste Management, Street Cleansing and Vehicle Fleet - is active in reuse since 1989. Back then the, city's first reuse shop – the so called 48er-Basar – was founded. For the purpose of reuse and waste prevention, still usable but thrown-out goods were collected at the recycling centres and sold in the 48er-Basar.

As a further development of the 48er-Basar, a second reuse shop system – the 48er-Tandler – was opened in summer 2015. With a central location and a modern interior design with up-cycled furniture, it is its aim to address all population groups.

Reuse and waste prevention are more than just the purchase of reused goods and measures have to be taken beforehand. Therefore, the MA 48 started an intensive campaign in summer 2015 in order to inform the citizens about the possibility of waste prevention and reuse by bringing their thrown-out goods to the recycling centres instead of disposing them. Additionally, the recycling centres were equipped with new collection-facilities and the staff was well trained and sensitized for this topic.

Beside of the recovered items from the recycling centres, unclaimed goods from the city's lost and found service as well as such from the cities administration, which are not in use any more, are given a second chance in the reuse shops. Whereas in the 48er-Tandler a wide range of smaller goods can be found - e.g. household articles, textiles, games, books, DVDs. CDs or electronic equipment - the 48er-Basar supplements this wide range of products by offering more bulky und bigger products.

The new concept of the reuse shops has been proven to be successful. Waste prevention and reuse are a living concept in the 48er-Tandler which addresses any kind of people. By donating the revenues to charity purposes as well be giving material donation to social organisations, the 48er-Tandler is not only a contribution to the environment, but also a contribution for the society.

Relevant Pollutants at a Contaminated Site and Evaluation of an In-Situ Analytical Method

A. Gratzl, O. Mann & K. Wruss
ESW Consulting Wruss ZT GmbH, Vienna, Austria

C. Angermayer & G. Hirsch
voestalpine Stahl GmbH, Linz, Austria

The subject of this thesis is the establishment and development of a rapid analytical method for the determination of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH).

The application of this rapid analytical method to support the remediation work at a steelwork plant serves as a practical example. The soil at this steelwork plant has been heavily contaminated with PAH as a result of the damages caused by war.

During the remediation of PAH contaminated sites, a fast evaluation of the quality of the soil can help to reduce the excavation amount to a minimum. This thesis describes a rapid analysis system which is based on the fluorescence detection of PAH after adsorption on test strips. Furthermore, the system is compared to a standard analysis system.

The rapid analysis system described in this thesis only responds to a small range of fluorescence and not every PAH compound of the US 16 EPA PAH is detectable with this measurement. Of those compounds which can be detected with this system, only a certain percentage was actually found.

Nevertheless, such a rapid analysis system can be an appropriate tool for the estimation of concentration ranges. For the application in this case (remediation of a steelwork plant with a high PAH contamination) a calibration curve was used which was based on the conditions at this specific site.

The rapid analysis system can be used for the distinction of non-contaminated areas, as well as for heavily contaminated areas.

An optimization of the rapid analyse system makes it possible to use the measurement also for the application in low concentration ranges (up to approximately 40 mg/kg PAH) with sufficient statistical accuracy.

A presupposition for the use of the rapid analysis system is that the mix of PAH compounds at the site of application does not change to a large extent.

In addition, the use of a special calibration curve is mandatory for the application of the PAH rapid analysis system.

Options for an upgrade for the PAH rapid analysis system in another application are possible.

Scientific Findings of the In-Situ Aeration Projekt “Heferlbach”

J. Fellner & D. Laner
TU Wien, Institute for Water Quality, Resource and Waste Management, Vienna, Austria

C. Brandstätter & R. Prantl
blp GeoServices gmbh, Vienna, Austria

Landfills containing major amounts of degradable organic matter pose a long lasting hazard for the environment. Besides leachate emissions, which stay on an environmentally incompatible level for hundreds of years, the generation of landfill gas may endanger the surrounding environment. The in-situ aeration of landfills is considered a promising method to reduce not only current emissions levels but also to shorten the period of harmful emission loads from those landfills.

In the present study the in-situ aeration is applied to an “old” Municipal Solid Waste MSW landfill (Heferlbach) which is located close to the city of Vienna. The “landfill”which has not been equipped with any technical barrier contains about 200,000 tons of waste (mainly a mix-ture of MSW and Construction & Demolition waste), which have been disposed of until 1974. Despite the fact that the site has been closed 40 years ago, significant concentrations of CH_4 and CO_2 have been detected in the soil air of the site during environmental inspections. As neighboring buildings are adjacent to the landfill, an in-situ aeration project has been starting in 2012 in order to minimize the risk of unwanted landfill gas migration in the subsurface to nearby buildings.

Since this time the landfill is aerated via horizontal pipes. In order to investigate the potential and limitations of such remediation measure, extensive laboratory experiments under different conditions were conducted. Altogether 6 landfill simulation reactors (each containing about 70 kg of waste material sampled from the Heferlbach landfill) were operated for a period of 2 years. Two reactors were operated under anaerobic conditions (representing a do nothing scenario), two reactors were aerated without water addition (representing the conditions of the ongoing in-situ remediation project) and two reactors were aerated and irrigated. During the whole experimental period all emissions (liquid and gaseous) were recorded and based on these data detailed balances for organic Carbon and Nitrogen were assessed.

The results of the laboratory experiments clearly indicate the potential of in-situ aeration measures. During aerobic conditions about 50 % of the organic Carbon initially present in the waste samples have been mineralized or transferred into hardly degradable (humic like) substances. In comparison, for the reactors operated under anaerobic conditions the mineralization rate for organic Carbon was below 20 %.

A further important finding of the experiments was that water addition does not necessarily accelerate waste degradation rates during the aeration. It was even observed that the waste only aerated was quicker mineralized than the waste aerated and irrigated. This observation is explained by the fact that lower water content of the waste (no irrigation) goes along with higher pore volume available for the air injected.

For Nitrogen the results of the experiments show somehow a different picture. Only about 20 % of the Nitrogen initially present has been mineralized (discharged), whereby no significant difference between the aerobic and anaerobic setup was observable. For the reactor operated under aerobic conditions without water addition significant quantities of the harmful greenhouse gas N_2O were detected in the off gas. To what extent this observation in the laboratory is representative for the conditions prevailing in the field is currently investigated and also which measures might be taken to reduce this unwanted emissions.

Landfill Kapiteltal, DC I-Expansion – "Landfill on Landfill"

U. Bartl & P. Hiemann
Sweco GmbH, waste management & geotechnics, Cologne, Germany

The landfill of Kapiteltal is located in a valley cut and is utilized as landfill DC II since the 70´s. Because of a shortage of disposal capacities in the region there was the decision in the phase of closing the landfill for an expansion of the landfill by a "landfill of landfill" – concept.

The expansion is carried out on DC II Level– landfill and includes partly the nearby flanks of the valley. The non-covered flanks will get a base lining, on the old part of the landfill however a multifunctional lining system will be installed. This lining system serves as base lining system for the new landfill as well as surface lining system for the old part.

The landfill was preliminary examined through core drillings and mechanical sounding of driving cores as well as tests of side pressure. Here from there were obtained scientific findings about elastics moduli and predictions of settlements could be generated. For the transition zones the expected settlements were calculated by a modelling system. Measurements of the settlements verify the predictions occasionally. Because of this findings the profiling of the base grade as bedding for the multifunctional lining system was constructed, so that even after the fading of the expected settlements the necessary down-grade for draining of the surface water is observed.

Furthermore the material for the multifunctional lining has been tested and analysed. On the basis of tests of the flexural tension it could be verified that the material complies with the high technical requirements and operational demands in this part of the landfill with adequate reliability.

The underground trails and alignments of technical infrastructure like leachate and landfill gas collection systems were explored and documented precisely. In the frame of the project they have to be adjusted according to the new requirements. So in addition to the construction of new gas wells some old existing gas wells will be decommissioned as well. Furthermore gas wells, which lie under the new-built lining, have to be adapted in their construction and they partly get a gas filter course.. Gas pipes, technical equipment like stations for collection, as well as the main collector of the leachate collection system will be relocated in parts of the landfill, which are less effected by settlements. During the whole construction and operation process of the new landfill the continuous operation and functioning of such systems must be ensured. Free-flow leachate pipes have to provide drainage of the old landfill at any time.

This measures result in a technically long-lasting functional construction. Furthermore through the realization of this project the reliability of disposal of waste in the region can be assured in the future.

Sequential Extraction as a Method for Analysis of Heavy Metals Mobility in Soils

S. Casaseca
Escuela Técnica Superior de Ingenieros Industriales, UPM, Madrid, Spain

M. Wellacher
Montanuniversitaet Leoben, Chair of Waste Processing Technology and Waste Management, Leoben, Austria

The present study considered a sequential extraction procedure, based on the classical Tessier scheme, for metal fractionation in soil samples from the region of Styria, Austria.

Polluted soil with metals could affect human health through direct contact with soil but potentially greater threats could rose from infiltration of the metals into groundwater aquifers or by the plant uptake of those.

The hazard in soil attributable to metals is often assessed by determination of their total content or pseudo-total content in soil.

Total metal content reflects the geological origins of soils as well as anthropogenic inputs such as pollutants from industrial processes. It is a poor indicator of either the mobility or toxicity of metals in soils. The procedure to determine the total metal content is to digest a soil sample with a strong acid without leaving any solid residue.

Pseudo-total content gives an assessment of the maximum potential hazard that could occur in long term or in extreme environmental regimes. The most popular procedure is using aqua regia to digest a sample. Austrian national guidelines are based on such pseudo-total content to give limit values for metals in excavated soil.

Sequential extraction procedures are an alternative to measuring total or pseudo-total metal content in soils. Neither of those compositions match the total metal uptake by plants nor the consequent risk to organisms and groundwater, since different forms of metals have different mobilities, bioavailabilities and hence, different potential environmental toxicity.

The work covered several aspects of the sequential extraction methodology before the chemical extractions, such as sampling and pretreatment of the soil samples. Metal content in the extractants was measured with ICP-MS. The metals studied were As, Cd, Cr, Cu, Hg, Ni and Pb.

Distribution of the metals was evaluated and results were compared to aqua regia digestion, showing an overestimation of the metal potential availability for every sample analyzed. Sequential extraction results showed that all the metals were mainly recovered in the residual soil fractions, with Cr being the less mobile metal, and hence, the less available, with more than 90 % of its total content attached to the residue. On the other side, Cd was the most mobile and available of the metals.

Monitoring of Anaerobic Microbial Petroleum Biodegradation In Situ via Acceptor Sided Stable Isotopic Shifts

M. Kern & K.E. Brandstätter-Scherr
University of Natural Resources and Life Sciences, Institute for Environmental Biotechnology, Tulln, Austria

A. Watzinger
Austrian Institute of Technology GmbH, Environmental Resources & Technologies, Tulln, Austria

Anaerobic clean-up methods for petroleum hydrocarbon (PH)-contaminated aquifers that rely on the capability of microorganisms to degrade toxic organic chemicals using well-soluble terminal electron acceptors (TEA), termed in situ bioremediation, are promising approaches. One of the most commonly applied methods for qualitative and quantitative in situ process control of lower molecular hydrocarbon (monoaromatics, chlorinated hydrocarbons) biodegradation in the subsurface is the so called stable isotope fractionation analysis (SIFA) of carbon atoms. However, monitoring of biodegradation via analysis of pollutant sided shifts in stable carbon isotope ratios is inhibited by high chain lengths of most PH and therefrom resulting "dilution" of measured carbon isotope effects. Thus, the objective of the present study is to determine the practicability of interpreting acceptor sided stable isotopic shifts ($\delta^{15}N$ in nitrate and $\delta^{34}S$ in sulfate) as process parameter for the quantitative and qualitative monitoring of PH-degradation in contaminated aquifers.

Long-term anaerobic degradation experiments were carried out in laboratory scale anaerobic microcosms supplemented with PH-contaminated sandy aquifer material as well as (i) nitrate (NIT), (ii) nitrate and sulfate (MIX) and (iii) nitrate with sulfate reduction suppression by molybdate (MOL) as TEA. TEA-concentrations were monitored via IC and total petroleum hydrocarbons (TPH) were analyzed quantitatively via GC-FID as well as semi-quantitatively for polar degradation products following derivatisation on GC-MS. A 16S rDNA assay using Illumina-Miseq was performed for detection of the present archaeal and eubacterial microbiome. Isotope ratios were analyzed via EA-IRMS. Statistical correlations between TEA-depletion and the shift of acceptor sided stable isotope ratios was analyzed via linear regression analysis.

After 8 months, all reactors showed similar TPH-degradation of around 33 %, while biodegradation was most complete in terms of metabolite recovery at MIX, which also showed higher microbial biodiversity (Shannon Index H' = 8.0) than NIT and SUP (H' = 6.0). Nitrate reduction was found to be most prominent at MOL, which was hypothesized to be associated to higher production of nitrate reductase promoted by molybdate. Nitrate was used preferentially, i.e. more rapidly, over sulfate when added concurrently (MIX). With advancing TPH-degradation, good statistical correlations between isotope shifts ($\delta^{15}N$ and $\delta^{34}S$) in the residual TEA-fraction and the corresponding decline in TEA-concentrations with R^2-Values of at least 0.82 were found, which shows the practicability of this method for quantitative monitoring of the biodegradation process. Looking at calculated enrichment factors (ε), NIT ($\varepsilon_{N,NIT}$ = -16.7 ‰) and MOL ($\varepsilon_{N,MOL}$ = -18.1 ‰) showed higher fractionation than MIX ($\varepsilon_{N,MIX}$ = -6.0 ‰; $\varepsilon_{S,MIX}$ = -4.1 ‰). This observation can be attributed to the fact that under mixed terminal electron accepting conditions, less strongly N-fractionating lithotrophic, sulfide dependent denitrification by Thiobacillus and more strongly fractionating organothrophic denitrification, i.e. hydrocarbon degradation, took place in parallel, while at NIT and MOL organotrophic denitrification was the main denitrifying process.

The results gained during this study indicate that the monitoring of stable isotope ratios in TEA enables for a quantitative and qualitative insight into microbial degradative activity and thus, on the quantitative rehabilitation success at with PH contaminated aquifers. Moreover, it was possible to collect evidence for concurrent lithotrophic and organothrophic denitrification via acceptor sided isotope shifts under mixed terminal electron accepting conditions, giving insight into concurrent denitrifying processes in the aquifer.

Effect of Organic Carbon in MSWI Bottom Ash on the Mobilization of Heavy Metals

R.M. Cavallino, U. Eggenberger & G. Weibel
Universität Bern, Institute for Geology, Bern, Switzerland

Bottom ash from municipal solid waste incineration (MSWI) is composed of inorganic and organic material. The organic part (TOC) may favor the mobility of pollutants after deposition, when organic carbon is mobilized as dissolved organic carbon (DOC). Therefore threshold values and methods for the determination for TOC are given in Switzerland (VVEA) and in the EU (EN 13137: CEN, 2001), respectively.

Most standard methods for the determination of TOC are based on the oxidation of carbon by heating, which includes organic (OC) and elemental carbon (EC). But only carbon that is assimilable (AOC) is transposed to its soluble form, as DOC. Dissolved organic compounds are known to form OC-metal complexes, which leads to mobilization of these metals in the leachates. Beside the redox conditions, also biological activity may promote the degradation of organic carbon (which is quite hard to identify) and subsequent formation of CO_2 and methane. Copper is known to build preferentially complexes with organic acids but the extent is pH-dependent, which is also a consequence of carbonation/aging of the bottom ash (e.g. Meima et al. 1999a, 1999b), (Eggimann 2008).

The presented study shows the differences in composition of bottom ash from four MSWI plants of different age (from 1 to 40 years) and their effect on the metal concentration in leachates from laboratory extraction experiments. The speciation of Dissolved Organic Carbon is also studied. Ultra-filtration of the extraction eluates is performed, by sorting the main organic fractions (humic acid and fulvic acid) using different nominal molecular weight limit (NMWL) filters. As already shown in leachates from old deposits containing bottom ash compartments, a general trend of DOC to heavy metal release is expected and a positive correlation between the ratio of the main organic species (OC/EC) and DOC is observed.

According to Blume et al. (1999) elemental carbon (EC) is practically insoluble and is considered as biologically inert, although the highest values for heavy metals and DOC in the waste leachates come from Thun samples, which has the highest amount of elemental carbon.

Wir widmen uns aktuellen verfahrens- und anlagentechnischen sowie politischen, rechtlichen und wirtschaftlichen Themen, soweit sie die Abfall- und Kreislaufwirtschaft, die Energie- und Rohstoffwirtschaft und den Immissionsschutz betreffen. Unsere Aufgabe sehen wir in der Kommunikation zwischen Politik, Verwaltung, Wirtschaft, Technik und Wissenschaft.

Zu wichtigen Themen veranstalten wir Konferenzen und Congresse – dazu geben wir Bücher heraus.

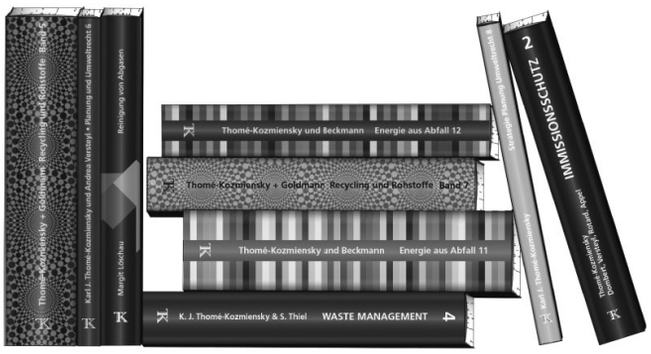
Stets sind wir auf der Suche nach interessanten Referenten, aktuellen Themen und spannenden Projekten um unser Angebot weiterzuentwickeln. Gern lassen wir uns von neuen Ideen inspirieren und diskutieren deren Realisierbarkeit.

Der TK Verlag gibt seit dreißig Jahren Fachbücher zu zahlreichen Themen des technischen Umweltschutzes heraus:

- Thermische Abfallbehandlung und energetische Verwertung
- Mechanisch-biologische Abfallbehandlung und Ersatzbrennstoffe
- Biologische Abfallbehandlung
- Recycling und Rohstoffe
- Verpackungen, ...

Unsere Konferenzen im Überblick:

- Berliner Abfallwirtschafts- und Energiekonferenz
- Berliner Recycling- und Rohstoffkonferenz
- Berliner Konferenz Mineralische Nebenprodukte und Abfälle
- IRRC – Waste-to-Energy
- Berliner Immissionsschutzkonferenz



Besuchen Sie uns unter

www.vivis.de

business upper austria

UC UMWELTTECHNIK CLUSTER

OBERKLASSE!
Wirtschaftsstandort Oberösterreich

Oberösterreich ist einer der attraktivsten Wirtschaftsstandorte im Herzen Europas: innovativ, dynamisch, lebenswert. Oberösterreich ist auch Heimat von Unternehmen, die zu weltweit führenden Anbietern und Entwicklern von Umwelttechnologien gehören. Diese profitieren von professioneller Unterstützung bei Betriebsansiedlung, Internationalisierung und Kooperation in Clustern durch die Wirtschaftsagentur Business Upper Austria.

WWW.BIZ-UP.AT WWW.UMWELTTECHNIK-CLUSTER.AT

V.EFB

Verein zur Verleihung
des Zertifikates eines
Entsorgungsfachbetriebes

Das Zertifikat Entsorgungsfachbetrieb:

- Anerkanntes und bewährtes Zertifizierungssystem für Unternehmen der Abfallwirtschaft und Recyclingbranche
- Qualitätsmanagementsysteme (ISO 9001) und Umweltmanagementsysteme (ISO 14001), sind größtenteils abgedeckt und werden durch den EFB fachspezifisch ergänzt.
- Nationale gesetzliche Gleichstellung zur EMAS (EFB+ Zertifikat)
- Rechtskonformität (Legal Compliance)
- Verwaltungsvereinfachungen für zertifizierte Betriebe
- Leichte, unkomplizierte Umsetzungim Betrieb durch Prüfliste
- Qualitätsmarkenzeichen der Branche

Folgende Vergabekriterien sind durch die EFB Zertifizierung bereits abgedeckt:

- Firmenbuchauszug/ Nachweis der Befugnis
- Strafregisterauszug / Nachweis der Zuverlässigkeit
- Kontoauszug der zuständigen Sozialversicherungsanstalt / Nachweis der Zuverlässigkeit
- Bestätigung, dass hinsichtlich der Kommunalsteuer kein Rückstand besteht / Nachweis der Zuverlässigkeit
- Vorlage der Haftpflichtversicherungspolizze / Nachweis der finanziellen und wirtschaftlichen Leistungsfähigkeit
- Ausreichender Versicherungsschutz sowie Risikoabschätzungen
- Abfallmengenströme
- Qualifikation der Fachkräfte

www.vefb.at

FEAD

Die FEAD ist der Europäischer Verband der Entsorgungswirtschaft in Europa.

Ihre Mitglieder sind nationale Abfallwirtschaftsverbände aus 18 Mitgliedstaaten der EU, Norwegen und Serbien. Die FEAD repräsentiert so etwa 3.000 Unternehmen, die in allen Sparten der Entsorgungswirtschaft tätig sind und in Europa rund 60% der Haushalts-abfälle und mehr als 75% der Industrie- und Gewerbeabfälle entsorgen. Der jährliche Umsatz dieser Unternehmen beträgt rund 75 Milliarden Euro, sie beschäftigen über 320.000 Mitarbeiter und betreiben europaweit rund 2.400 Recycling- und Sortierungsanlagen, 1.100 Kompostierungsanlagen, 260 thermische Abfallbehandlungsanlagen und 900 kontrollierte Abfalldeponien. Diese Unternehmen spielen eine wichtige Rolle bei der Entwicklung umweltfreundlicher Abfallbehandlungsmethoden.

FEAD aisbl - 15, Rue Philippe le Bon ● B-1000 Brüssel
Tel. : +32 2 732 32 13 ● info@fead.be ● www.fead.be

Autorenverzeichnis

A

Aigner, J. 369
Akinci, G. 657, 661
Albert, R. 361
Aldrian, A. 769
Angermayer, C. 453, 837
Angst-Ragoßnig, M. 379
Antrekowitsch, H. 129
Arnberger, A. 103
Aydın, F. 699

B

Bachmann, A.-L. 739
Bartl, A. 287
Bartl, U. 493, 843
Bartmann, M. 785
Bauer, M. 173, 583
Bauer, W.P. 417
Baum, H.-G. 53
Baumgartner, R.J. 193, 807
Beigl, P. 397
Bernhofer, G. 323, 603
Berto, T. 759
Bilgin, M. 657
Binner, E. 529, 571
Blasenbauer, D. 725
Bockreis, A. 335, 799
Bogolte, B.T. 465
Böhm, K. 571
Böhme, L. 329
Bokelmann, K. 739
Bolukbas, A. 657, 661
Bosling, M. 825
Brämer, T. 189
Brandstätter, C. 565, 841
Brandstätter, M. 465
Brandstätter-Scherr, K.E. 525, 851
Breitenstein, B. 715
Bretthauer, F. 513
Brüning, R. 317, 763
Bürger, R.U. 99

C

Casaseca, S. 847
Cavallino, R.M. 857
Cencic, O. 589
Chrszon, S. 493
Cichy, P. 403
Coskun, E. 825
Covelli, B. 441
Curtis, A. 111
Czerniak, M. 173

D

Davis, J. ... 803
Denecke, M. ... 487
Dindar, B. ... 681
Dirner, V. ... 817
Döberl, G. ... 555
Dornack, C. ... 347
Doschek, K. ... 767
Draganov, L.P. ... 707
Drebenstedt, C. ... 707
Drissen, P. ... 203
Duspiva, F. ... 129

E

Edel, H.-G. ... 459
Edler, F. ... 789
Eggenbauer, P. ... 769
Eggenberger, U. ... 233, 857
Eirich, H. ... 625
Ellersdorfer, M. ... 221
Elwert, T. ... 613, 715
Enzner, V. ... 791
Erdin, E. ... 675, 681

F

Faber, H. ... 631
Fasko, R. ... 293
Fellner, J. ... 561, 565, 589, 725, 841
Finsterwalder, K. ... 471
Fischer, M. ... 447
Fischer, W. ... 391
Flachberger, H. ... 173, 215
Flamme, S. ... 743
Förster, A. ... 183
Freitas Seabra da Rocha, S. ... 729
Fricke, K. ... 535
Friesl-Hanl, W. ... 509
Fritz, M.M.C. ... 193
Fritzsche, A. ... 329

G

Galler, R. ... 275
Gäth, S. ... 199, 577, 619
Gaydardzhiev, S. ... 781
Geier, B. ... 789
Geißler, H. ... 209
Gelbmann, U. ... 305
Gellermann, C. ... 189, 739
Gemballa, S. ... 603
Gerzabek, M.H. ... 509
Glienke, J. ... 513
Gnjezda, G. ... 453
Gok, G. ... 657
Goldmann, D. ... 715
Gottschall, R. ... 329
Grabner, T. ... 199
Gradziński, A. ... 667

Gratzl, A. 837
Gregor, J. 773
Grieger, S. 739
Gröper, J. 161
Guven, E.D. 657, 693

H

Haas, A. 715
Hacker, V. 719
Handel, P. 111
Harather, K. 355
Hartfeil, T. 739
Haubrichs, R. 435
Hauer, W. 373
Hauk, F. 99
Heller, N. 743
Herbeck, E. 317
Herdegen, J. 739
Hermann, R. 541, 547
Heuss-Aßbichler, S. 115, 721, 811
Hiemann, P. 493, 843
Hietler, P. 323
Himler, L. 173
Himmel, W. 271, 403
Hingsamer, M. 595
Hirsch, G. 453, 837
Hirth, T. 147
Hodecek, P. 249
Hofer, W. 173
Hoffmann, M. 613
Hogge, A. 799
Hogge, T. 799
Höllen, D. 167
Holzer, C. 179
Homm, G. 189
Hornitschek, B. 179
Howorka, F. 833
Hrad, M. 733
Huber, A.L. 115, 721, 811
Huber, F. 725
Huber-Humer, M. 529, 571, 733
Hummel, R. 815

I

Iseli, C. 781

J

Jandric, A. 747
Jeanvré, S. 607
John, M. 115, 721
Jovičić, N. 829
Jungmeier, G. 595

K

Kalambura, S. 829
Kalleitner-Huber, M. 323, 603
Käppeler, J. 135

Karrer, L. 293
Katschnig, M. 179
Kazmierczak, K. 189
Keller, T. 141
Kempf, B. 209
Kern, M. 851
Kienberger, T. 821
Kolarec, E. 829
Königseder, A. 719
Kraiger, H. 471
Kranert, M. 329, 825
Kranner, R. 751
Kranzinger, L. 173, 583
Kreibe, S. 183
Kreindl, G. 411
Krenn, A. 411
Kroop, S. 369
Kropáč, J. 773
Kučerová, R. 817
Kuchta, K. 791
Kuczewski-Poray, J. 795
Kuhlmann, H. 103
Kunter, A. 153

L

Laber, J. 559
Lack, D. 161
Lammer, M. 719
Laner, D. 561, 841
Lechleitner, A. 221
Lehner, M. 167, 173
Leitner, H. 153
Lenz, S. 571
Lorber, K.E. 71
Loubiere, M. 803
Lübben, S. 243
Lubensky, J. 221
Lux, S. 719
Lyčková, B. 817

M

Mäder, U. 133
Maier, A. 299
Maier, J. 227, 815
Mair, C. 807
Mann, O. 837
Martino, R. 781
Mayer, K. 719
Mayr, R. 453
Meirer, M.J. 335
Meirhofer, M. 751
Meissner, M. 311, 323
Merstallinger, M. 373
Merz, H. 441
Meyer, T. 459
Milanović, Z. 649
Mittermayr, R. 385

Mitterwallner, J. 271
Mocker, M. 369
Morscheck, G. 643
Mraz, G. 603
Mudruňka, J. 817
Müller, B.U. 441
Müller, W. 335
Müller-Grabherr, D. 555
Münnich, K. 535

N

Nachtschatt, L. 121
Nahold, M. 525
Nassour, A. 637
Nelles, M. 637
Niesenbacher, I. 167
Nipitsch, G. 429
Nipitsch, M. 429
Nold, P. 625
Novak, J. 379, 815

O

Opelt, A. 385
Ortmann, M. 559
Östergren, K. 803
Ottner, R. 571
Özkaraova Güngör, E.B. 675

P

Papsch, F. 67
Pauli, H. 755
Pavlas, M. 773
Pestalozzi, F. 147
Pfandl, K. 193
Pfeisinger, C. 255
Philipp, R. 465
Pichler, A. 737
Piller, R. 281
Piller, R. 423
Pilz, K. 789
Pinkel, M. 355, 541
Pladerer, C. 323, 603
Pleßl, K. 167
Pohl, M. 603
Pollak, M.A. 785
Pomberger, R. 71, 173, 541, 547, 583, 769
Prantl, R. 565, 841
Pretz, T. 825
Primavesi, R. 637
Pukhnyuk, A. 529
Purgar, A. 725
Purgleitner, B. 179

R

Ragoßnig, A. 227, 379, 815
Raupenstrauch, H. 767, 789
Rechberger, H. 589

Rehorek, A. 487
Reiselhuber, K.S. 505
Reiser, M. 825
Reiter, W. 789
Rettenberger, G. 477
Retzl, H. 423
Rex, M. 203
Ritzkowski, M. 519
Rolland, C. 795
Rudlstorfer, C. 281, 423
Ruiter, E.-H. 459
Rutrecht, B. 111

S

Sakız, B. 681
Salhofer, S. 397
Salzer, F. 215
Samhaber, M. 785
Sarc, R. 71, 541, 769
Sarptaş, H. 675, 681, 699
Sauter, A. 729
Scharff, C. 59
Schenk, J. 737
Schlumberger, S. 233
Schmid, B. 821
Schmidt, G. 103
Schneider, J. 619
Schneider, T. 341
Schober, A. 193
Schöggl, J.-P. 193
Schöner, H. 373
Schönmayr, D. 777
Schopf, K. 821
Schröder, C. 483
Schuler, H. 141
Schwabl, D. 173, 583
Schwarz, S. 613
Schwarz, T. 167
Schwarz, T.E. 111
Schwarzböck, T. 589
Sedlazeck, K.P. 167
Seger, S. 111
Siebenhandl, R. 795
Slijkhuis, C. 261
Söderlindh, D. 379
Spachtholz, F.X. 513
Spaun, S. 67
Štanclová, S. 817
Stauber, R. 189, 739
Stegmann, R. 519
Steiner, C. 487
Stocker, K. 221
Stockinger, G. 237
Stoiber, H. 265
Stöllner, M. 167
Strasser, C. 751
Streicher-Porte, M. 141, 781

Syllwasschy, O. 499

T

Tautschnig, A. 799
Treimer, R. 167
Trojosky, M. 631

U

Ulanova, O.V. 689
Unger, N. 803

V

Van der Haegen, P. 361
van Ree, R. 595
von Gries, N. 311

W

Walker, B. 519
Wanka, S. 535
Wartha, C. 751
Watzinger, A. 509, 851
Wauschek, R. 603
Weh, A. 135, 781
Weibel, G. 233, 857
Weihs, S. 553, 555
Weiss, H. 93
Weiss, H-P. 465
Weißenböck, E. 603
Wellacher, M. 121, 403, 759, 847
Wilke, M. 209
Winter, F. 725
Wittmann, L. 825
Woidasky, J. 147, 607
Wolf, J. 317, 763
Wolfinger, T. 737
Wolfsberger, T. 541, 547
Worschech, J. 111
Wruss, K. 837
Wünsch, C. 347

Z

Zarl, M. 737
Ziegerhofer, H. 93
Zöhrer, M. 129
Zschetzsche, A. 755
Zyryanova, E.E. 689

TEST-ABO

RECYCLING MAGAZIN
LESEN, WAS DIE BRANCHE BEWEGT

4 AUSGABEN GRATIS PROBELESEN

- Neueste Entwicklungen zu Technik, Wirtschaft, Politik und Recht
- Reportagen, Interviews, Marktanalysen
- alle 14 Tage neu

JETZT ONLINE ANFORDERN UNTER: www.recyclingmagazin.de/probelesen

CRC Press
Taylor & Francis Group

Logistik Club

iv INDUSTRIELLENVEREINIGUNG STEIERMARK
Einer nachhaltig guten Qualität des Lebens verpflichtet.

Sachregister

A

Abbauverhalten ... 619
Abfall ... 643, 751
Abfallbehandlung ... 355, 643
Abfallbeize ... 121
Abfallqualität ... 541
Abfallverbrennung ... 373
Abfallvermeidung ... 833
Abfallwirtschaft 2.0 ... 385
Abfallwirtschaft ... 649, 843
Abfallwirtschaftskonzept ... 807
Abgaskondensation ... 755
Absetzteiche ... 707
Abwasserbehandlung ... 821
Accuracy ... 759
Aerobe Stabilisierung ... 435
Aerobisierung ... 529
Agglomeration ... 129
Algen ... 199
Altablagerungen ... 553
Alternative Brennstoffe ... 631
Altfahrzeuge ... 249
Altholz ... 153
Altlast O76 ... 453, 837
Altlasten ... 447
Altlastenmaßnahmen ... 553
Altlastensanierung ... 553, 555
Altstoffsammelzentrum ... 411
Aluminium ... 129
Ammonium ... 221
Anaerobic Digestion ... 733
Analytik ... 769
Anwendungsbereiche ... 499
Aschen ... 167
Ashes ... 203
Automobil ... 777

B

Bales ... 759
Batterie ... 719
Batterien ... 103
Bauabfälle ... 141
Baurestmassen ... 271
Baustoffrecycling ... 209
Belüftung ... 471
Bergversatz ... 161, 513
Betonrecycling ... 141
Betriebskosten ... 153
Bewertung ... 799
Bilanzenmethode ... 589
Bilanzierung ... 471
Bioabfall ... 329
Biologische Bodensanierung ... 465

Biologische Reinigung ... 487
Biorefinery ... 595
Biorestmasse ... 729
Biowaste ... 675, 817
Bodenfunktionsverbesserung ... 509
Bottom Ash ... 857
BREF ... 355
Building Information Model (BIM) ... 379
Bundesabfallwirtschaftsplan ... 649
Bürgerbeteiligung ... 423
BVT Dokument ... 265, 795

C

CD Dryer ... 637
Charakterisierung ... 397
China ... 643
Circular Economy ... 829
CO_2-Emissionen ... 589
Composition ... 693
Computational Modelling ... 773
Co-Vergärung ... 335
Critical Raw Materials ... 193
Czech Republic ... 817

D

Damm ... 707
Deponie auf Deponie ... 843
Deponie Rautenweg Wien ... 505
Deponie ... 429, 493, 565
Deponiebau ... 493
Deponiebelüftung ... 519, 841
Deponiebewässerung ... 519
Deponieerweiterung ... 505, 843
Deponiegas ... 477
Deponienachsorge ... 435
Deponierückbau ... 535
Deponiesickerwasser ... 487, 561
Deponiestabilisierung ... 519
Design-for-Recycling ... 293
Dewatering ... 483
Digital ... 385
District Heating ... 667

E

Eco-Design ... 111
EDM ... 815
Effizienz ... 577
Einzugsgebietsoptimierung ... 391
EIT RawMaterials ... 299
Elektr(on)ische Altgeräte ... 763
Elektroaltgeräte ... 397
Elektrodynamische Fragmentierung ... 135, 141, 781
Elektrokleingeräte ... 397
Elektroschrott ... 781
Emission ... 477, 719
Emissionsarmer Betrieb ... 795
Emissionsmodell ... 561

Energieeffizienz 755, 825
Energieeffizienzgesetz 281
Energieverbunde 821
Energiewende 369
Entsorgung 513
Entstückung 183
Environmental Impact Assessment 689
Ersatzbaustoff 243
Ersatzbrennstoffe 769
Europäische Union 249
Extraction 847

F

Feinfraktion 535
Fertiliser 203
Flächenrecycling 559
Flash-Reaktor 789
Fließbett-Trockner 637
Flocculation 483
Flotation 715
Flugasche 725
Flugzeugrecycling 607
Flüssige Energieträger 751
FLUWA-Prozess 233
Food Waste 803
Förderung 559
Forecasting 699, 773
Fossile Kokssubstitution 729
Fremdstoffe 329
FTIR-Spektroskopie 571
Fugitive Emission 733
Funnel & Gate 453

G

Galvanisierte Kunststoffe 739
Gasbildungspotential 529
Gefährlicher Abfall 725
Geogitterbewehrung 499
Geografische Informationssysteme (GIS) 379, 699
Geschäftsmodelle 293
Gläser 189
Grundwasserkontamination 525
Grundwasserverunreinigungen 555
GZS 459

H

Halbtechnischer Maßstab 487
Healthcare Waste 681
Heavy Metals 115, 857
Hochofenschlacke 767
Hochspannungspulse 147
Hüttensand 767
Hydroxide Free Precipitation 115

I

Illegale Verbringung 249
Immobilisierung 509

In-situ Technologie 465
Innovation 385
In-situ Belüftung 565
IPPC 355
ISBR 459
ISCO 459
Izmir 693

K

Kapitalwert 547
Karbonatisierung 167
KIC 299
Kläranlage 199, 821
Klimaschutz 435
Klinker 215
Kohlenstoffbilanz 841
Kohlenstoffsenke MBA-Deponie 529
Kompostanlagen 795
Konfliktmanagement 423
Konsum 417
Kontaminierte Standorte 559
Kornspektrum 243
Kosten und Erlöse von Sekundär-Rohstoffen 53
Kosten und Erlöse 541
Kreislaufwirtschaft 59, 67, 71, 287, 293, 361
Kreislaufwirtschaftsgesetz 347
Kreislaufwirtschaftspaket 373
Kritikalität 369
Kühl- und Gefriergerätebehandlung 785
Künstliche Mineralfasern 161
Kunststoff 255, 777
Kunststoffabfälle 173
Kunststoffrecycling 173, 583
Kupferrecycling 715

L

Landesabfallwirtschaftsplan 403
Landfill Mining 541, 547
Landfilling 829
LCA 803
Leachate 483
Lebensmittel 323
Lebensmittelabfälle 323
Lebensmittelabfallvermeidung 603
Lebensmittelweitergabe 603
Lebenszykluskosten 799
Legale Exporte 261
Leiterplatten 183
Lieferantenverpflichtung 281
Life Cycle Assessment 595, 689, 803
Life-Cycle 379
Lithiumbatterien 99
Lithium-Ionen-Akku 93
Littering 619
Longsgraben 429

M

Massenmanagement ... 493
Materialflussanalyse ... 807
Materialflusskostenrechnung ... 807
MBA ... 825
MBT Plants ... 341
Mechanisch-biologische Abfallbehandlung ... 347
Mechanische Aufbereitung ... 173, 335
Mechanische Verfahrenstechnik ... 739
Medical Waste ... 681
Meldedaten ... 815
Messtechnik ... 93
Metalle ... 121
Metallgehalt ... 769
Metallrückgewinnung ... 135, 747
Metallurgische Prozesse ... 747
Metals ... 847
Methane ... 733
Mikrobieller Abbau ... 851
Mineralik ... 791
Mineralische Rohstoffe ... 275
Mineralölkohlenwasserstoffe ... 851
Mineralwolle ... 161
Modellierung ... 477
Monitoring ... 571
MSW Generation ... 699
Müllverbrennung ... 589, 725
Müllverbrennungsschlacke ... 237
Municipal Solid Waste Landfills ... 689
Municipal Solid Waste Management ... 657, 661
MVA-Flugasche ... 233
MVA-Schlacke ... 135, 715
MV-Schlacke ... 811

N

Nachhaltiger Rückbau ... 799
NaCl-Extraktion ... 233
Nassaufbereitung ... 227, 237
Natural Attenuation ... 525
NdFeB-Magnete ... 613
Notebooks ... 317
Notifizierungen ... 261
Nutzwert ... 547

O

Öffentlichkeitsarbeit ... 423
Ökologischer Nutzen ... 53
Online-Handel ... 577
Organic Carbon ... 857
Organische Schadstoffe ... 465
Österreichische Abfallwirtschaft ... 583

P

PAK ... 525
Phosphor ... 199
Plant Operation ... 341
Pneumatische Förderung ... 631

Polymer Recyclates ... 179
Polyolefine ... 583
Polyurethan ... 785
Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK) ... 837
Pyrolyse ... 751

Q

Qualität ... 329
Quecksilber ... 215

R

RDF ... 631
REACH ... 255
Realistic Concepts ... 341
RecoDust ... 789
Recovery ... 675
Recycling Process ... 111
Recycling ... 59, 67, 103, 121, 129, 147, 193, 255, 271, 287, 299, 361, 373, 625, 649, 675, 739, 743, 747, 777, 781, 829
Recyclingpotential ... 613
Recyclingquote ... 53
Re-Design ... 305
Regionale Abfallwirtschaft ... 403
Resource Efficiency ... 595
Ressourcen ... 103, 411, 535
Ressourceneffizienz ... 729
Ressourcenmanagement ... 59
Ressourcenschonung ... 67
Restabfall ... 335
Restmüllsammlung ... 391
Re-Use Netzwerk ... 311
Re-Use Potential ... 311
Re-Use ... 93, 99, 305, 833
Re-Use-Shop ... 411
Richtlinienarbeit ... 763
Risikobewertung ... 561
Robotik ... 183
Rostasche ... 791
Rückbau ... 441, 743

S

Sammelsystem ... 317
Sampling ... 759
Sanierung ... 441
Sanierungszielwerte ... 555
Schlacken ... 167, 189
Schlämme ... 625
Schlammentwässerung ... 209
Schnellanalysenverfahren ... 837
Schrottbedarf ... 737
Schrottverbrauch ... 737
Schwermetalle ... 509
Seltenerdmetalle ... 189
Semmering-Basistunnel ... 429
Setztechnik ... 237
Sevilla-Prozess ... 265
Sharing Economy ... 417

Sickerwasser 571
Siedlungsabfälle 71
Soil 847
Solid Recovered Fuel (SRF) 661
Solid Waste 693
Sondermülldeponie 441, 447
Stabilisotopenfraktionierung 851
Stadt Wien 833
Stahlkreislauf 737
Stahlwerksstaub 789
Stammdaten 815
Stand der Technik 265, 791
Standsicherheit 499
Stäube 625
Stickstoffbilanz 841
Stoffbilanz 565
Stoffstromlenkung 347
Stoffstrommanagement 209
Stoffumsetzung 471
Strategie 403
Sustainable Process Design 179
SWOT Analysis 657
System Model 193

T

Technical Components 179
Technologierohstoffe 369
Ternärdiagramm 71
Thematic Map 721
Thomas Slag 203
Tonkern 707
Tourenoptimierung 391
Tracer 453
Traction Batteries 111
Traktionsbatterien 99
Treibhauspotential 785
Trenntechnik 147
Triebwerksrecycling 607
Trockenaufbereitung 227
Trockengranulation 767
Trommel-Trockner 637
Trübwasser 221
Tunnelausbruchmaterial 275
Tunnelbau 275
Turkey 681

U

Umwelt 361
Umweltschutz 447
Umweltverträglichkeitsprüfung 505
Unbrauchbarmachung 607
Unternehmensverpflichtung 281
Untertagedeponie 513
Urban Food Spots 603
Urban Mining 721

V

VDI 2343 763
Vereinfachung 261
Verpackung 577
Verpuffung 811
Versorgungssicherheit 613
Verwertung 271, 287
Volumenstromüberwachung 825
Vorbereitung zur Wiederverwendung 311

W

Wärmedämmverbundsystem (WDVS) 743
Wärmepumpe 755
Waschverfahren 243
Wasserstoff 719
Wasserstoffproduktion 811
Waste Management Legislation 657
Waste Management 667, 817
Waste Recovery 773
Waste-to-Energy 661, 667
Wastewater Treatment 115
Wastewater 721
Wertschöpfungskette 323
Wiederverwendung 305, 317, 417
Wirbelschicht-Bettaschen 227

Z

Zement 215
Zeolith 221
Zerkleinerung 153
Zigaretten 619