

DepoTech 2010

**Abfallwirtschaft
Abfalltechnik
Deponietechnik und Altlasten**

Tagungsband zur



Leoben, 3. – 5. November 2010

Herausgeber: Karl E. Lorber, Josef Adam, Alexia Aldrian, Astrid Arnberger,
Alberto Bezama, Gernot Kreindl, Peter Müller,
Daniela Sager, Renato Sarc, Klaus Wruss

**ABFALLWIRTSCHAFT
ABFALLTECHNIK
DEPONIETECHNIK UND ALTLASTEN**

Tagungsband zur 10. DepoTech Konferenz, Montanuniversität Leoben/Österreich, 3. – 5. November 2010

DepoTech 2010

**Abfallwirtschaft
Abfalltechnik
Deponietechnik und Altlasten**

Herausgeber

Karl E. Lorber, Josef Adam, Alexia Aldrian, Astrid Arnberger, Alberto Bezama,
Gernot Kreindl, Peter Müller, Daniela Sager, Renato Sarc, Klaus Wruss


Institut für nachhaltige
Abfallwirtschaft u. Entsorgungstechnik
Eigenverlag

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

The texts of the various papers in this volume were set individually by typists under supervision of each of the authors concerned.



Eigenverlag

© Copyright 2010 Montanuniversität Leoben, Institut für Nachhaltige Abfallwirtschaft und Entsorgungstechnik (IAE), Franz-Josef-Straße 18, A-8700 Leoben
Phone: +43 (0)3842/402-5101, Telefax: +43 (0)3842/402-5102,
E-Mail: iae@unileoben.ac.at, Internet: <http://iae.unileoben.ac.at/>

Printed in Austria: Druck-Express W. Tösch, Stanzer Straße 9, A-8650 Kindberg, November 2010.
ISBN: 978-3-200-02018-4

Vervielfältigung und Verwendung der Texte und Bilder, auch auszugsweise, nur mit Genehmigung des IAE-Institutes.

Inhalt

Vorwort der Bundesministerin B. Karl	7
Vorwort des Bundesministers N. Berlakovich	8
Vorwort des Sektionschefs L. Zahrer	9
Vorwort des Landeshauptmanns F. Voves	10
Vorwort des Landesrates J. Seitingner	11
Vorwort des VÖEB-Präsidenten R. Gruber	12
Vorwort des ÖWAV-Geschäftsführers M. Assmann	13
Vorwort des ISWA-Präsidenten R. Kronberger	14
Editorial Prof. K. E. Lorber	15
Ehrenschutz	17
Ehrungen	18
Organisation & Redaktion	19
Internationales Organisationskomitee	20
Ausstellerliste	21
Sponsorenliste	22
Inhaltsverzeichnis	25
Plenarvorträge	53
Vorträge	99
Poster	573
English Abstracts	809
Autorenverzeichnis	955
Sachregister	959

Vorwort
Frau Bundesministerin Dr. Beatrix Karl
Bundesministerium für Wissenschaft und Forschung



Sehr geehrter Herr Professor Lorber!
Sehr geehrte Teilnehmer der DepoTech 2010!

Es ist mir eine sehr große Freude und Ehre, aus Anlass der bereits zum zehnten Mal an der Montanuniversität Leoben stattfindenden abfallwirtschaftlichen Tagung DepoTech 2010 mich mit einer Grußbotschaft an Sie wenden zu dürfen.

Alleine die Tatsache, dass diese wissenschaftliche Tagung samt angeschlossener Fachausstellung dieses runde Jubiläum feiern kann, zeigt neben ihrer fachlichen Notwendigkeit auch ihre weit über die Grenzen Österreichs reichende Bedeutung.

Dies spiegelt sich auch in der Tatsache wider, dass die DepoTech 2010 mit mehr als 450 internationalen Teilnehmern sich zu einer der größten Abfallwirtschaftstagungen im deutschsprachigen Raum entwickeln konnte. Entsprechend den international aktuell diskutierten Fragestellungen spricht sie mit den 3 Tagungsschwerpunkten „Abfallwirtschaft“, „Abfalltechnik“ und „Deponietechnik und Atlasten“ einen sehr breiten aus- und inländischen Personenkreis aus Wissenschaft und Wirtschaft an. Für jeden mit abfallwirtschaftlichen oder abfalltechnischen Fragestellungen und Lösungsmöglichkeiten befassten Fachmann, sei es aus den Bereichen Industrie und Gewerbe, Planer, Erbauer und Betreiber einschlägiger Produkte und Anlagen, oder aus dem Bereich der Universitäten, der Fachhochschulen oder außeruniversitärer Forschungseinrichtungen, ist diese Veranstaltung im Sinne des fachlichen Meinungsaustausches von größtem Interesse und Bedeutung. Dasselbe gilt natürlich auch in hohem Maße für politische Entscheidungsträger, Behördenvertreter und die Interessensvertretungen.

Daher tut es mir auch ganz besonders leid, dass es mir auf Grund zahlreicher wissenschaftspolitischer Termine nicht möglich ist, persönlich an dieser wichtigen umwelttechnischen Fachveranstaltung teilnehmen und sie alle persönlich zu begrüßen zu dürfen.

Ich erlaube mir daher, Sie alle auf diesem Wege sehr herzlich an der Montanuniversität Leoben bei der DepoTech 2010 willkommenzuheißen und zu begrüßen. Ich wünsche Ihnen einen sehr erfolgreichen Verlauf der Veranstaltung und einen lebhaften und gewinnbringenden Wissens-, Informations- und Gedankenaustausch und viele die weiteren Kooperationen fördernde Fachdiskussionen.

Mit einem herzlichen „Glück auf“

A handwritten signature in cursive script that reads "Beatrix Karl".

Ihre Bundesministerin Dr. Beatrix Karl



Vorwort
Herr Bundesminister Dipl.-Ing. Niki Berlakovich
Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt
und Wasserwirtschaft

Sehr geehrte Damen und Herren!

Die DepoTech ist bereits zum zehnten Mal internationale Drehscheibe für Umwelttechnologie. Die in Österreich einzigartige Konferenz bringt Wissenschaft und Wirtschaft zusammen und ermöglicht so den internationalen Austausch von Know-how in diesem gesellschaftspolitisch wichtigen Sektor.

Die Organisatoren haben auch heuer wieder ein Tagungsprogramm zusammengestellt, das alle Facetten der Abfallwirtschaft bis hin zur Altlastensanierung berührt. Die Abfallwirtschaft ist neben dem Beitrag zur Wahrung unserer Umwelt vor allem auch ein Arbeitsplatzmotor in der Umweltwirtschaft. Rund 21.000 Personen sind in dem Bereich der Abfallbehandlung und -vermeidung tätig. Der Umweltsektor ist generell derzeit der am stärksten wachsende Wirtschaftsbereich. Insgesamt arbeiten hier rund 185.000 Menschen in green jobs und bis 2020 können weitere 100.000 dazukommen.

Der mit den Problemen der Finanz- und Wirtschaftskrise ausgelöste Umbruch trifft die Abfallwirtschaft nur in abgeschwächter Form. Wir haben die hohen internationalen Standards national bereits umgesetzt und die Herausforderungen der Neuordnung bestehender Strukturen als Chancen zum Aufbau neuer Geschäftsfelder und zur Adaption überholter Abläufe gut genutzt. Die Abfallwirtschaft trägt bereits jetzt große Verantwortung im Bereich der Stoffkreisläufe und wird zukünftig noch weiter an Bedeutung gewinnen. Die Ressourcenverknappung bei Rohstoffen wird immer mehr zum Thema werden. Neue Ansätze wie Urban Mining und vor allem die Rohstoffsicherung müssen daher zunehmend an Stellenwert gewinnen, um die Abhängigkeiten von den Märkten zu reduzieren.

Neben der Abfallwirtschaft steht auch die Altlastensanierung in einem Veränderungsprozess. Auch hier ist eine Neuorientierung notwendig. Wir haben dazu das „Leitbild Altlastenmanagement“ erstellt. Standort- und nutzungsspezifische Maßnahmen sollen zukünftig verstärkt das Flächenrecycling fördern. Die Abfallwirtschaft und Altlastensanierung sind verlässliche Stützen unseres Gemeinwohls, und es ist mir ein Anliegen, auch weiterhin die nachhaltige Entwicklung dieser Wirtschaftszweige zu fördern.

Ich wünsche der DepoTech 2010 viel Erfolg und einen regen Austausch zwischen Wissenschaft und Wirtschaft sowie kräftige Impulse für Rohstoffsicherung, Energieversorgung und Klimaschutz!

Ihr

DI Niki Berlakovich
Umweltminister

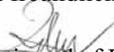
Vorwort
Herr Sektionschef Dipl.-Ing.Dr. Leopold Zahrer
Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und
Wasserwirtschaft



Sehr geehrte Damen und Herren!

Der Schutz und die nachhaltige Nutzung natürlicher Ressourcen und die effiziente Verwertung der Abfälle gehören zu den zentralen Herausforderungen unserer Zeit und werden hinkünftig die wirtschaftliche Entwicklung und den technischen Fortschritt weltweit entscheidend beeinflussen. Neben der limitierten Verfügbarkeit bestimmter Ressourcen rechtfertigen bereits die mit der Rohstoffgewinnung und -nutzung einhergehenden Umweltauswirkungen die Bemühungen um eine nachhaltige Bewirtschaftung der vorhandenen Ressourcen. Österreich hat zwar mit der im Bundes-Abfallwirtschaftsplan implementierten nationalen Vermeidungs- und Verwertungsstrategie eine Vorreiterfunktion in der EU inne, aber die Abfallwirtschaft ist weiter gefordert den Beitrag zum Ressourcenmanagement auszubauen. Auf europäischer Ebene soll das Ziel einer "Recyclinggesellschaft" durch die konsequente Umsetzung der Abfallrahmenrichtlinie verfolgt werden. Die nachhaltige Nutzung der Rohstoffe muss durch Vorgabe praktikabler verbindlicher Verwertungs- und Recyclingquoten und der getrennten Erfassung ausgewählter Abfallströme initiiert werden. Eine weitere Steigerung der Materialeffizienz wird sich am Markt durch steigende Rohstoffpreise einstellen. Dabei muss insbesondere verstärktes Augenmerk auf den qualitativen Aspekt, auf die Ausschleusung von umweltgefährdenden Stoffen bzw. die Vermeidung von Schadstoffverschleppungen gelegt werden. Langfristig werden auch nur hochwertige Recyklate mit den Primärrohstoffen konkurrieren können. Abfallwirtschaftliche Potentiale zur Ressourcenschonung sind noch in den Bereichen Produktion und Konsum identifizierbar. Bereits bei der Herstellung muss auf die Wiederverwendbarkeit bzw. Recyclingfähigkeit der eingesetzten Stoffe geachtet werden. Verbraucherinnen und Verbraucher müssen sich auch verstärkt ihrer Verantwortung der Mitbestimmung durch die Entscheidung beim Kauf ökologischer Produkte bewusst werden und zu Ressourcen schonendem Handeln motiviert werden. Der Wandel in der Abfallwirtschaft hin zum Ressourcenmanagement hat seinen Niederschlag auch im Deponiebereich gefunden. Die Deponieverordnung ist wohl das bedeutendste Rechtsinstrument in Richtung Nachhaltigkeit, einerseits zur Erlangung nachsorgefreier Deponien und andererseits zur Reduktion klimarelevanter Gase im Bereich der Abfallwirtschaft. Eine weitere Verbesserung der Energieausbeute und damit auch der CO₂-Reduktion ist noch durch eine konsequentere Nutzung der biogenen Abfälle in den dafür am besten geeigneten technologischen Verfahren zu erreichen. Die Veranstalter der DeopTech laden heuer bereits zum 10. Mal zu dieser renommierten Fachkonferenz mit einem Programm zu aktuellen Entwicklungen aus Wissenschaft und Praxis ein. Der Erfolg dieser Konferenz ist durch das zahlreiche Interesse gewährleistet. In diesem Sinne wünsche ich der DeopTech einen erfolgreichen Konferenzverlauf und gratuliere herzlich zum Jubiläum.

Mit freundlichen Grüßen und einem herzlichen Glück Auf


Sektionschef Dipl.-Ing.Dr. Leopold Zahrer



Vorwort
Herr Landeshauptmann Mag. Franz Voves
Steiermärkische Landesregierung

Nach der erfolgreichen DepoTech 2008 folgen auch heuer wieder zahlreiche nationale und internationale Expertinnen und Experten aus Wissenschaft, Technik und Wirtschaft der Einladung des Instituts für nachhaltige Abfallwirtschaft und Entsorgungstechnik an der Montanuniversität in Leoben. In der obersteirischen Montanmetropole werden ja Studentinnen und Studenten aus der Steiermark und der ganzen Welt in einem praxisnahen Studium für den Umweltschutz in der Industrie ausgebildet. Diverse Kooperationen in Form von Forschungs- und Entwicklungsprojekten mit Behörden, einschlägigen Forschungseinrichtungen sowie zahlreichen auswärtigen Universitäten gereichen nicht nur Wirtschaft und Wissenschaft zum Vorteil, sondern bringen vor allem der Umwelt viel! Im Rahmen der mittlerweile zehnten DepoTech findet, wie bereits bei den letzten Tagungen auch, eine Fachmesse statt, bei der Ausstellern aus dem In- und Ausland die Möglichkeit für einen perfekten Auftritt geboten wird.

Als Landeshauptmann möchte ich den Tagungsleiter und Vorstand des Instituts für nachhaltige Abfallwirtschaft und Entsorgungstechnik, Herrn o.Univ.-Prof. Dr.-Ing. Karl E. Lorber sowie seine Mitarbeiterinnen und Mitarbeiter zur Ausrichtung einer international derart bedeutenden Veranstaltung beglückwünschen. Alle Teilnehmerinnen und Teilnehmer an der DepoTech 2010 heiße ich in der Steiermark herzlich willkommen und wünsche einen fachlich fruchtbaren Erfahrungsaustausch sowie einen schönen Aufenthalt im „grünen Herzen“ Österreichs.

Ein steirisches „Glück Auf“!

Mag. Franz Voves
Landeshauptmann der Steiermark

Vorwort
Herr Landesrat Johann Seitinger
Steiermärkische Landesregierung



Der Name DEPOTECH steht für eine steirische Erfolgsgeschichte: Die unter dieser Bezeichnung laufende – nunmehr bereits zehnte – Veranstaltung des Instituts für Nachhaltige Abfallwirtschaft und Entsorgungstechnik der Montanuniversität Leoben, ist mittlerweile weit mehr als Österreichs größte Abfallwirtschaftstagung.

Wenn, wie zuletzt, über 450 Teilnehmerinnen und Teilnehmer aus insgesamt 14 Ländern in die Grüne Mark kommen, um sich mit diesem so wichtigen Themenfeld zu beschäftigen, dann setzen sie damit ein Zeichen dafür, dass hier die Rahmenbedingungen in mehrfacher Hinsicht stimmen.

Allem voran stehen natürlich die fachliche Qualität, für die das Institut für Nachhaltige Abfallwirtschaft und Entsorgungstechnik der Montanuniversität Leoben garantiert und das große organisatorische Engagement des Veranstalter-Teams.

Eine wichtige Rolle in diesem Zusammenhang spielt aus meiner Sicht aber auch die Tatsache, dass die Steiermark in Sachen nachhaltiger Abfallwirtschaft mit großer Glaubwürdigkeit aufwarten kann. Sie zählt diesbezüglich zweifelsfrei international zu den ganz großen Vorbildern.

Das ist dadurch gelungen, dass hier seit vielen Jahren die diversen Verantwortungsträger hervorragende Infrastruktur- und Überzeugungsarbeit leisten und dass die Steierinnen und Steirer von der Bedeutung des Themas schon seit langer Zeit voll überzeugt sind. Wenn es um Mülltrennung geht, zählen sie sogar zu den besten der Welt! Von 421 kg Müll, die zuletzt pro Kopf und Jahr zu Buche standen, gelten dadurch nur noch 168 kg als Restmüll. Alles Andere wird als Altpapier, Altglas, Biomüll oder Verpackungsmüll einer sinnvollen Wiederverwertung zugeführt.

Wir können auch stolz drauf sein, dass die Steiermark für die Bewältigung der enormen Abfallmengen bestens gerüstet ist. Sie verfügt über die stattliche Zahl von rund 600 Abfallanlagen verschiedenster Art, nicht einmal zehn Prozent davon sind Deponien.

Wir dürfen uns aber auf diesen Lorbeeren nicht ausruhen und sollten den Schwung der letzten Jahre nutzen, um noch besser zu werden. Ich bin zuversichtlich, dass uns auch diesmal wieder neueste Expertise von der DEPOTECH ein schönes Stück weiterbringen kann.

Ich gratuliere den Veranstaltern zum Jubiläum und wünsche allen Besucherinnen und Besuchern der DEPOTECH viele wichtige Erkenntnisse!

A handwritten signature in black ink, appearing to read 'J. Seitinger', written in a cursive style.

Landesrat Johann Seitinger



Vorwort
Herr Präsident Dr. Robert Gruber
Verband Österreichischer Entsorgungsbetriebe (VÖEB)

Sehr geehrte Damen und Herren!

Die DepoTech an der Montanuniversität Leoben feiert heuer ein rundes Jubiläum. Bereits zum zehnten Mal treffen sich Vertreter aus Wissenschaft und Wirtschaft aus dem In- und Ausland. Seit dem Start im Jahr 1992 hat sich die DepoTech rasch zu einer renommierten Kommunikationsplattform entwickelt. Dies widerspiegelt sich durch die hohe Teilnehmeranzahl und zeigt auf, welche bedeutende Rolle diese Umweltkonferenz in Österreich trägt.

Ein Blick auf das Tagungsprogramm der DepoTech 2010 verspricht schon jetzt eine spannende Fachtagung. Besonders auf die Vorträge, die sich mit den Schwierigkeiten einer ressourcenorientierten Abfallwirtschaft auseinandersetzen, möchte ich hinweisen. Dass die Nutzung des Abfalls als Sekundär- oder Ersatzbrennstoff nicht nur energie-, sondern vor allem auch umweltpolitisch Sinn macht, ist inzwischen unbestritten. Gerade vor dem Hintergrund der Verknappung natürlicher Ressourcen ermöglicht es die Abfallwirtschaft, spürbare energie- und umweltpolitische Impulse zu setzen. Will die Politik, dass die Branche ihren Weg in Richtung Ressourcenwirtschaft konsequent fortsetzt, benötigt sie eine klare Definition von Produktqualitäten für den Abfall – und zwar europaweit abgestimmt. Nur unter diesen Voraussetzungen kann dem Abfall auch ein Marktwert gegeben werden. Rechtliche Grauzonen zur Abgrenzung zwischen Siedlungsabfall und Gewerbeabfall bzw. wo liegt die Grenze zwischen Restmüll und verwertbarem Abfall erschweren die tägliche Praxis zusätzlich. Die Politik ist daher gefordert, auch in dieser Angelegenheit endlich für entsprechende Klarheit zu sorgen. 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. Nunmehr ist es aber an der Zeit, dass sich diese Investitionen in Zukunft auch rechnen können und keine unverhältnismäßigen nationalen Zusatzforderungen oder Eingriffe in einen funktionierenden Markt das Tagesgeschäft und die internationale Konkurrenzfähigkeit die Branche beeinträchtigen. Von den politisch Verantwortlichen wird verlangt, Rahmenbedingungen so zu gestalten, damit die Abfallwirtschaft auch weiterhin dem europäischen Auftrag zum Ressourcenmanagement nachkommen kann.

Dem Veranstalter ist ganz besonders für die Durchführung der DepoTech 2010 zu danken und für das Gelingen dieser wichtigen Tagung ein herzliches Glück Auf!

A handwritten signature in dark ink, appearing to read 'Robert Gruber'. The signature is fluid and cursive, written over a white background.

Robert Gruber

Vorwort
Herr Geschäftsführer Dipl.-Ing. Manfred Assmann
Österreichischer Wasser- und Abfallwirtschaftsverband (ÖWAV)



Im Hinblick auf die sich zeigende Ressourcenknappheit entwickelte sich die Abfallwirtschaft in den letzten Jahren weg von einer auf die Entsorgung von Abfällen fokussierten Branche hin zu einer Ressourcen- und Stoffstromwirtschaft, in welcher Abfälle als Sekundärrohstoffe und Energieträger betrachtet und genutzt werden. Das sehr vielseitige Programm der DepoTech 2010 zeigt, dass auch auf Basis der Ziele des Abfallwirtschaftsgesetzes ein Prozess in der Abfallwirtschaft stattgefunden hat, welcher nunmehr mit dem bestmöglichen Mix aus Abfallvermeidung, Wiederverwendung, Verwertung und Beseitigung einerseits dem Vorsorgeprinzip und andererseits der Nachhaltigkeit nachkommt.

Die neue Hierarchie der EU-AbfallrahmenRL zeigt auf, dass auch in Zukunft nach entsprechender Maßnahmenetzung zur Abfallvermeidung und kontinuierlicher Öffentlichkeitsarbeit Abfälle einer Wiederverwendung und stofflichen oder energetischen Verwertung zugeführt werden sollten. Da in Österreich in den letzten Jahren große Anstrengungen getätigt wurden, die entsprechenden Behandlungskapazitäten (mechanisch, biologisch und thermisch) aufzubauen, sollen nunmehr auch entsprechende Strukturen eines Re-Use-Netzes entwickelt werden. Eine Auslastung der in Österreich geschaffenen Behandlungskapazitäten sollte unter Beachtung der Regeln des freien Marktes mittelfristig angestrebt werden, wobei auch die gesicherte Senke für möglichst inerte Reststoffe einen wichtigen Platz in dieser Behandlungskette einnimmt.

Zur Weiterentwicklung der Abfallwirtschaft erscheint zudem der Aufbau einer neuen Wissensbasis von zentraler Bedeutung. Einerseits muss die im Abfall enthaltene Menge an Wertstoffen bekannt sein, die für den Sekundärrohstoffeinsatz geeignet ist, auf der anderen Seite sollten auch jene potenziellen Schadstoffe gezielt ausgeschleust werden, die nach einer entsprechenden Vorbehandlung zu Umweltproblemen führen können. Essenziell erscheint dabei die Rückkoppelung von neuen Erkenntnissen aus der Abfallwirtschaft mit Produktionsprozessen, um z.B. potenzielle Schadstoffquellen in Zukunft zu vermeiden.

Abschließend sei noch auf das 20-jährige Jubiläum des Abfallwirtschaftsgesetzes (AWG) im Jahre 2010 hingewiesen, welches am 28. September 2010 im Rahmen einer Festveranstaltung gewürdigt wurde und von einem umfassenden Stakeholderdialog begleitet wurde. Auf Basis des Abfallwirtschaftsgesetzes konnten durch das Engagement aller beteiligten Kräfte die vielfältigen Aufgabenstellungen der Abfallwirtschaft in Österreich in weiten Bereichen erfolgreich gelöst werden.

Glück auf!

A handwritten signature in black ink, appearing to be 'M. Assmann', written over a horizontal line.

Manfred Assmann



Vorwort
Dipl.-Ing. Rainer Kronberger
Präsident von ISWA Austria

Die DepoTech hat sich seit der ersten Veranstaltung im Jahr 1992 zur bedeutendsten Fachkonferenz im Bereich der Abfallwirtschaft in Österreich entwickelt. Standen bei der ersten DepoTech im Jahr 1992 noch im Wesentlichen deponiebautechnische Fragen im Vordergrund, so hat im Laufe der Zeit das gesamte abfallwirtschaftliche Spektrum von Fragen der nachsorgefreien Abfallbehandlung bis hin zur Darstellung von Maßnahmen der Abfallvermeidung und des Ressourcenschutzes Eingang in diese Veranstaltung gefunden. Man kann auch sagen, die DepoTech hat mit der Auswahl ihrer Themen die Entwicklung der Abfallwirtschaft in Österreich wissenschaftlich begleitet und damit auch wesentlich vorbereitet.

Im Ergebnis hat die Österreichische Abfallwirtschaft eine Entwicklung erfahren, auf die Österreich äußerst stolz sein darf.

Dies ist gerade für mich als Präsident von ISWA Austria besonders erfreulich. ISWA Austria kann dadurch sehr kompetent, ausgestattet mit einer Fülle an „best practise“ Beispielen aus Österreich, die erfolgreichen Konzepte einer nachhaltigen Abfallwirtschaft über ISWA International nach außen tragen und für andere Länder nutzbar machen.

Zu den Aufgaben von ISWA Austria zählt auch die Entwicklung und Umsetzung wissenschaftlicher Erkenntnisse auf dem Gebiet der Abfallwirtschaft. ISWA Austria betreibt dazu ein Stipendium zur Förderung des wissenschaftlichen Nachwuchses, welches auch im Zuge der DepoTech verliehen wird. Die DepoTech als Fachveranstaltung von Wissenschaft und Wirtschaft auf universitären Boden bietet dazu den perfekten Rahmen.

Ich möchte mich daher im Namen von ISWA Austria sehr herzlich für die Möglichkeit bedanken, auch heuer wieder diese Preisverleihung anlässlich der DepoTech vornehmen zu können.

Ich wünsche einen erfolgreichen Verlauf der Veranstaltung.

Mit freundlichen Grüßen und Glück Auf


DI Rainer Kronberger

Editorial

Herr O.Univ.Prof.Dr.Ing. Karl E. Lorber

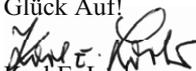
Montanuniversität Leoben

Institut für nachhaltige Abfallwirtschaft und Entsorgungstechnik



Die 10. DepoTech Veranstaltung, die heuer zeitlich mit dem 20-jährigen in Kraft treten des Abfallwirtschaftsgesetzes (AWG 1990 i.d.g.F.) zusammenfällt, bietet Anlass einen Blick auf die zurückliegenden Jahre sowie auf die zukünftige Entwicklung der Abfallwirtschaft zu werfen. Wesentlich zur gedeihlichen Entwicklung beigetragen hat unser fortschrittliches AWG, dass bereits sehr frühzeitig – insbesondere in § 1. Abs. 1 – in seinen Zielen und Grundsätzen das Prinzip der Nachhaltigkeit enthielt. Damit war die gesetzliche Grundlage geschaffen, dass sich die österreichische Abfallwirtschaft zu einer der fortschrittlichsten Strategien im gesamteuropäischen Raum entwickeln konnte. Unbestrittene Meilensteine in dieser kontinuierliche Entwicklung sind vor allem die getrennte Sammlung am bzw. nahe dem Ort der Abfallentstehung und das Gebot der Restmüllvorbehandlung vor der kontrollierten Ablagerung auf den nach dem Multi-barrierenprinzip gebauten bzw. nachgerüsteten Deponien. Die weitere Entwicklung der Abfallwirtschaft hin zum Ressourcen- und Stoffflussmanagement ist und wird der wesentliche Schritt der kommenden Jahre sein. Das angestrebte Ziel scheint klar zu sein: nach dem „Zero-Waste-Prinzip“ (www.sysav.se) wird durch den integrativen Ansatz der sog. „Abfall-Hierarchie“ (EU-Waste Framework Directive 2008/98 EC) die noch zu deponierende, verbleibende Abfallmenge weiter gegen „null“ verkleinert. Ein Schwerpunkt kommt dabei den sog. 3R (Reuse, Recycling, Recovery) zu, wobei der Weg zum Ziel noch Gegenstand heftiger Diskussionen und zum Teil sehr unterschiedlicher Ansätze ist. Wichtige Elemente dabei werden u.a. das Festlegen eindeutiger Kriterien zur Abgrenzung zwischen Abfall und Produkt sein (z.B. für die Verwertung von aufbereiteten Verbrennungsschlacken und -aschen) sowie die durch Aufbereitungsprozesse noch zu verbessernde Qualität von Recycling-/Verwertungsprodukten. Eine besondere Herausforderung an die Abfallaufbereitungstechnologie stellt auch die Entwicklung neuer Konsumprodukte dar, wie z.B. die im Rahmen der steigenden Elektromobilität neu auf den Markt kommenden Lithium-Ionen Batterien. Die Montanuniversität Leoben stellt sich dieser Herausforderung u.a. durch die neue Professur „Abfallverwertungstechnik“, die bereits 2011 am Institut für Nachhaltige Abfallwirtschaft und Entsorgungstechnik (IAE) angesiedelt werden wird. Ein weiterer, wichtiger Schritt in der Abfallwirtschaft- und Abfall-Logistik muss meines Erachtens auch sein, den durch steigendes Angebot und sinkende Nachfrage bewirkten z.T. uferlosen Preisverfall von Sekundärrohstoffen und Recyclingprodukten einigermaßen in den Griff zu bekommen. Wie dieser kurze Überblick zeigt, gibt es also wieder genügend interessante Themen, für die wir uns als Veranstalter bemühen, mit der DepoTech 2010 eine Plattform der Begegnung zwischen Wissenschaft und Praxis zu kreieren. Ich darf Sie daher alle vom 3.-5. November zu uns nach Leoben einladen und möchte mit den legendären Worten des unvergesslichen österreichischen Kabarettisten Karl Farkas schließen: „Schauen Sie sich das an“.

Glück Auf!


Karl E. Lorber

Ehrenschutz

Bundesministerin Beatrix KARL
Bundesministerium für Wissenschaft und Forschung

Bundesminister Nikolaus BERLAKOVICH
Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft

Sektionschef Leopold ZHRER
Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft –
Sektion Stoffstromwirtschaft, Umwelttechnologie und Abfallmanagement

Landeshauptmann Franz VOVES
Steiermärkische Landesregierung

Landeshauptmannstellvertreter Hermann SCHÜTZENHÖFER
Steiermärkische Landesregierung

Landesrat Johann SEITINGER
Steiermärkische Landesregierung

Hofrat Wilhelm HIMMEL
Steiermärkische Landesregierung

Bürgermeister Matthias KONRAD
Stadtgemeinde Leoben

Rektor Wolfhard WEGSCHEIDER
Montanuniversität Leoben

Präsident Rainer KRONBERGER
ISWA – International Solid Waste Association Austria

Präsident Robert GRUBER
VÖEB – Verband Österreichischer Entsorgungsbetriebe

Geschäftsführer Manfred ASSMANN
ÖWAV – Österreichischer Wasser- und Abfallwirtschaftsverband

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

Ehrungen

Aufgrund ihrer Verdienste um die Umwelttechnik/Abfallwirtschaft in Wissenschaft und Praxis und ihrer langjährigen aktiven Mitarbeit an der DepoTech ehren und danken wir folgenden Persönlichkeiten aus Österreich:

Hon.Prof.Dr. Christoph Scharff

Herr Hon.Prof.Dr. Scharff, geboren am 04.10.1958, begann seine Ausbildung an der Theresianischen Akademie Wien und schloss diese mit dem Doktorat an der Wirtschaftsuniversität Wien (1990) bei Herrn O.Univ.Prof.Dr. G. Vogel ab. Seit 1984 in der Abfallwirtschaft in Praxis, Forschung und Beratung tätig, ist er z.Z. Vorstandssprecher der ARA Altstoff Recycling AG. Weitere Höhepunkte seiner herausragenden Laufbahn sind die Präsidentschaft (2000-2002) der „International Solid Waste Association“ (ISWA) sowie seine Ernennung zum Honorarprofessor für Abfallwirtschaft an der Technischen Universität Wien. Herr Hon.Prof.Dr. Scharff ist eine hochgeschätzte Persönlichkeit der österreichischen Abfallwirtschaft und seit Jahren der DepoTech und dem IAE-Institut freundschaftlich verbunden.

KR Hans Roth

Herr KR. Roth, Geschäftsführendes Vorstandsmitglied (CEO) der Saubermacher Dienstleistungs AG, hat eine ganz außergewöhnliche Karriere vorzuweisen: Geboren am 02.10.1946 als ältestes von 5 Geschwistern eines Kaufhausbesitzerehepaars in Passail, Steiermark, schloss er eine Einzelhandelskaufmannausbildung ab und gründete 1979 zusammen mit seiner Ehefrau Margret und 3 Mitarbeitern die Firma Saubermacher, die heute (Stand 30.06.2010) mit 3.552 Mitarbeitern zu den führenden Entsorgungsunternehmen in Österreich und Osteuropa (Slowenien, Kroatien, Ungarn, Rumänien und Tschechien) gehört. KR Roth, ein Pionier und „Self-Made-Man“, ist Urgestein unserer Abfallwirtschaft, aber zugleich auch deren Trendsetter, was sich in seiner Aufgeschlossenheit gegenüber neuen Entwicklungen zeigt. Im Laufe seiner Unternehmertätigkeit erhielt KR Roth viele Auszeichnungen und bekleidete bedeutende Funktionen und Ämter in der österreichischen Abfallwirtschaft, wobei er von Anfang an unsere DepoTech-Veranstaltungsreihe sowie das IAE-Institut unterstützt und gefördert hat.

Dipl.-Ing.Dr.mont. Dirk Hengerer

Herr Dipl.-Ing.Dr.mont. Hengerer, geb. am 02.11.1941 in Hannover, ist einer der Gründungsväter unserer DepoTech-Veranstaltung, die 1992 parallel zur Einführung der Studienrichtung „Industrieller Umweltschutz, Entsorgungstechnik und Recycling“ an der Montanuniversität Leoben aus einer gemeinsamen Initiative des Institutes für Bergbautechnik (unter o.Univ.Prof.Dipl.-Ing.Dr.mont. Günther B.L. Fettweis) und des Technologie-Transfer-Zentrums (TTZ) in Zusammenarbeit mit dem Forschungszentrum Seibersdorf (unter Dr. Hengerer) entstanden ist. Herrn Dr. Hengerer gebührt der große Verdienst, seine umfangreichen Erfahrungen als Veranstalter von Seminaren und Tagungen sowie seine wertvollen Kontakte zur Industrie und Wirtschaft zum erfolgreichen Aufbau der DepoTech-Leoben sehr wirksam eingebracht zu haben. Er war bis kurz vor seinem Eintritt in den Ruhestand (2005) aktiv an der Organisation unserer Veranstaltung beteiligt und hält der DepoTech weiterhin als unser Ehrengast und Besucher die Treue.

Organisation

Institut für Nachhaltige Abfallwirtschaft und Entsorgungstechnik
der Montanuniversität Leoben
Karl E. Lorber, Daniela Sager, Tanja Trieb

Redaktion

Karl E. Lorber
Tanja Trieb

Franz-Josef-Straße 18, A-8700 Leoben, Österreich
Tel.: +43 (0) 3842/402-5101, Fax: +43 (0) 3842/402-5102
E-Mail: info@depotech.at

Kooperationspartner

ASK – Access to Sustainable Knowledge
Eco World Styria
IFAT Entsorga
ISWA – International Solid Waste Association Austria
Leobener Logistik Sommer
Montanuniversität Leoben
ÖWAV – Österreichischer Wasser- und Abfallwirtschaftsverband
V.EFB – Verein zur Verleihung des Zertifikates eines Entsorgungsfachbetriebes
VÖEB – Verband Österreichischer Entsorgungsbetriebe

Internationales Organisationskomitee

Manfred Assmann, ÖWAV – Österreichischer Wasser- und Abfallwirtschaftsverband,
Österreich

Alberto Bezama, University of Concepción, Chile

Bernd Bilitewski, Technische Universität Dresden, Deutschland

Heinz Brandl, Österreichischer Ingenieur- und Architekten-Verein, Österreich

Paul Hans Brunner, Technische Universität Wien, Österreich

Alfons Buekens, Freie Universität Brüssel, Belgien

Raeto M. Conrad, Konsulent für Wasser + Boden, Schweiz

Martin Eisenberger, Umweltrechtsconsulting Graz, Österreich

Martin Faulstich, Vorsitzender des Sachverständigenrats für Umweltfragen der
deutschen Bundesregierung, Deutschland

Sabine Flamme, Fachhochschule Münster, Deutschland

Albert E. Hackl, Österreichische Akademie der Wissenschaften, Österreich

Wilhelm Himmel, Steiermärkische Landesregierung, Österreich

Werner L. Kepplinger, Montanuniversität Leoben, Österreich

Peter J. Kneissl, VÖEB – Verband Österreichischer Entsorgungsbetriebe
(Ehrenpräsident), Österreich

Rainer Kronberger, ISWA – International Solid Waste Association Austria, Österreich

Peter Lechner, Universität für Bodenkultur Wien, Österreich

Wolfgang List, Rechtsanwalt Wien, Österreich

Karl E. Lorber, Montanuniversität Leoben, Österreich

Rodrigo Navia Diez, University of La Frontera, Temuco, Chile

Michael Nelles, Universität Rostock, Deutschland

Roland Pomberger, Saubermacher Dienstleistungs AG, Österreich

Arne Ragoßnig, Fachhochschulstudiengänge Burgenland GmbH, Österreich

Helmut Rechberger, Technische Universität Wien, Österreich

Vera Susanne Rotter, Technische Universität Berlin, Deutschland

Christoph Scharff, ARA Altstoff Recycling Austria AG, Österreich

Stephan Semprich, Technische Universität Graz, Österreich

Helmut Stadler, Privatperson, Österreich

Christian Stiglitz, Privatperson, Österreich

Karl Joachim Thomé-Kozmiensky, vivis CONSULT GmbH, Deutschland

Gerhard Vogel, Wirtschaftsuniversität Wien, Österreich

Werner Wruss, ESW Consulting Wruss ZT GmbH, Österreich

Friedrich Wurst, FTU Forschungsgesellschaft Technischer Umweltschutz GmbH,
Österreich

Leopold Zahrer, Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und
Wasserwirtschaft, Österreich

Michael Zorzi, Bundesaltlastensanierungs GmbH (BALSA), Österreich

Ausstellerliste

ecorec Österreich GmbH
Reisnerstraße 61/2, A-1030 Wien
www.ecorec.at

HUESKER Synthetic GmbH
Fabrikstraße 13-15, D-48712 Gescher
www.huesker.com

LFR Filter Jet
Hinterholz 31, A-4933 Wildenau
www.filterjet.at

Montanuniversität Leoben, Institut für
Nachhaltige Abfallwirtschaft und
Entsorgungstechnik
Franz-Josef-Straße 18, A-8700 Leoben
iae.unileoben.ac.at

PORR Umwelttechnik GmbH
Absberggasse 47, A-1103 Wien
www.put.at

STRABAG AG
Donau City Straße 9, A-1120 Wien
www.strabag.com

UNTHA shredding technology, ANTON
UNTERWURZACHER MASCHINENBAU
GmbH
Moldanstraße 141, A-5431 Kuchl
www.untha.com

GWU Geologie-Wasser-Umwelt GmbH
Bayerhamerstraße 57, A-5020 Salzburg
www.gwu.at

IFE Aufbereitungstechnik GmbH
Patertal 20, A-3340 Waidhofen/Ybbs
www.ife-bulk.com

LINDE GAS GmbH
Südbahnstraße 60, A-8020 Graz
www.linde-gas.com

NAUE GmbH & Co. KG
Gewerbestraße 2, D-32339 Espelkamp-Fiestel
www.naue.com

SID SA
Zone Industrielle, CH-2123 St-Sulpice/NE
www.sidsa.ch

TD Umwelttechnik GmbH & Co. KG
Stemwarderlandstraße 13, D-22885 Barsbüttel
www.trisoplast.de

(Stand per 30.09.2010)

Ausstellerorganisation

KOOP Live-Marketing GmbH & Co KG
Kontaktperson: Martin Gamauf
Engerthstraße 169/12, A-1020 Wien
Tel.: +43 (0) 676/88890150
Fax: +43 (0) 1/8901600-121
Homepage: www.koop.at

Sponsorenliste

Hauptsponsoren

ARA Altstoff Recycling Austria AG, Wien

Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Wien

Steiermärkische Landesregierung, FA 19D – Abfall- und Stoffflusswirtschaft, Graz

Steiermärkische Landesregierung, FA 3 – Wissenschaft und Forschung Graz

STRABAG AG, Wien

Sponsoren

AVE Österreich GmbH

Bilfinger Berger Baugesellschaft m.b.H., Wien

Bundesministerium für Wissenschaft und Forschung, Wien

Fritz Kuttin Gesellschaft m.b.H., Knittelfeld

Komptech GmbH

Loacker Recycling GmbH, Götzis

MAGNA STEYR Fahrzeugtechnik AG & Co KG, Graz

PORR Umwelttechnik GmbH, Wien

Saubermacher Dienstleistungs AG, Graz

Stadtgemeinde Leoben, Leoben

(Stand per 30.09.2010)

CO₂ SPAREN KANN HEUTZUTAGE SCHON JEDE FLASCHE.



Die ARA führt österreichweit Verpackungsabfälle auf direktem Weg der Verwertung zu. Mit dem Ergebnis, dass alte Verpackungen so umweltgerecht recycelt werden, dass tonnenweise CO₂ eingespart wird. Ein weltweit anerkanntes Beispiel für nachhaltiges Handeln, das ohne die hervorragende Zusammenarbeit mit Österreichs Wirtschaft und Kommunen nicht möglich wäre. Dafür sagen wir an dieser Stelle herzlich Dankeschön! www.ara.at

SO TRENNT MAN RICHTIG.

ARA[®]
Abfall Recycling Austria

Inhaltsverzeichnis Tagungsprogramm

PLENARVORTRÄGE

Das Ende der Abfallwirtschaft	53
<i>M. Prisching</i>	
Energie und Ressourcen – Grenzen des Wachstums?.....	61
<i>K.F. Rose</i>	
Beitrag der Abfallwirtschaft zur Energie- und Rohstoffversorgung in Deutschland	67
<i>K.J. Thomé-Kozmiensky & S. Thiel</i>	
Quo vadis Entsorger? Chancen und Risiken der privaten Abfallwirtschaft.....	77
<i>H. Roth & R. Pomberger</i>	
Recent Developments in Testing, Modelling and Environmental Impact Assessment for Soil, Waste and Construction Products	85
<i>H.A. van der Sloot, O. Hjelmars & D.S. Kossou</i>	

ABFALLWIRTSCHAFT

Globale Abfallwirtschaft

Internationale Abfallwirtschaft im Wandel – Aktuelle Entwicklungen im arabischen Raum	99
<i>M. Nelles, A. Nassour, A. Majanny & M. Al-Ahmad</i>	
Biomass Wastes-to-Energy in China – Biogas from Landfills or Anaerobic Digestion Plants?.....	105
<i>B. Raninger, R. Li, X. Chen & H. Xu</i>	
Abfallwirtschaft in China – Stand und Perspektiven der Abfallverbrennung.....	113
<i>T. Dorn, M. Nelles, S. Flamme, D. Chen & K. Wu</i>	
Mechanisch-biologische Abfallbehandlung – Erfahrungen aus einem Pilotprojekt in Maringá, Brasilien.....	117
<i>P. Chlan, F. Budde & P. Degener</i>	
Landfilling of Solid Waste and Landfill Operation in the Marmaris Region.....	121
<i>E. Erdin, Ş.B. Yilman, G. Akıncı & E.B. Özkaraova Güngör</i>	

Regionale Abfallwirtschaft

Nachhaltige Ressourcenschonung im Landes-Abfallwirtschaftsplan Steiermark 2010.....	127
<i>I. Winter & W. Himmel</i>	
Szenarioanalyse Abfallwirtschaft Bayern 2030 – Ein Blick in die Zukunft	131
<i>S. Kreibe, M. Schneider & S. Müller</i>	
Municipal Solid Waste Management Policies and Problems in Naples.....	135
<i>S. Romano</i>	

Ökonomie & Kosteneffizienz

Auswirkungen der Wirtschaftskrise 2008/09 auf die Abfallwirtschaft und die Lehren daraus	141
<i>W. Hauer</i>	
Das Kapazitätenmodell als Instrument zur Markteinschätzung von Sekundärrohstoffen.....	147
<i>H. Klampfl-Pernold, R. Pomberger & G. Schmidt</i>	
Ökoeffizienz im Alltag – Innovative Umweltleistungen im KMU	153
<i>W. Neumann</i>	

Stoffstrommanagement

Andienungspflicht für Gewerbeabfälle: Risiken für eine ressourcenorientierte Abfallwirtschaft.....	159
<i>R. Pomberger & M. Eisenberger</i>	
Ökobilanzierung von Recyclingstrategien und Rezyklaten in der Fahrzeugentwicklung.....	167
<i>D.J. Hofer, H. Rabitsch & E. Haberschreck</i>	
Charakterisierung von Abfällen aus dem Handelskettenbereich.....	173
<i>M. Barth, G. Kreindl & R. Pomberger</i>	
REDWAVE XRF-Röntgenfluoreszenzverfahren für Wertstoffsortierung in der Abfallwirtschaft.....	177
<i>M. Weiss & J. Felber</i>	

Vermeidung & Wiederverwertung

Das österreichische Abfallvermeidungsprogramm 2011	183
<i>H. Reisinger & H.-J. Krammer</i>	
Re-Use in Österreich: Lösungsansätze zur Vorbereitung für die Wiederverwendung	189
<i>M. Meissner & C. Pladerer</i>	
Re-Use in Österreich	195
<i>S. Eisenriegler</i>	

Wiederverwendung von Elektroaltgeräten: Pro und/oder Kontra?	201
<i>R. Brüning, B. Enderle, M. Plumeyer, B. Rosemann, K. Schmidt & T.S. Spengler</i>	

Rechtliche Aspekte

Abfall – Abfallende – Nebenprodukt im Lichte der Abfallrahmenrichtlinie	207
<i>M. Eisenberger</i>	
Die neue deutsche Deponieverordnung aus technisch-wissenschaftlicher Sicht	213
<i>T. Eglloffstein & G. Burkhardt</i>	
Erfahrungen mit der Umsetzung der Deponieverordnung 2008	219
<i>M. Iordanopoulos-Kisser & A. Ramer</i>	
Das Ende der Abfalleigenschaft im Sinne der aktuellen Gesetzgebung und Judikatur am Beispiel von Baurestmassen	223
<i>W. List</i>	

Abfalllogistik

Was ist noch drin im Restmüll?	227
<i>C. Daehn</i>	
Optimierung der Entsorgungslogistik österreichischer Betriebe.....	233
<i>H.-J. Dornbusch, W. Herbst & D. Kapsamer</i>	
EDV-gestützte Abfallmengenprognose auf Gemeinde- und Bezirksebene	237
<i>P. Beigl & S. Lebersorger</i>	
Durch RFID zur ressourcenoptimierten Kreislauf- und Entsorgungswirtschaft	243
<i>S. Löhle & A.I. Urban</i>	

ABFALLTECHNIK

Sortier- & Aufbereitungstechniken

Herausforderungen der NIR-Sortierung von gemischten Abfällen aus Industrie und Gewerbe	249
<i>G. Kreindl</i>	
IR-Analyseverfahren zur Ermittlung von Organik in mineralischen Abfällen	257
<i>H. Müller, G. Weißbach & M. Kolbig</i>	
Aufbereitungstechnische Charakterisierung und Untersuchung von Schreddersand.....	263
<i>H. Flachberger, A. Oberrauner & A. Schmid</i>	

Behandlungsoptionen für eine MBA Schwerfraktion – Am Beispiel MBA Oberpullendorf ... 271
M. Meirhofer, S. Pieber, E. Fercher, A.-M. Ragoßnig & L. Brooks

Altauto & E-Schrott

Paradigmenwechsel in Umweltschutz und Abfallwirtschaft am Beispiel Altfahrzeuge
und Elektro-Altgeräte 277
W. Kletzmayr & F. Neubacher

De-Contamination of Small Waste Electrical and Electronic Appliances (sWEEE) in
Austria 283
M. Tesar & S.P. Salhofer

Recycling of CRT-Glass – Results of a Market Study and Future Szenarios 289
A. Michels, S. Gäth & S. Grieger

Metallrecycling

Ressourceneffizienz im Recycling am Beispiel Rückgewinnung seltener Metalle 295
V.S. Rotter

Rückgewinnung von Seltenen Erden aus Nickelmetallhydrid-Akkumulatoren 301
S. Luidold & H. Antrekowitsch

Aufbereitung von metallischen Spänen und Abfallstoffen zu Sekundärrohstoffen 307
F. Duspiva, A. Kügele & A. Schmid

Energie & Klima

Die vermeidbare Energiekrise 313
H. Kopetz

Klimaschutzszenarien 2050 – Herausforderungen für die Abfallwirtschaft 317
U. Lahl & B. Zeschmar-Lahl

CCS – Notwendigkeit und Potentiale 327
D. Wappel & J. Draxler

Randbedingungen für Carbon Capture and Storage (CCS) Projekte 333
H. Hofstätter & T. Spörker

Abfallverbrennung

CO₂-Vermeidungspotenziale und -kosten deutscher MVA durch
Energieeffizienzsteigerung 339
B. Bilitewski, C. Wunsch, J. Jäger & M. Hoffmann

Methoden der Korrosionsdiagnose bei der Verbrennung schwieriger Brennstoffe	345
<i>M. Pohl, D. Bernhardt, S. Ncube, M. Beckmann, W. Spiegel & W. Müller</i>	
Betriebliche Erfahrungen zur bromgestützten Quecksilberabscheidung in USA und Europa	357
<i>B.W. Vosteen</i>	
Behandlungsgrundsatz für Rückstände aus Abfallverbrennungsanlagen.....	367
<i>H. Grech</i>	

Sekundärrohstoffe aus anthropogenen Lagerstätten

Rohstoffpotenziale in Tiroler Deponien.....	371
<i>J. Knapp & A. Bockreis</i>	
Ressourcenpotenzial von ausgewählten Hausmülldeponien in Deutschland.....	375
<i>S. Gäth & J. Nispel</i>	
Der lange Weg zur ressourcenoptimierten Klärschlammbehandlung.....	381
<i>U. Frei, C. Christen & A. Rothbart</i>	
„Urban Mining“ vor der Haustüre: Phosphor-Düngemittel aus Klärschlammaschen.....	385
<i>H. Mattenberger, J. Gasparin & L. Hermann</i>	

Stoffliche Verwertung

Verbrennungsrückstände – Charakterisierung und Nutzung.....	391
<i>M. Mocker, I. Löh & F. Stenzel</i>	
Planung, Bau und Inbetriebnahme einer Flash-Reaktor Pilotanlage.....	397
<i>F.M. Dobay, A. Schönberg, A. Werner, N. Delfs & H. Raupenstrauch</i>	
Ressource Tunnelausbruch.....	403
<i>D. Resch & R. Galler</i>	
Glasfaser verstärkte Kunststoffe: Szenario für eine Wiederverwendung der Faserfraktion	407
<i>D. Pico & A. Bartl</i>	

DEPONIETECHNIK UND ALTLASTEN

Bewertungsmethoden

Der neue österreichische Leitfaden zur Abschätzung der Sickerwasserbelastung.....	413
<i>B. Wimmer & G. Döberl</i>	
Standortspezifische Beurteilung und Sanierung von Grundwasserschäden.....	419
<i>D. Müller, S. Weihs & M. Ortman</i>	

Abschätzung der Schadstoffexposition von Menschen an kontaminierten Standorten..... 425
T.G. Reichenauer, W. Friesl-Hanl, T. Dörrie & D. Müller

Umweltökonomische Bewertung von Sanierungsmaßnahmen 429
M. Ortman & G. Döberl

Innovative Verfahren

Moderne Grundbaumethoden zur hydraulischen Abschirmung von Altlasten und
Altdeponien 433
R.M. Conrad

In-Situ-Dekontaminationsmethoden von Chromatschäden..... 439
P. Müller

Förderung des anaeroben mikrobiologischen Abbaus von MKW in der gesättigten
Bodenzone 445
D. Todorovic, A.P. Loibner & K.E. Scherr

Fallbeispiele

Innovatives Vorgehen bei der Sanierung der Altlast N16 Tuttendorfer Breite 451
G. Luschin & R. Adami

Die definitive Sanierung der Sondermülldeponie Bonfol – Erste Erkenntnisse 457
R. Luttenbacher

Erfahrungen aus der ersten Rückbauetappe der Sondermülldeponie Kölliken 463
J.L. Tardent

Langzeitverhalten

Verbesserung des Langzeitverhaltens von Deponien durch Sickerwasserinfiltration..... 469
G. Rettenberger

Bemessung von Sicherungssysteme von Deponien auf Basis von
Langzeitemissionsprognosen – Grundlagen 477
K. Finsterwalder

DEPO⁺ Verfahren[®] – Energieausbeute und Langzeitverhalten verbessern bei HM-
Deponien 483
C. Bröcker, U. Klos & F. Hübl

Langzeitbeständigkeit von mineralischen Abdichtungen..... 489
O. Kemmesies & W. Behrens

Oberflächenabdeckung

Handlungsempfehlungen zu Oberflächenabdeckungen von Deponien in Österreich	499
<i>R. Prantl & V. Brandner</i>	
TREAmin® – Eine Deponieoberflächenabdichtung unter Einsatz von HMV-Schlacke	505
<i>B.M. Pfeiffer, B. Fremgen & H. Schwarzmüller</i>	
Die Kombikapillarsperre – Ein alternatives Kombinationsdichtungssystem	511
<i>U. Sehrbrock</i>	
Anwendung von Geogittern bei der Ausführung steiler Oberflächenabdichtungen	519
<i>W. Pauls, K. Werth & A. Post</i>	

Deponienachsorge

Beurteilung von Deponieemissionen in Anbetracht der Nachsorgedauer	525
<i>D. Laner, J. Fellner & P.H. Brunner</i>	
Energieeffiziente Langzeitbelüftung in der Deponienachsorge	531
<i>M. Ritzkowski</i>	
Aerobisierung von Deponien in der Schweiz – Erkenntnisse aus dem Anlagenbetrieb	537
<i>A. Bachofner, W. Meier & A. Düring</i>	
Umweltkonforme Nachsorge der Sondermülldeponie Teufthal (CH)	543
<i>B.M. Müller, J. Zenger & M. Semadeni</i>	

Fallbeispiele

Bemessung von Sicherungssysteme von Deponien auf Basis von Langzeitemissionsprognosen – Deponien „Weiden West & Pill“	549
<i>K. Finsterwalder</i>	
Gleichwertigkeitsnachweis alternativer Basisdichtungen	555
<i>A. Plankel & N. Alexiew</i>	
Der Einsatz von Dichtungskontrollsystemen in Oberflächenabdichtungen von Deponien	561
<i>S. Schwoebken</i>	
Erfolgreiche Sanierung der Deponie Burghof mit dem Tandemschachtverfahren	565
<i>S. Loof</i>	

POSTERPRÄSENTATIONEN

ABFALLWIRTSCHAFT

Standards zur effizienten Gestaltung der Supply Chain in der Abfallwirtschaft	573
<i>G. Gruber</i>	
Zwei Verordnungen – Eine Basis zur Aktualisierung des bulgarischen Abfallgesetzes.....	577
<i>L. Draganov & R. Ivanova</i>	
Infectious Healthcare Waste – The METEKA Infection Prevention System	581
<i>H.F. Katschnig</i>	
Klimarelevanz der oberösterreichischen kommunalen Abfallwirtschaft	585
<i>D. Schrack & H.K. Prammer</i>	
Siloxan – Abluftemissionen der biologischen Abfallbehandlungsanlage (BA) Frohnleiten	589
<i>S. Mattersteig, M. Friese, L. Brunn & B. Bilitewski</i>	
Environmental Evaluation of Waste Management Alternatives by LCA in Chile.....	593
<i>C. Douglas, A. Bezama, N. Szarka & E. Muñoz</i>	
Integrative Nachhaltigkeitsevaluierung regionaler Abfallwirtschaftssysteme	597
<i>U. Gelbmann & H. Klampfl-Pernold</i>	
Urban Mining – Die Zukunft unserer Deponien?	601
<i>O. Gamperling</i>	
Monitoring der Schwermetallgehalte im Wiener Restmüll von 2000 – 2008.....	603
<i>C. Rolland, M. Seidi & B. Pippich</i>	
Waste-to-Energy in Austria 2010: Figures, Data, Facts.....	605
<i>M. Grünberger, G. Kurz & P. Ranawat</i>	
Bewertung verschiedener Sekundärphosphate aus dem P-Recycling	609
<i>C. Waida & S. Gäth</i>	
Effekte der Düngung mit Sekundärrohstoffdüngern auf den Schwermetallstatus von Böden	613
<i>D. Julich, B. Hundt & S. Gäth</i>	
Nanotechnology as a New Approach for Material Recycling of PET Bottles	617
<i>M. Kracalik, S. Laske & C. Holzer</i>	
Ökobilanzen zur Abfallvermeidung und -verwertung im Bauwesen	621
<i>A. Pertl & G. Obersteiner</i>	
Rechtliche Aspekte der informellen Sammlung von Gegenständen in Österreich	625
<i>E. Schmied & G. Obersteiner</i>	
Greenhouse Gas Emission Inventory in the Waste Industry	629
<i>N. Braschel</i>	

ABFALLTECHNIK

Gewinnung hochwertiger Kunststofffraktionen aus Elektroaltgeräten	633
<i>S. Flamme, P. Krämer & G. Walter</i>	
Einfluss von Verbundkonstruktionen auf das Recycling von Altfahrzeugen	637
<i>B. Berninger</i>	
Kohlendioxidminimierung bei der Roheisenproduktion.....	641
<i>T. Tappeiner, W.L. Keplinger & S. Schuster</i>	
Mercury Recovery from Solid Hazardous Wastes by Thermal Desorption.....	645
<i>R.B. Richter & A.J. Schmidt</i>	
Bilanzmodell des FINEX [®] -Prozesses zur Abschätzung von CO ₂ -Emissionen.....	649
<i>C. Thaler, J. Schenk & J.F. Plaul</i>	
Neue Entwicklungen bei der Ersatzbrennstoffaufbereitung.....	653
<i>A. Kunter & M. Wellacher</i>	
Behandlung von Arzneimittel(rückständen) in Krankenhaus- und kommunalem Abwasser ...	657
<i>H. Menapace & W. Staber</i>	
Characteristics of Treated Waste from European and Southeast Asian Cities.....	661
<i>P. Pimolthai & J.F. Wagner</i>	
Möglichkeiten der energetischen Verwertung von Weintrester.....	665
<i>B. Hollauf & W.L. Keplinger</i>	
Petroleum Coke Fly Ash Use for Heavy Metals Removal from Acid Wastewaters.....	669
<i>A. González, R. Navia, N. Moreno & X. Querol</i>	
Torrefaction – Fuel of the Future or Technical and Economical Mistake?.....	673
<i>M. Englisch & A. Rubick</i>	
Carbon Capture Storage (CCS).....	677
<i>V. Theodoridou</i>	
Alternative Behandlungsverfahren für den Abbau von Öl-Wasser-Gemischen/Emulsionen ...	681
<i>J. Adam</i>	
Kostengünstige Bestimmung des Biomasseanteils von Sekundärbrennstoffen	685
<i>J. Fellner, P. Aschenbrenner & H. Rechberger</i>	
Mikroalgen: Nutzungspotential für Wärme und CO ₂ in Abfallbehandlungsanlagen.....	689
<i>J. Schneider & S. Gáth</i>	
Systematische Verfahrensentwicklung zur Behandlung von industriellen Stäuben	691
<i>W. Öfner & A. Böhm</i>	
Advanced Waste-Splitting by Sensor Based Sorting on the Example of the MT-Plant Oberlaa.....	695
<i>S. Pieber, M. Meirhofer, A.-M. Ragoßnig, L. Brooks, R. Pomberger & A. Curtis</i>	

Neuartiges Regelkonzept für Verbrennungsanlagen.....	699
<i>U. Richers</i>	
Online Korrosionsmonitoring in Müllverbrennungsanlagen	703
<i>B. Waldmann, V. Engstle, F. Haider & R. Warnecke</i>	
Volumenbestimmung bei Sortieranalysen – Probleme und Herausforderungen	707
<i>S. Lebersorger</i>	
Anfall und Entsorgung von Aluminiumkrätze und Salzschlacke.....	711
<i>K.E. Lorber & H. Antrekowitsch</i>	
Explosionsschutz in Abfallbehandlungsanlagen.....	715
<i>K. Held, K.H. Greßlehner, H. Kern & H. Raupenstrauch</i>	
Explosionsverhalten von Stäuben aus der Herbizidherstellung	719
<i>H. Kern, K.H. Greßlehner & H. Raupenstrauch</i>	

DEPONIETECHNIK UND ALTLASTEN

Die Bedeutung von natürlichen Abbauprozessen eines mit Chromat kontaminierten Standorts.....	723
<i>B. Flury, U. Eggenberger & C. Wanner</i>	
Gefährdung durch Wasserstoff und Ammoniak auf Schlackendeponien?.....	727
<i>P. Oester</i>	
Aufbau einer Deponie für Industrieabfälle bei „Neochim“ AG, in Dimitrovgrad, Bulgarien.....	731
<i>L. Totev & P. Pavlov</i>	
Einstufung von Grundwasserschäden – Kriterien für Sanierungsbeginn und -ende.....	735
<i>V. Zeisberger</i>	
Schwermetallabtrennung von Flugasche aus MVAs durch Carbochlorierung	739
<i>B. Nowak, L. Kuboňová, F. Winter, P. Aschenbrenner & H. Rechberger</i>	
Umweltechnische Vorgaben für die Baulandwidmung von Altablagerungen in NÖ.....	745
<i>E. Huter</i>	
Pyrolytic Pretreatment Process for Co-Firing Agricultural Residues	749
<i>M. Halwachs, S. Kern, H. Hofbauer & G. Kampichler</i>	
Natural Bioactive Compounds in Copper Bioremediation.....	753
<i>A. Stingu, I. Volf & V.I. Popa</i>	
Sanierung einer Kohlenwasserstoffverunreinigung im Zürcher Limmattal.....	757
<i>Y. Zippert & B. Trommer</i>	
Entscheidungshilfe zur Festlegung der am besten geeigneten Sanierungsmethode.....	761
<i>W. Friessl-Hanl, F. Wittstock, C. Bayer, M. Puschenreiter & W.W. Wenzel</i>	

Kontinuierliche Volumenstrommessung fester Abfallstoffe.....	765
<i>Y. Schockert, M. Baczyk & T. Pretz</i>	
Determination of the Biological Activity of Industrial Wastes.....	769
<i>M. Rapf & R. Pflanz</i>	
Toxikologische Expositions-Risiko-Quantifizierung (TERQ).....	773
<i>P. Raumauf & C. Gikopoulos</i>	
Einsatz der Geoelektrik zur Untersuchung von Inhomogenitäten in Monodeponien	777
<i>D. Sager & E. Niesner</i>	
Design von Abdeckschichten zur Unterstützung der In-Situ-Aerobisierung	781
<i>M. Hrad, M. Huber-Humer & B. Wimmer</i>	
Rotteballendeponie Pill – Altlastensanierung mittels In-Situ-Belüftung	783
<i>H. Passer, H. Kraiger & K. Finsterwalder</i>	
Soil Washing of PCBs-Contaminated Sites	787
<i>A. Bezama, N. Rodríguez, A. Aranceda, R. Barra, R. Quiroz, A. Flores & E. Pereira</i>	
Comparison of Different Treatment Approaches for Municipal Landfill Leachate.....	791
<i>G. Kalčíková, J. Zagorc-Končan & A. Žgajnar Gotvajn</i>	
Harmandali Landfill Site – From the 1990’s Till Today.....	795
<i>S. Bastan Yılman, E. Erdin, G. Akıncı & E.B. Özkaraova Güngör</i>	
Toxikologische Untersuchungen zur Vorbereitung einer In-Situ-Sanierung	799
<i>K.W. Wruss, O. Mann, T. Marosits & P. Schöberl</i>	
Optimierung des PAK-Abbaues unter nitratreduzierenden Bedingungen	803
<i>J. Ausserbrunner, J. Schritter, K.E. Scherr, A.P. Loibner & P. Schöberl</i>	



CLEAR VISION: CLEAN FUTURE

Im Segment Umwelttechnik agieren wir in über 40 Ländern über die beiden Kernmarken STRABAG und Züblin. Dort, wo STRABAG etabliert ist, bearbeiten die bestehenden Flächenorganisationen den jeweiligen Markt. Sind diese nicht vorhanden, erfolgt die Marktbearbeitung über Direct Export. Neben Beratung, Planung und Bau von Umwelteinrichtungen bietet STRABAG Umwelttechnik auch Dienstleistungen wie Betrieb, Finanzierung und After Sales Services an. Unter dem Dach der STRABAG Umwelttechnik befinden sich eine Reihe von Gesellschaften sowie Beteiligungsgesellschaften, die vor allem im Altlast- und Entsorgungsgeschäft tätig sind.

STRABAG AG

Umwelttechnik

Donau-City-Straße 9

1220 Wien

Tel. +43 1 22 422-1733

Fax +43 1 22 422-1730

www.strabag-umwelttechnik.com

umwelttechnik@strabag.com

STRABAG

English Abstracts

PLENARY SESSION

The End of Waste Management	809
<i>M. Prisching</i>	
Energy and Resources – Limits to Growth?.....	810
<i>K.F. Rose</i>	
Waste Management in Germany Contributes to National Supply with Raw Materials and Energy	811
<i>K.J. Thomé-Kozmiensky & S. Thiel</i>	
Quo Vadis Waste Management? Opportunities and Threats of the Private Waste Sector.....	812
<i>H. Roth & R. Pomberger</i>	
Recent Developments in Testing, Modelling and Environmental Impact Assessment for Soil, Waste and Construction Products	813
<i>H.A. van der Sloot, O. Hjelmars & D.S. Kosson</i>	

WASTE MANAGEMENT

Global Waste Management

International Waste Management in Transition – Current Developments in Arabic Countries	814
<i>M. Nelles, A. Nassour, A. Majanny & M. Al-Ahmad</i>	
Biomass Wastes-to-Energy in China – Biogas from Landfills or Anaerobic Digestion Plants?.....	815
<i>B. Raninger, R. Li, X. Chen & H. Xu</i>	
Waste Management in China – Status and Perspectives of Thermal Waste Treatment.....	816
<i>T. Dorn, M. Nelles, S. Flamme, D. Chen & K. Wu</i>	
Mechanical-Biological Waste Treatment – Experiences from a Pilot Project in Maringá, Brazil	817
<i>P. Chlan, F. Budde & P. Degener</i>	
Landfilling of Solid Waste and Landfill Operation in the Marmaris Region.....	818
<i>E. Erdin, Ş.B. Yılman, G. Akıncı & E.B. Özkaraova Güngör</i>	

Regional Waste Management

Sustainable Resource Management in the Styrian Waste Management Plan 2010	819
<i>I. Winter & W. Himmel</i>	

Scenario Analysis Waste Management in Bavaria 2030..... 820
S. Kreibe, M. Schneider & S. Müller

Municipal Solid Waste Management Policies and Problems in Naples..... 821
S. Romano

Economy & Cost Efficiency

Impact of the Economic Crisis in 2008/09 and Lessons Learned 822
W. Hauer

The Capacity Model as an Assessment Tool for Secondary Raw Material Markets 823
H. Klampfl-Pernold, R. Pomberger & G. Schmidt

Eco-Efficiency in Day to Day Life 824
W. Neumann

Material Flow Management

The Obligation to Offer Waste Regarding Commercial Waste: Risks to a Resource-Oriented Waste Management 825
R. Pomberger & M. Eisenberger

Life Cycle Assessment of Recycling Strategies in Automotive Engineering 826
D.J. Hofer, H. Rabitsch & E. Haberschreck

Characterization of Waste Materials Originating from Supermarkets 827
M. Barth, G. Kreindl & R. Pomberger

REDWAVE XRF-Resource Recycling with X-Ray Fluorescence in Waste Management 828
M. Weiss & J. Felber

Prevention, Re-Use & Recovery

The Austrian Waste Prevention Programme 2011 829
H. Reisinger & H.-J. Krammer

Re-Use in Austria: Regional Networks to Support “Preparation for Re-Use” 830
M. Meissner & C. Pladerer

Re-Use in Austria 831
S. Eisenriegler

Re-Use of Electric and Electronic Devices: The Pros and/or Cons 832
R. Brüning, B. Enderle, M. Plumeyer, B. Rosemann, K. Schmidt & T.S. Spengler

Legal Aspects

Waste – End of Waste – By-Products in the View of the Waste Framework Directive	833
<i>M. Eisenberger</i>	
The Latest German Landfill Directive – Sealing System Requirements Assessed from a Technical and Scientific Perspective	834
<i>T. Egloffstein & G. Burkhardt</i>	
The New Austrian Landfill Ordinance	835
<i>M. Iordanopoulos-Kisser & A. Ramer</i>	
The End of Waste Quality According to Current Law and Judicature Regarding Construction & Demolition Materials from Buildings	836
<i>W. List</i>	

Waste Logistics

What's Left in Residual Waste	837
<i>C. Daehn</i>	
Optimisation of Disposal Logistics in Austrian Companies	838
<i>H.-J. Dornbusch, W. Herbst & D. Kapsamer</i>	
IT-Based Waste Generation Forecasting on Municipality and District Level	839
<i>P. Beigl & S. Lebersorger</i>	
Optimized Use of Resources in Recycling and Waste Management by RFID	840
<i>S. Löhle & A.I. Urban</i>	

WASTE TECHNOLOGY

Sorting & Treatment Technology

Challenging NIR-Sorting of Mixed Industrial Waste	841
<i>G. Kreindl</i>	
IR-Analysis Method for the Determination of Organics in Mineral Wastes	842
<i>H. Müller, G. Weißbach & M. Kolbig</i>	
Characterising & Investigating a Shredder Sand by Beneficiation Methods	843
<i>H. Flachberger, A. Oberrauner & A. Schmid</i>	
Treatment Options for a Heavy Fraction on the Example of the MBT-Plant Oberpullendorf	844
<i>M. Meirhofer, S. Pieber, E. Fercher, A.-M. Ragoßnig & L. Brooks</i>	

Out-of-Life Vehicles & WEEE

Change of Paradigm on Waste: From Disposal to Recovery and Efficiency.....	845
<i>W. Kletzmayer & F. Neubacher</i>	
De-Contamination of Small Waste Electrical and Electronic Appliances (sWEEE) in Austria.....	846
<i>M. Tesar & S.P. Salhofer</i>	
Recycling of CRT Glass – Results of a Market Study and Future Szenarios	847
<i>A. Michels, S. Gäth & S. Grieger</i>	

Metal-Recycling

Resource Efficiency in Recycling – The Case of Rare Metals	848
<i>V.S. Rotter</i>	
Recovery of Rare Earths from Nickel Metal Hydride Batteries.....	849
<i>S. Luidold & H. Antrekowitsch</i>	
Processing of Metal Chips and Waste Materials as Secondary Raw Materials	850
<i>F. Duspiva, A. Kügele & A. Schmid</i>	

Energy & Climate

The Avoidable Energy Crisis	851
<i>H. Kopetz</i>	
Climate Change Scenarios 2050 – Challenges for the Waste Management Sector	852
<i>U. Lahl & B. Zeschmar-Lahl</i>	
CCS – Reasons and Potentiality	853
<i>D. Wappel & J. Draxler</i>	
Boundary Conditions for Carbon Capture and Storage (CCS) Projects.....	854
<i>H. Hofstätter</i>	

Waste Incineration

CO ₂ Reduction Potential and CO ₂ Reduction Costs of German WtE-Plants by Improvement in Energy Efficiency	855
<i>B. Bilitewski, C. Wünsch, J. Jäger & M. Hoffmann</i>	
Diagnostic Methods for the Corrosion Potential of Alternative Fuels	856
<i>M. Pohl, D. Bernhardt, S. Ncube, M. Beckmann, W. Spiegel & W. Müller</i>	
Operational Experiences on Bromine-Based Mercury Abatement in USA and Europe.....	857
<i>B.W. Vosteen</i>	

Treatment Principle for Residues from Waste Incineration Plants	858
<i>H. Grech</i>	

Secondary Materials from Anthropogenic Deposits

Potential of Recoverable Waste in Tyrolean Landfills	859
<i>J. Knapp & A. Bockreis</i>	
Potential of Resources in Selected German Landfills	860
<i>S. Gäth & J. Nispel</i>	
The Long Road to a Resource-Optimized Sewage Sludge Treatment	861
<i>U. Frei, C. Christen & A. Rothbart</i>	
„Urban Mining“ on Our Door Step: P-Fertilizer from Sewage Sludge Ash	862
<i>H. Mattenberger, J. Gasparin & L. Hermann</i>	

Materials Recovery

Combustion Residues – Characterization and Utilization	863
<i>M. Mocker, I. Löh & F. Stenzel</i>	
Engineering, Construction and Commissioning of a Flash-Reactor Pilot Plant	864
<i>F.M. Dobay, A. Schönberg, A. Werner, N. Delfs & H. Raupenstrauch</i>	
Resource Tunnel Excavation	865
<i>D. Resch & R. Galler</i>	
Glass Fiber Reinforced Plastics: Scenario to Re-Use the Fiber Fraction	866
<i>D. Pico & A. Bartl</i>	

LANDFILL TECHNOLOGY AND SITE REMEDIATION

Assessment Methods

A New Austrian Strategy for Groundwater Risk Assessment at Contaminated Sites	867
<i>B. Wimmer & G. Döberl</i>	
Site-specific Assessment and Remediation of Groundwater Pollution in Austria	868
<i>D. Müller, S. Weihs & M. Ortmann</i>	
Exposure Assessment of Humans at Contaminated Sites	869
<i>T.G. Reichenauer, W. Friesl-Hanl, T. Dörrie & D. Müller</i>	
Environmental-Economic Assessment of Remediation Measures	870
<i>M. Ortmann & G. Döberl</i>	

Innovative Technologies

Modern Underground Work Methods for the Hydraulic Protection of Contaminated Areas and Landfills	871
<i>R.M. Conrad</i>	
In-Situ-Treatment Methods for Chromate Contaminations	872
<i>P. Müller</i>	
Promotion of Anaerobic Microbial Degradation of TPH in Groundwater.....	873
<i>D. Todorovic, A.P. Loibner & K.E. Scherr</i>	

Case Studies

Innovative Remediation of the Contaminated Site “Tuttendorfer Breite”	874
<i>G. Luschin & R. Adami</i>	
Remediation of the Landfill at Bonfol – First Practical Experiences.....	875
<i>R. Luttenbacher</i>	
Experiences from the First Remediation Stage of the Kölliken Hazardous Waste Landfill	876
<i>J.L. Tardent</i>	

Long Term Behaviour

Improvement of the Long-Time Behaviour of Landfills by Leachate-Infiltration.....	877
<i>G. Rettenberger</i>	
Dimensioning of Landfill Assurance Systems Based on Long-Term Emission Forecasts – Basics	878
<i>K. Finsterwalder</i>	
DEPO ⁺ Process [®] – Improving Energy Efficiency and Long-Term Behaviour of Landfills	879
<i>C. Bröcker, U. Klos & F. Hübl</i>	
Longterm Stability of Mineral Sealing Layers.....	880
<i>O. Kemmesies & W. Behrens</i>	

Sealing

Recommendations on Landfill Top Covers in Austria.....	881
<i>R. Prantl & V. Brandner</i>	
TREamin [®] – Landfill Surface Sealing with Use of Waste Slag	882
<i>B.M. Pfeiffer, B. Fremgen & H. Schwarzmüller</i>	
Composite Capillary Barrier – An Alternative Sealing System.....	883
<i>U. Sehrbrock</i>	

Design Aspects of Geogrids in Steep Capping Systems	884
<i>W. Pauls, K. Werth & A. Post</i>	

Landfill Aftercare

The Evaluation of Landfill Emissions with Respect to Aftercare Duration.....	885
<i>D. Laner, J. Fellner & P.H. Brunner</i>	
Energy-Efficient Long Term Aeration During Landfill Aftercare.....	886
<i>M. Ritzkowski</i>	
Aerobisation of Landfills in Switzerland – Discoveries from Operation.....	887
<i>A. Bachofner, W. Meier & A. Düring</i>	
Environmentally Compliant Aftercare of a Hazardous Waste Deposit.....	888
<i>B.M. Müller, J. Zenger & M. Semadeni</i>	

Case Studies

Dimensioning of Landfill Assurance Systems Based on Long-Term Emission Forecasts – Landfills „Weiden West & Pill“.....	889
<i>K. Finsterwalder</i>	
Proof of the Equivalent Effectiveness of Alternative Base Sealing Systems.....	890
<i>A. Plankel & N. Alexiew</i>	
The Use of Damage Detection Systems in Cappings of Landfills	891
<i>S. Schwoebken</i>	
Successful Rehabilitation of the Burghof Landfill by Tandem Caisson Technique	892
<i>S. Loof</i>	

POSTER PRESENTATION

WASTE MANAGEMENT

Standards for an Efficient Supply Chain in the Field of Waste Management.....	893
<i>G. Gruber</i>	
Two Regulations – One Basis for Updating the Bulgarian Law on Waste.....	894
<i>L. Draganov & R. Ivanova</i>	
Infectious Healthcare Waste – The METEKA Infection Prevention System	895
<i>H.F. Katschnig</i>	
Climate Relevance of the Upper Austrian Municipal Solid Waste Management	896
<i>D. Schrack & H.K. Prammer</i>	
Siloxane-Emissions of Biological Treatment Plant (BA) Frohnleiten.....	897
<i>S. Mattersteig, M. Friese, L. Brunn & B. Bilitewski</i>	
Environmental Evaluation of Waste Management Alternatives by LCA in Chile.....	898
<i>C. Douglas, A. Bezama, N. Szarka & E. Muñoz</i>	
Evaluation of Overall Sustainability in Regional Waste Management Systems.....	899
<i>U. Gelbmann & H. Klampfl-Pernold</i>	
Urban Mining – The Landfills’ Future?.....	900
<i>O. Gamperling</i>	
Monitoring of Heavy Metal Contents in Residual Waste in Vienna 2000 – 2008.....	901
<i>C. Rolland, M. Seidi & B. Pippich</i>	
Waste-to-Energy in Austria 2010: Figures, Data, Facts.....	902
<i>M. Grünberger, G. Kurz & P. Ranawat</i>	
Assessment of Different Secondary Phosphates from Phosphorous Recycling.....	903
<i>C. Waida & S. Gäch</i>	
Effects of Secondary Raw Material Fertilizer on Heavy Metal Status of Soils	904
<i>D. Julich, B. Hundt & S. Gäch</i>	
Nanotechnology as a New Approach for Material Recycling of PET Bottles	905
<i>M. Kracalik, S. Laske & C. Holzer</i>	
Life Cycle Assessments on Waste Prevention and Recycling in the Construction Sector.....	906
<i>A. Pertl & G. Obersteiner</i>	
Legal Situation Concerning Informal Waste Activities in Austria	907
<i>E. Schmied & G. Obersteiner</i>	
Greenhouse Gas Emission Inventory in the Waste Industry	908
<i>N. Braschel</i>	

WASTE TECHNOLOGY

Recovery of High Quality Fractions of Plastics from Used Electric Devices.....	909
<i>S. Flamme, P. Krämer & G. Walter</i>	
Impact of Composite Construction on the Recycling of End-of-Life-Vehicles.....	910
<i>B. Berninger</i>	
Carbon Dioxide Minimization During the Production of Hot Metal	911
<i>T. Tappeiner, W.L. Kepplinger & S. Schuster</i>	
Mercury Recovery from Solid Hazardous Wastes by Thermal Desorption.....	912
<i>R.B. Richter & A.J. Schmidt</i>	
Balance Model for the FINEX®-Process to Estimate Carbon Dioxide Emissions.....	913
<i>C. Thaler, J. Schenk & P.J. Friedemann</i>	
Refuse Derived Fuel Production News	914
<i>A. Kunter & M. Wellacher</i>	
Treatment of Pharmaceuticals and Complexing Agents in Hospital and Municipal Waste Water	915
<i>H. Menapace & W. Staber</i>	
Characteristics of Treated Waste from European and Southeast Asian Cities.....	916
<i>P. Pimolthai & J.F. Wagner</i>	
Utilisation of Grape Marc for Energy Generation.....	917
<i>B. Hollauf & W.L. Kepplinger</i>	
Petroleum Coke Fly Ash Use for Heavy Metals Removal from Acid Wastewaters.....	918
<i>A. González, R. Navia, N. Moreno & X. Querol</i>	
Torrefaction – Fuel of the Future or Technical and Economical Mistake?.....	919
<i>M. Englisch & A. Rubick</i>	
Carbon Capture Storage (CCS).....	920
<i>V. Theodoridou</i>	
Alternative Treatment Processes for the Degredation of Oil-Water-Emulsions and Oil-Water-Mixtures	921
<i>J. Adam</i>	
Cost Effective Determination of the Biomass Content of RDF	922
<i>J. Fellner, P. Aschenbrenner & H. Rechberger</i>	
Microalgae: Potential for Heat and CO ₂ in the Field of Waste Treatment.....	923
<i>J. Schneider & S. Gäth</i>	
Systematic Development for Treating Dust Residues from Production Processes.....	924
<i>W. Öfner & A. Böhm</i>	
Advanced Waste-Splitting by Sensor Based Sorting on the Example of the MT-Plant Oberlaa.....	925
<i>S. Pieber, M. Meirhofer, A.-M. Ragoßnig, L. Brooks, R. Pomberger & A. Curtis</i>	

New Control Concept for Municipal Solid Waste Incinerators	926
<i>U. Richers</i>	
Online Corrosion Monitoring in the Flue Gas of Incineration Plants	927
<i>B. Waldmann, V. Engstle, F. Haider & R. Warnecke</i>	
Determining Volumes by Waste Composition Analyses: Problems and Challenges	928
<i>S. Lebersorger</i>	
Generation and Treatment of Aluminium Dross and Salt Slag	929
<i>K.E. Lorber & H. Antrekowitsch</i>	
Explosion Prevention in Waste Treatment Facilities	930
<i>K. Held, K.H. Greßlehner, H. Kern & H. Raupenstrauch</i>	
Explosion Behavior of Dusts Occurring in Herbicide Production	931
<i>H. Kern, K.H. Greßlehner & H. Raupenstrauch</i>	

LANDFILL TECHNOLOGY AND SITE REMEDIATION

The Significance of Natural Degradation Processes at a CrVI-Contaminated Site	932
<i>B. Flury, U. Eggenberger & C. Wanner</i>	
Dangers of Hydrogen and Ammonia in Slag-Landfills?	933
<i>P. Oester</i>	
Construction of a Landfill for Industrial Waste at „Neochim“ Ltd, in the Town of Dimitrovgrad, Bulgaria	934
<i>L. Totev & P. Pavlov</i>	
Classification of Contaminated Groundwater – Criteria for Risk Assessment	935
<i>V. Zeisberger</i>	
Heavy Metal Removal from Municipal Solid Waste Fly Ash by Carbo-Chlorination	936
<i>B. Nowak, L. Kuboňová, F. Winter, P. Aschenbrenner & H. Rechberger</i>	
Environmental Assessment for Higher Utilization on Small Old Deposits	937
<i>E. Huter</i>	
Pyrolytic Pretreatment Process for Co-Firing Agricultural Residues	938
<i>M. Halwachs, S. Kern, H. Hofbauer & G. Kampichler</i>	
Natural Bioactive Compounds in Copper Bioremediation	939
<i>A. Stingu, I. Volf & V.I. Popa</i>	
Hydrocarbon Decontamination in Groundwater Bearing Formation near Zürich	940
<i>Y. Zippert & B. Trommer</i>	
Decision Tool for the Selection of the Most Appropriate Remediation Technique	941
<i>W. Friesl-Hanl, F. Wittstock, C. Bayer, M. Puschenreiter & W.W. Wenzel</i>	
Continuous Measurement of Waste Material Volume Flow	942
<i>Y. Schockert, M. Baczyk & T. Pretz</i>	

Determination of the Biological Activity of Industrial Wastes.....	943
<i>M. Rapf & R. Pflantz</i>	
TERQ (Transparent Toxicological Exposure Risk Quantification).....	944
<i>P. Raumauf & C. Gikopoulos</i>	
Investigation of Inhomogeneities in Mono-Landfills Using Geoelectrics	945
<i>D. Sager & E. Niesner</i>	
Design of Biocovers Supporting In-Situ-Aeration of Old Landfill Sites	946
<i>M. Hrad, M. Huber-Humer & B. Wimmer</i>	
Rotteballendeponie Pill – Remediation by In-Situ-Aeration	947
<i>H. Passer, H. Kraiger & K. Finsterwalder</i>	
Soil Washing of PCBs-Contaminated Sites	948
<i>A. Bezama, N. Rodríguez, A. Araneda, R. Barra, R. Quiroz, A. Flores & E. Pereira</i>	
Comparison of Different Treatment Approaches for Municipal Landfill Leachate.....	949
<i>G. Kalčíková, J. Zagorc-Končan & A. Žgajnar Gotvajn</i>	
Harmandali Landfill Site – From the 1990’s Till Today.....	950
<i>S. Bastan Yilman, E. Erdin, G. Akinci & E.B. Özkaraova Güngör</i>	
Toxicological Investigations for the Preparation of an In-Situ-Remediation	951
<i>K.W. Wruss, O. Mann, T. Marosits & P. Schöberl</i>	
Optimization of PAH-Degradation under Nitrate Reducing Conditions	952
<i>J. Ausserbrunner, J. Schritter, K.E. Scherr, A.P. Loibner & P. Schöberl</i>	

Waste-to-Resources 2011

4. Internationale Tagung MBA und Sortieranlagen

Tagung – Fachausstellung – Exkursion

24. – 26. / 27. Mai 2011 in Hannover

**Tagung mit Simultanübersetzung in 4 Sprachen
Deutsch – Englisch – Französisch – Spanisch**

- Internationale Erfahrungen in der Abfallbehandlung
- Zukunftsstrategien und Verfahren der Abfallbehandlung
- Neue Techniken, Anlagenkonzepte und Betriebserfahrungen
- Optimierung und Erweiterung von Anlagen
- Sortierung und Vermarktung von Wertstoffen
- Aufbereitung und Verwertung von Ersatzbrennstoffen
- Abfallanalytik und Stoffstrombilanzierung
- Emissionsbehandlung

2009 hatte die Tagung Teilnehmer aus 41 Staaten!



Call for Papers noch bis zum 4. Dezember 2010

**Sichern Sie sich rechtzeitig eine Position als Gold- oder
Silbersponsor oder eine Ausstellungsfläche!**

Veranstalter:

**wasteconsult
INTERNATIONAL**

Robert-Koch-Str. 48b • D 30853 Langenhagen
Tel. +49 511 23 59 383 • FAX +49 511 23 59 384
.info@wasteconsult.de • www.wasteconsult.de

Programm und weitere
Informationen:

www.waste-to-resources.com

oder

www.wasteconsult.de

Plenarvorträge

Das Ende der Abfallwirtschaft

M. Prisching

Universität Graz, Graz, Austria

KURZFASSUNG: Wesentliche Größen, welche die Menge des Abfalls und der Emissionen bestimmen, sind: Bevölkerung, Pro-Kopf-Sozialprodukt, Ressourcenproduktivität, Abfallintensität – und dann bleibt eben die Restgröße Abfall (in einem weiten Sinn). Wenn wir eine längerfristige Perspektive der Dynamik dieser Größen in einer globalisierten Welt entfalten, dann stoßen wir auf die Grenzen dieser Zivilisation. Es wird deshalb geprüft, wo die Ansatzpunkte liegen, um eine wirtschaftlich effiziente, fortgeschrittene und abfall- bzw. emissionstechnisch überlebensfähige Wirtschaft zu gestalten.

1 DIE ABFALLFORMEL

Eine einfache Frage: Wo kommt der Abfall her? Die folgende Formel beschreibt Einflussgrößen: $B * Y/B * R/Y * A/R = A$.

Es ist eine definitorische Gleichung, die sich mit empirischem Gehalt versehen lässt (Meyer Wiegandt 2008). Diese Formel erklärt nicht nur die Themen, mit denen sich Experten der Abfallwirtschaft herumschlagen müssen, und nicht nur, was mit der kecken Formulierung vom „Ende der Abfallwirtschaft“ gemeint ist, sondern sie erklärt letztlich die ganze Welt. Es ist nicht völlig unangebracht, zuweilen nicht nur an das Geschäft der nächsten fünf Jahre, sondern an die nächsten fünf Jahrzehnte zu denken, und diese Formel bietet uns einen Leitfaden für die Zukunft der Branche. Wohin geht die Reise?

Am Ende steht das A – und es steht für Abfall. Es ist nicht selbstverständlich, was damit gemeint ist: Abfall ist, was wir „Abfall“ nennen. In der Natur gibt es keinen Abfall, denn die Natur operiert mit Kreisläufen. Erst die menschlichen Kreisläufe, die in die natürlichen Kreisläufe hineinpfeuschen, sind unvollkommen. Da bleiben die Chemikalien auf den Deponien und das Kohlendioxyd in der Luft übrig, mit unabsehbaren Folgen. Abfall sind alle jene Dinge, im Hinblick auf die ein Entledigungswille besteht. Man will den Abfall loswerden (Thompson 1981). Alles, was man loswerden will, ist Abfall.

Wo also kommt der Abfall her? (B) Es beginnt mit der Bevölkerung – wo es keine Menschen gibt, dort ist kein Abfall, und mehr Menschen machen mehr Abfall. (Y/B) Die zweite Größe stellt das Sozialprodukt pro Kopf dar: moderne Wirtschaft, Wirtschaftswachstum. Reiche Wirtschaften produzieren mehr Abfall. (R/Y) Die dritte Größe ist die Ressourcenproduktivität, das Verhältnis von Ressourceneinsatz und Sozialprodukt. Es ist nicht zwingend, in welchem Maße für ein gegebenes Sozialprodukt natürliche Ressourcen verschiedenster Art verbraucht werden. Man kann mehr oder weniger effizient sein. (A/R) Die vierte Größe ist die Abfallintensität. Der Verbrauch von Ressourcen lässt eine gewisse Menge von Abfall und Emissionen übrig, aber auch dieses Verhältnis ist nicht naturgegeben, sondern von technischer und gesellschaftlicher Intelligenz abhängig.

Wir haben also vier Größen auf der linken Seite der Gleichung und eine auf der rechten. Diese Größen werden wir uns systematisch vornehmen. Warum untersuchen wir diese Gleichung? Es ist keine neue Botschaft, aber sie hat aus verschiedenen Gründen am Beginn des 21. Jahrhunderts neue Resonanz erhalten: Unser ressourcengesättigtes westliches Wirtschaftsmodell, das für ungefähr eine Milliarde Menschen gültig ist, kann nicht auf vier oder fünf oder in weiterer Folge auf acht Milliarden Menschen übertragen werden. Es gibt kein noch so optimistisches Modell, das eine solche Annahme rechtfertigen könnte. Wir befinden uns aber in einem rapiden

Ausweitungsprozess dieses Modells. Globalisierung ist wirksam, und die Eingemeindung sozialistischer Länder in das marktwirtschaftliche Weltssystem kommt ihnen zugute. Wir wollen dieses Wachstum, aber es bringt uns um. Da geht es nicht um diffuse Vorstellungen über „Mutter Natur“ und „Bruder Baum“, sondern um harte Wirtschaft und Technik.

Ein Wirtschaftswachstum von etwa 2% weltweit wird auf längere Sicht als eher bescheidene Annahme gewertet. Das bedeutet eine Versechsfachung des globalen Sozialprodukts bis zum Ende des Jahrhunderts. Wenn die Rahmenbedingungen ähnlich sind wie in der Gegenwart, sind zu diesem Zeitpunkt alle tot. 3% werden als offizielles Ziel angestrebt, da geht sich bis zum Jahrhundertende das fünfzehnfache Sozialprodukt aus (Miegel 2010). Was dies für Abfälle, Emissionen, den Wasserhaushalt (Mauser 2007) bedeutet, muss nicht erläutert werden.

Es wird einen Übergang vom „schweren“ Wirtschaften zum „leichten“ Wirtschaften geben müssen. Dieser Übergang wird entweder freiwillig vollzogen oder er wird sich in Katastrophenschüben einstellen. Die Schwellenländer werden ihren Ressourcenverbrauch wesentlich erhöhen, die Industrieländer werden ihren Ressourcenverbrauch wesentlich reduzieren müssen. Es ist ein Szenarium, in dem es nicht damit getan ist, ein paar Fotovoltaikanlagen auf Hausdächer zu montieren und ein paar Hybridautos zu verkaufen. Es geht um die Erfindung eines Wirtschaftens, das systematisch weniger Ressourcen erfordert und am Ende weniger unverwertbaren oder schlecht verwertbaren Output übriglässt.

2 FÜNF FAKTOREN

2.1 *Bevölkerung*

Wir beginnen mit unseren Einflussgrößen. Die erste von ihnen ist eine Gegebenheit, an der sich nicht viel ändern lässt. Die Größe der Bevölkerung ist eine der Variablen, die das Abfall- und Emissionsniveau einer Gesellschaft bestimmen. Mit einem Vorbehalt: Wir kennen die gravierenden Unterschiede zwischen dem Lebensstil von Amerikanern, Europäern und Dritte-Welt-Angehörigen.

2.1.1 Globaler Bevölkerungszuwachs

Die Weltbevölkerung wird, mittleren Varianten zufolge, bis zum Jahr 2050 auf etwa 9 Milliarden Menschen anwachsen. Das Wachstum wird sich ausschließlich in Entwicklungsländern und Schwellenländern vollziehen, und dort herrscht gleichzeitig Nachholbedarf im Ressourceneinsatz. Der weltweite Bevölkerungszuwachs wird sich im städtischen und nicht im ländlichen Raum vollziehen; das ist deswegen von Belang, weil das städtische Leben materialintensiver ist als das Leben auf dem Lande, es werden mehr an Gebäuden, Verkehrsanlagen und anderer Infrastruktur benötigt (Münz & Reiterer 2007).

Die mit dem Wohlstandsgewinn steigenden Ernährungsstandards werden überproportionalen Verbrauch an Ressourcen bedingen, schließlich haben bislang etwa 40% der Weltbevölkerung keine ausreichende Ernährungsgrundlage, während etwa ein Viertel unter Fettleibigkeit leidet. Bei den Essgewohnheiten eines Europäers sind 5 Milliarden Erdbewohner ernährbar, bei den Gewohnheiten eines Amerikaners nur die Hälfte, etwa 2,5 Milliarden. Um die vorhersehbaren 9 – 10 Milliarden Weltbevölkerung zu ernähren, bräuchte man weltweit die Ernährungsgewohnheiten eines Inders (Hahlbrock 2007).

Insgesamt wird bei dieser Bevölkerungsentwicklung selbst bei deutlichen technischen Verbesserungen ein beachtliches jährliches Wachstum des allgemeinen Rohstoffverbrauchs angenommen, mit entsprechenden Wirkungen auf Abfall und Emissionen.

2.1.2 Stabilität der europäischen Bevölkerung

Die europäischen Länder haben es nicht mit steigenden, sondern mit sinkenden Populationen zu tun: Bevölkerungsimplosion. Sie stehen in einem gravierenden demographischen Wandel: niedrige Geburtenrate, steigende Lebenserwartung, unfinanzierbare Gesundheits- und Pflegeausgaben. Es ist eine historisch interessante Situation: Es gibt keine guten Beispiele aus der Geschichte, dass ein Volk nicht aus Armut, sondern wegen seines Reichtums seine Reproduktion so weit zurückfährt, dass dies einer Entscheidung zum Aussterben gleichkommt.

Nun wird, allen Prognosen zufolge, die österreichische Bevölkerung dennoch weitgehend stabil bleiben, weil es ein hohes Immigrationsniveau geben wird. Das Entstehen einer „anderen“

Gesellschaft impliziert freilich alle nur denkbaren kulturellen Konflikte. Für den hier interessierenden Ressourceneinsatz gilt aber, dass wir mit einer ungefähr gleich bleibenden Gesamtbevölkerung rechnen können. Genauere Auswirkungen der demographischen Verschiebung sind jedoch unsicher: Aufwendungen für Kinder sinken, denn von diesen gibt es nur wenige; die wohlhabenden Nichteltern leisten sich dafür anderen Luxus, sie kaufen sich statt des neuen Kinderwagens einen Porsche; und ältere Menschen sitzen in viel zu großen, gut beheizten Wohnungen.

2.2 Wohlstandsproduktion

Wir kommen zum Sozialprodukt pro Kopf (Y/B). Einfache Gesellschaften haben keine Abfallprobleme. Je moderner Gesellschaften werden und je höher ihr Sozialprodukt anwächst, desto mehr Abfall und Emissionen sind zu gewärtigen. Es handelt sich um einen Prozess der Distanzierung von der Natur, um die Schaffung einer Gegenwelt, um die Konstruktion einer riesigen Maschine, und diese spuckt neben einer Fülle von erwünschten Produkten immer mehr unerwünschte Kuppelprodukte aus, eben Abfall und Emissionen.

2.2.1 Globales Wachstum

Das europäische Modell verbreitet sich weltweit, und es hat die erwarteten dynamischen Folgen. Wenn sich das Sozialprodukt der Welt in den nächsten zwei Jahrzehnten verdoppelt, wird es, selbst wenn wir eine enorme Effizienzsteigerung beim Einsatz der Ressourcen annehmen, einen Anstieg beim Ressourcenverbrauch um etwa 50% geben. Diese Ressourcen materialisieren sich in Gebäuden, Maschinen, Straßen; und ein Teil fließt in Form von Abfall (in einem weiten Sinne) wieder an die Natur zurück.

In weniger entwickelten Ländern ist das wirtschaftliche Wachstum, das sich von der Schwelle des Existenzminimums wegbewegt, tatsächlich zunächst mit Wohlstand und Lebensstandard gekoppelt. Es gibt die tägliche Angst, an Hunger, Epidemie oder Gewalt zu sterben. In den entwickelten Ländern ist das Sozialprodukt längst kein Wohlstandsindikator mehr, auch die Korrelation von Sozialprodukt und Lebenszufriedenheit oder Glück ist kaum nachzuweisen (Inglehart & Welzel 2005). Dennoch sind wir auf Wachstum programmiert: Obwohl die Wirtschaftskrise teilweise durch Überkonsumtion bedingt war, bemühen sich – mangels vorstellbarere Alternative – nach dem Absturz alle Staaten verzweifelt, möglichst rasch wieder den Überkonsumtionszustand herzustellen, das heißt die Nachfrage anzukurbeln.

Tatsächlich wissen wir seit langer Zeit, dass das Sozialprodukt kein guter Wohlstandsindikator ist, insbesondere Abfälle, Emissionen oder Schädigungen verschiedenster Art werden nicht gut erfasst. (Das Sozialprodukt misst Markttransaktionen, welche Art auch immer, und bei dieser Vorgangsweise können auch unverwertbare und schädliche Objekte einen positiven Beitrag zum Sozialprodukt leisten.) Aber Wachstum ist längst zu einem religiösen Prinzip geworden (Meyer 2008). Die letzten gesellschaftlichen Reserven werden ausgegraben, auch im Sinne einer inneren Kolonisierung, eines endogenen Imperialismus. Alle Subsysteme müssen sich vor diesem Ziel rechtfertigen, es gibt eine argumentative Fokussierung: Familienpolitik ist dazu da, die Erwerbsteilnahme der Frauen zu ermöglichen. Kunst hilft der Wirtschaft. Wissenschaft ist gut, wenn sie anwendungsorientiert und wachstumsfördernd ist. Bei einer Sportveranstaltung wird zuallererst die Ankurbelung der lokalen Wirtschaft berechnet. Die Kollateralschäden dieser Perspektivenverengung wälzen wir auf die nächste Generation ab.

Aber auch die Verlagerung der Kosten wird uns nicht helfen. In den letzten zwei bis drei Jahrzehnten hat sich die Weltwirtschaft globalisiert und liberalisiert. In Osteuropa entstanden marktwirtschaftliche Systeme, China hat sich auf den kapitalistischen Weg begeben, die Ströme des Welthandels haben sich verändert, neue Dimensionen der internationalen Arbeitsteilung sind möglich geworden. Optimistische Prognosen sagen für die EU-Länder in den nächsten zwei Jahrzehnten ein Wachstum des realen Sozialprodukts von etwa 2% voraus, für die gesamte Welt ein Wachstum von bis zu dreieinhalb Prozent. China hat in den letzten drei Jahrzehnten sein reales Sozialprodukt jährlich um fast 10% steigern können, Indien ist kaum weniger erfolgreich. Brasilien ist ein boomendes Land. Alle diese Länder haben auch die Wirtschaftskrise recht gut überstanden (Prisching 2010). In dieser Situation wird es politisch fast unmöglich sein, zu nachhaltigen Vereinbarungen zu kommen, die das globale Abfall- und Emissionsproblem lösen.

Was heißt das für Europa? Erstens könnte sich das europäische Wachstum stärker einbremsen, als die Optimisten vermuten; weil die Konkurrenten stärker sind. Zweitens könnte das, was an Wachstum erarbeitet wird, möglicherweise weniger wohlstandswirksam werden – sodass wir wachsen, aber es nützt uns letzten Endes nichts.

2.2.2 Ökonomie der Unendlichkeit

Die Leistungsfähigkeit des marktwirtschaftlichen Systems hat in eine Ökonomie der Unendlichkeit geführt – und damit auch in eine Ökonomie der unendlichen Abfallerzeugung. Denn die „alte Ökonomie“, herauf bis an den Beginn des 20. Jahrhunderts, war eine Ökonomie des Mangels, der Beseitigung von Not. Der ungeheuerliche Produktivitätsfortschritt hat das ökonomische Problem umgedreht: Es wurde eine Ökonomie des Überflusses. Wenn die Maschinerie so leistungsfähig ist, dass sie pro Stunde fünfmal soviel ausspuckt, dann müssen die Menschen auch fünfmal soviel pro Stunde konsumieren, kaufen und verbrauchen; sonst funktioniert der Wirtschaftskreislauf nicht. Dazu braucht man eine passende Mentalität. Eine derart leistungsfähige Ökonomie lässt sich mit Menschen, die bescheiden, zufrieden und sparsam sind, nicht betreiben. Das waren die Tugenden des 19. Jahrhunderts, aber die Botschaft des 20. Jahrhunderts lautet: Ich will alles, und zwar jetzt. Ich will den neuen Audi, der alte, voll funktionsfähige Wagen wird mit Verschrottungsprämie entsorgt. Ich will den neuen Flatscreen-Fernseher mit mindestens 106 cm Bildschirm, der alte kommt in den Sondermüll. Ich will die neue Kaffeemaschine, die alles kann (Prisching 2006).

Die unendliche Ausweitung der Produktion braucht unendliche Bedürfnisse der Menschen; aber diese Unendlichkeit der Bedürfnisse kann lebenspraktisch nicht in die Unendlichkeit des Anhäufens von Gütern umgesetzt werden. Unendliche Bedürfnisse können unter endlichen Lebensbedingungen nur dann ausgelebt werden, wenn die Güter nicht angehäuft, sondern gleich wieder entsorgt werden. Deshalb ist die neue Ökonomie reicher Gesellschaften zwingend eine Ökonomie der Abfallmaximierung. Es geht um die Logik, dass jedes Gut möglichst rasch zu Abfall erklärt werden muss, sobald es verkauft ist. Alle Anstrengungen müssen sich auf künstliche Unbrauchbarmachung richten. Die Kleider in der Farbe des Vorjahres sind unbrauchbar. Mit den alten Handys kann man zwar noch telefonieren, aber die Faszination des iPhone 4 will man nicht missen. Braucht noch jemand das iPhone 3 – diese Sensation, die schon zwei Jahre alt und deshalb ein Museumsstück ist? Wir leben in einem „Steigerungsspiel“ (Schulze 2004) mit zunehmender Geschwindigkeit (Rosa 2006) – und eine echte Alternative ist nicht in Sicht. Selbst die große Wirtschaftskrise hat keine „Systemdiskussion“ ausgelöst – was eigentlich ein verwunderliches Phänomen ist.

2.2.3 Fortschritt und Ästhetik

Drei Mechanismen forcieren das Steigerungsspiel.

Erstens: Vermüllung durch Fortschritt. Das alte Radio wird durch eine multimediale Maschine ersetzt, die alles kann. Der Plattenspieler ist nur noch etwas für Spezialisten, nicht deswegen, weil er keine Platten abspielen könnte, sondern deswegen, weil niemand mehr Platten abspielen möchte – und es auch keine mehr gibt. Ebenso überholt sind die funktionsfähige Schreibmaschine und der Videorecorder. Nichts ist unbrauchbarer als ein zehn Jahre alter Computer. Faxgeräte müssen entsorgt werden, wenn alle über Scanner und Email kommunizieren. Eine technische Generation nach der anderen wird (immer schneller) dem Abfallkübel zugeführt. Es ist lebensgefährlich, Autos zu fahren, die noch keine computergesteuerten Bremssysteme haben. Wer will schon Nachhaltigkeit, wenn er Fortschritt haben kann? Und tatsächlich kann man sich der Attraktivität (und Effizienz) der technischen Neuerungen schwer entziehen. Die Dynamik ist – selbstverständlich – oft segensreich: Haltbare Zahnplomben und zuverlässige Herzschrittmacher – auch das wird im Überbietungswettbewerb geschaffen.

Zweitens: Vermüllung durch Ästhetik. Der technische Fortschritt drängt sich oft auf, die ästhetische Variante ist hingegen eine freie Entscheidung: die Unbrauchbarmachung von Produkten durch die „Erzählungen“ über neue Produkte. Güter werden nicht wegen ihrer Funktion gekauft, sondern weil sie eine Story verkörpern. Die erwähnte Kleiderfarbe aus dem Vorjahr ist ein Beispiel. Der symbolische Wert von Gütern ist wichtig geworden, weil die Menschen immer stärker ihre Identität daran binden, und so brauchen sie eine Fülle von zeitgeistigen Accessoires. Der ästhetische Bereich ist nun allerdings jener, in denen eine nahezu beliebige Ausweitung des Abfalls erfolgen kann: Alles kann jederzeit zum Abfall werden, man muss es nur nicht mehr

wollen. „Mit dieser Sonnenbrille bist du ein wahnsinnig cooler Typ“ – wenn diese „Erzählung“, ein Jahr später, nicht mehr funktioniert, dann ist die Sonnenbrille zum Müll geworden (Priesching 2009).

Drittens: Vermüllung durch Vermarktlichung. Vermarktlichung bedeutet: Bereiche, die früher nicht marktförmigen Prozessen unterworfen gewesen sind, werden in diese einbezogen. Haushaltsproduktion wird beispielsweise eliminiert, und die Erzielung von Einkommen, welches dazu dient, jene Produkte zu kaufen, die vorher in Haushalten hergestellt worden sind, ist aufwändig – und ressourcen- bzw. müllintensiv. Es gibt auch andere Beispiele für Strategien, bestimmte Güter marktfähig zu machen: zum Beispiel Trinkwasser. Um Trinkwasser verkaufen zu können, wie dies in vielen Städten und Ländern der Fall ist, muss man zuerst das öffentliche Trinkwasser zum Abfall machen, das heißt sicherstellen, dass jene Flüssigkeit, die aus dem Wasserhahn kommt, nicht trinkbar ist. In der Folge eröffnen sich breite Geschäftsfelder, denn Trinkwasser ist ein unverzichtbares Gut. Weitaus rätselhafter sind die steigenden Verkaufszahlen von Trinkwasserflaschen in jenen Ländern, in denen es Trinkwasser gleicher Qualität kostenlos aus dem Wasserhahn gibt – so wie in Österreich. Das ist nur als epidemische Geisteskrankheit zu verstehen.

Wir haben also drei Mechanismen, die den Güterdurchsatz und den Müllanfall vervielfachen: Vermüllung durch Fortschritt, durch Ästhetik und im Dienste der Vermarktlichung. Müllvermeidung ließe sich bewerkstelligen, indem man einen Großteil dieses Unfugs nicht mitmacht – aber das ist in einem System der Abfallmaximierung nicht mehrheitsfähig.

2.3 Ressourcenproduktivität

Ressourcenproduktivität misst den Ressourceneinsatz, der für eine Einheit des Sozialprodukts erforderlich ist. Es geht dabei sowohl um Rohstoffe als auch um Energie, denn die Verarbeitung von Rohstoffen bestimmt im Wesentlichen auch den Energieverbrauch einer Volkswirtschaft.

Problematisch ist, dass wir gute Indizien dafür haben, dass die Entsorgungskosten mit steigendem Wachstum zunehmen; manche vermuten, dass das Sozialproduktwachstum ohnehin nur noch eine Fiktion sei, weil in Wahrheit die Zuwächse durch gleich hohe Schädigungs- und Transaktionskosten aufgewogen werden – und über die zukünftig anfallenden Spätkosten wissen wir aufgrund der Langfristigkeit von Prozessen überhaupt nicht Bescheid. Das System könnte sich in einem rasenden Stillstand befinden – der Mehrwert wird jeweils durch Mehrkosten kompensiert.

2.3.1 Wirtschaftliche Illusionen

In Bezug auf die verfügbaren Ressourcen haben die entwickelten Länder in einer eigenartigen Wohlstandsillusion gelebt. Sie haben sich in den letzten Jahrzehnten nämlich aus drei Kassen bedient.

- Die erste Kassa haben wir selbst erarbeitet, wohlverdient.
- Die zweite Kassa waren die Natur- und Energiressourcen, die uns als Erbschaft gratis zur Verfügung gestanden sind, und wir haben sie binnen kurzer Zeit ausgeräumt, mit gewaltigen Abfallfolgen.
- Die dritte Kassa war jene der nächsten Generation, die wir (selbst in guten Zeiten) durch offene und versteckte öffentliche Verschuldung ebenfalls ausgeräumt haben.

Zwei dieser drei Kassen sind also leer. Die Kasse der kostenlos verfügbaren Energie- und Naturressourcen geht in den nächsten drei Jahrzehnten zu Ende, aber das bedeutet, dass wir weit früher, spätestens in zehn Jahren, mit gravierenden Preissteigerungen konfrontiert sein werden. Es wird nicht die große Energiemangel ausbrechen. Wenn Energie dreimal oder fünfmal so viel kostet, werden viele Energieproduktionsmöglichkeiten rentabel, die heute nicht rentabel sind. Nur kostet die ganze Angelegenheit eben dann das Dreifache oder Fünffache. Denn diese Energieversorgung steht nicht mehr, wie bisher, kostenlos zur Verfügung, sondern muss erarbeitet werden. Falls es ein zukünftiges Wirtschaftswachstum geben wird, dann werden die dadurch erzielbaren Wohlstandsgewinne durch diese Notwendigkeiten aufgezehrt werden.

Die dritte Kasse, jene der zukünftigen Generation, ist auch weitgehend geleert. Die Verschuldung der entwickelten Länder hat sich in Dimensionen hineinbewegt, die eine weitere Ausweitung der Kreditaufnahme als unmöglich erscheinen lassen. Die Budgetpolitik hat sich in sehr

vielen Ländern aller möglichen Tricks bedient, um Budgetverhältnisse zu verschleiern; aber nun ist nicht einmal die Nach-mir-die-Sintflut-Version mehr machbar.

Trotz dieser Situation liegen die Erwartungshaltungen der Bürgerinnen und Bürger auf einem Niveau, das nicht eingelöst werden kann, weil dieses Niveau nur eine kurze Zeit durch die Ausbeutung der Substanz von Natur und Gesellschaft und durch Berge von Schulden möglich ist. Dieses Niveau bedarf der permanenten Subventionierung, aber alle Ressourcen nähern sich der Erschöpfung: die Substanz der Natur (Ressourcen, Klima); die Substanz der Gesellschaft (Werthaltungen); die Substanz der Zukunft (Verschuldung).

Es bleibt also nichts anderes übrig, als das Geld, welches man in Zukunft auszugeben gedenkt, selbst zu erarbeiten; und dies findet unter erschwerten Verhältnissen statt: in einer globalisierten Wirtschaftssituation, in der sich die Schwergewichte von Europa und Amerika weg verschieben; in einer demographischen Situation, in der Sozialaufwendungen in den nächsten Jahrzehnten explodieren werden; in kulturellen Turbulenzen, die durch eine neue weltweite Völkerwanderung ausgelöst werden. Die Dynamik der Unendlichkeit wird sich nicht fortsetzen lassen, oder genauer: das ungeheure Wachstum des letzten halben Jahrhunderts wird es für die europäischen Länder im nächsten halben Jahrhundert nicht geben können. Auch frühere Zivilisationen sind an ihre Grenzen gestoßen.

2.3.2 Verschlechterung der Ressourcenproduktivität

Es gibt Mechanismen, welche die Ressourcenproduktivität verbessern, aber auch solche, die sie verschlechtern. In technischer Perspektive wirtschaften wir in vielen Bereichen einfach schlecht: Eine Kostbarkeit wie Erdöl zu verbrennen, um eine Suppe zu kochen oder den Raum zu heizen, ist primitiv und verrückt – das ist nur mit einer asozialen Zeitdiskontierungsrate möglich.

Zu den Verschlechterungstendenzen tragen aber auch bestimmte Arten des Konsumverhaltens bei:

- Man braucht mehr Ressourcen, um einen Urlaub zu absolvieren, wenn man in die Karibik fliegt statt in die Sommerfrische fährt.
- Man braucht mehr Ressourcen, wenn man unbesonnen Nahrungsmittel während des ganzen Jahres einkauft, ohne auf saisonale Angebote zu achten – weil es ja alles immer das ganze Jahr über aus allen Ecken der Welt gibt.
- Man braucht mehr Ressourcen, wenn man Single-Wohnungen bewohnt oder größere Wohnungen in Anspruch nimmt, und wenn man zur winterlichen Heizung auch noch die sommerliche Kühlung hinzufügt.

Der Aufwand steigt, selbst in den entwickelten Ländern, die ohnehin schon derzeit ein Vielfaches der Ressourcen der weniger entwickelten Länder benötigen. Es sind Luxusgesellschaften. Äußerungen der Besorgnis über Umweltprobleme sind insoweit nicht ernst zu nehmen, als die meisten Leute damit den intensiven Wunsch verbinden, dass die Mitbürger sparen mögen, während die eigene Bequemlichkeit in keiner Weise eingeschränkt werden darf. Man gönnt sich ja ohnehin nichts.

Im manchen Fällen wurden technische Leistungssteigerungen, auch im Sinne der Vermeidung von Emissionen, erzielt, aber sie wurden durch Verhaltensänderungen zunichte gemacht. So haben Autos in den letzten beiden Jahrzehnten tatsächlich eine steigende Energieeffizienz erzielen können, aber diese wurde durch wachsende Präferenzen für schwere, große und leistungsstarke PKWs kompensiert.

2.3.3 Verbesserung der Ressourcenproduktivität

Die Zukunftsperspektive kann nur bedeuten: eine dramatische Steigerung der Rohstoffproduktivität. Das heißt: die erzeugten Gütermengen pro Einheit einer Ressource wesentlich steigern bzw. eine bestimmte Produktion mit wesentlich geringeren Ressourcen bewerkstelligen. Eine Verbesserung der Ressourcenproduktivität lässt sich durch eine Effizienzstrategie und durch eine Suffizienzstrategie bewirken (Meyer Wiegand 2008).

- Die Effizienzstrategie nutzt den technischen Fortschritt: den Energieverbrauch von Autos senken, die Wärmedämmung bei Gebäuden verbessern, den Materialaufwand für diverse Güter verringern.

- Die Suffizienzstrategie zielt auf die Umstellung des Güterkonsums: nicht nur Autos effizienter machen, sondern den öffentlichen Verkehr zu Lasten des Individualverkehrs forcieren.

Das ist eine High-tech-Perspektive, keine Vision des einfachen Lebens. Vielmehr ist die gegenwärtige Produktion in vielen Bereichen zu primitiv. Die Bauwirtschaft behandelt etwa ihre Kunden skandalös schlecht, wenn sie Häuser nicht als High-tech-Produkte betrachtet: Objekte, bei denen man Bau-, Betriebs- und Entsorgungskosten über den ganzen Lebenszyklus berechnen müsste. Steigende Ressourcenproduktivität, das ist die Welt von Nanotechnologie, Biotechnologie, erneuerbaren Energien, Informations- und Kommunikationstechniken und dergleichen.

Die Strategie ist prinzipiell auch mit weiterem Wirtschaftswachstum vereinbar, sofern wir ein solches zustande bringen. Es ist keine Nullwachstumsperspektive, denn weiteres Wachstum kann bei entsprechenden Produktivitätsfortschritten mit sinkendem Ressourcenverbrauch verbunden werden. Allerdings ist es eine Frage der Größenordnung: Wenn die Stabilisierung der Atmosphäre bedeuten würde, dass in den nächsten Jahrzehnten der CO₂-Ausstoß der Industrieländer um 80% gesenkt werden müsste, wie es die Experten empfehlen, dann ist die Realisierungswahrscheinlichkeit nicht allzu hoch. Aber auch kleinere Fortschritte soll man nicht verschmähen.

2.4 Abfallintensität

Bei der Abfallintensität (A/R) geht es um das Verhältnis von Abfall/Emissionen in Relation zum Ressourceneinsatz: Wenn man ein Auto baut, wieviel unverwertbarer Abfall fällt an, während des Betriebes und bei der Entsorgung? Es handelt sich um Abfall in seinen verschiedenen Varianten, auch um Emissionen in Wasser, Luft, Boden. Wir befinden uns hier bei der nachsorgenden Umweltpolitik: beim Versuch, Abfälle und Emissionen bei gegebenem Ressourceneinsatz zu minimieren: durch Heizkraftwerke und Deponien, Filter und Kläranlagen, end of pipe-Technologien.

2.4.1 Abfallstrategien

Die Umweltpolitik hat ihre Prioritäten immer wieder klar formuliert: Abfallvermeidung ist das erste Ziel, sie steht vor der Verwertung (der Nutzbarmachung des stofflichen/energetischen Potenzials) und diese wieder vor der Beseitigung (Vernichtung oder Deponierung). Aber wenn man dieses Ranking ernst nimmt, so widerspricht es natürlich der wirtschaftlichen Logik. Deshalb sind die Experten der Abfallwirtschaft von einer großen Ambivalenz geprägt, was die Abfall- und Umweltpolitik betrifft. Aber die Gefahr von Abfallvermeidung ist ohnehin gering.

2.4.2 Rohstoffverwertung

Aber natürlich gibt es jenen Abfall, der nicht nur aus den Augen geschafft werden muss, sondern dessen Recycling sich lohnt; dann handelt es sich eigentlich nicht um Abfall, sondern um einen neuen Rohstoff. Im äußersten Fall wird die Beseitigung des Abfalls zu einem guten Geschäft, wenn tatsächlich wertvolle Rohstoffe wiedergewonnen und verkauft werden können. Aber selbst „schlechter Müll“ wird in bestimmten Fällen als nützlicher Rohstoff betrachtet, etwa dann, wenn Müllverbrennungsanlagen einen regelmäßigen Strom von Abfällen für das reguläre Betreiben ihres Geschäftes benötigen. Dort entstehen auch Konflikte – wenn eine allenfalls recht prekäre Deponierung von Müll in Osteuropa immer noch deutlich billiger kommt als die heimische Entsorgung. Das ist auch innerhalb der Abfallwirtschaft eine schwierige Sache, denn ordentlich arbeitende Entsorgungsbetriebe geraten wirtschaftlich unter Druck, wenn es einen geheimnisvollen Schwund an Müll gibt.

2.5 Restgrößen

Was als Ergebnis aller dieser Einflussgrößen übrig bleibt, das ist der Abfall (A). Es handelt sich um materielle Reste, einschließlich jener Einflüsse, die auf Luft, Wasser und Boden (sowie auf die Tier- und Pflanzenwelt) ausgeübt werden. Die vorhandenen Deponieräume erweisen sich mittlerweile als begrenzt, insbesondere die Atmosphäre und das Meer (Rahmstorf et al. 2007). Was macht man mit den Residuen?

Ein unstrittiges, wenn auch kompliziertes Ziel wird es wohl sein, die Größe A nach Möglichkeit zu minimieren oder zum Verschwinden zu bringen: nicht nur durch Vermeidung, sondern auch durch Rückführung, Aufbereitung, neuerliche Materialnutzung, Recycling. In diesem Sinne besteht der endgültige Erfolg der Abfallwirtschaft in ihrer Selbstauflösung: nicht im Sinne der Eliminierung der ganzen Branche, sondern durch ihre Verwandlung in eine Ressourcenwirtschaft. Das eigentliche Ziel wäre in der Tat erreicht, wenn es keinen Abfall mehr gäbe; das heißt, wenn jede behandelte Materie einen positiven Preis hat.

2.6 Zukunftswirtschaft

Die Verwandlung in eine Ressourcenwirtschaft ist im Gange, aber immer noch beginnt sie eher in den letzten Phasen, also nach Abschluss von Produktions- und Konsumtionsprozessen. Wir haben einen Blick auf die vorhergehenden Phasen geworfen, um die einfache Frage zu klären: Woher kommt der Abfall? Eine sinnvolle Ressourcenpolitik wird nicht nur bei der Entsorgung am Ende des Prozesses ansetzen müssen, sondern schon bei den vorherigen Einflussgrößen (Jäger 2007). Der Umbau des Wirtschaftens kann nur auf allen Ebenen gleichzeitig stattfinden: in den Regionen und Ländern ebenso wie auf europäischer und globaler Ebene. Irgendwann geraten diese Prozesse in existenzbedrohende Konflikte hinein, und es ist nicht sicher, ob sie ohne Gewaltsamkeit und ohne Ökodiktatur bewältigt werden. Wenn es Politik gäbe, dann müssten wir es auf die „große Krise“ nicht ankommen lassen.

LITERATUR

- Hahlbrock, K. (2007) *Kann unsere Erde die Menschen noch ernähren? Bevölkerungsexplosion, Umwelt, Gentechnik*. Frankfurt am Main: Fischer.
- Inglehart, R. & Welzel, C. (2005) *Modernization, Cultural Change, and Democracy. The Human Development Sequence*. Cambridge: Cambridge Univ. Press.
- Jäger, J. (2007) *Was trägt unsere Erde noch? Wege in die Nachhaltigkeit*. Frankfurt am Main: Fischer.
- Mausser, W. (2007) *Wie lange reicht die Ressource Wasser? Vom Umgang mit dem blauen Gold*. Frankfurt am Main: Fischer.
- Meyer Wiegandt, B. (2008) *Wie muss die Wirtschaft umgebaut werden? Perspektiven einer nachhaltigeren Entwicklung*. Frankfurt a. M.: Fischer.
- Miegel, M. (2010) *Exit. Wohlstand ohne Wachstum*. Berlin: Propyläen.
- Münz, R. & Reiterer, A.F. (2007) *Wie schnell wächst die Zahl der Menschen? Weltbevölkerung und weltweite Migration*. Frankfurt am Main: Fischer.
- Prisching, M. (2006) *Die zweidimensionale Gesellschaft. Ein Essay zur neokonsumistischen Geisteshaltung*. Wiesbaden: VS Verlag für Sozialwissenschaften.
- Prisching, M. (2009) *Das Selbst, die Maske, der Bluff. Über die Inszenierung der eigenen Person*. Wien: Molden.
- Prisching, M. (2010) Vergangene Paradigmen – Wirtschaftskrise und Verteilungskonflikte. *Wirtschaft und Gesellschaft*, 36, 149 – 180.
- Rahmstorf, S., Richardson, K. & Brandau, B. (2007) *Wie bedroht sind die Ozeane? Biologische und physikalische Aspekte*. Frankfurt am Main: Fischer.
- Rosa, H. (2006) *Beschleunigung. Die Veränderung der Zeitstrukturen in der Moderne*. Frankfurt am Main: Suhrkamp.
- Schulze, G. (2004) *Die beste aller Welten. Wohin bewegt sich die Gesellschaft im 21. Jahrhundert?* Frankfurt am Main: Fischer.
- Thompson, M. (1981) *Die Theorie des Abfalls. Über die Schaffung und Vernichtung von Werten*. Stuttgart: Klett-Cotta.

Energie und Ressourcen – Grenzen des Wachstums?

K.F. Rose

Strategy Lab GmbH, Wien, Österreich

KURZFASSUNG: Energie und Rohstoffe sind für das Wachstum von Zivilisationen seit jeher eine Grundvoraussetzung. Nach einer kurzen Phase der Entspannung durch die weltweite Finanz- und Wirtschaftskrise, häufen sich wieder die Anzeichen einer steigenden globalen Rohstoff- und Energieknappheit, die als unerwünschte Wachstumsbremse auftreten kann. Dabei handelt es sich jedoch primär um eine technische Verknappung und noch nicht um die Erschöpfung der natürlichen Vorkommen. Um auch in Zukunft eine ausreichende Versorgung mit Energie und kritischen Rohstoffen sicherstellen zu können, müssen wir uns daher vermehrt mit den Themen der Energieeffizienz sowie der Wiederverwertung von kritischen Rohstoffen auseinandersetzen. Auch die Politik ist auf nationaler sowie internationaler Ebene gefragt mit begleitenden Maßnahmen zu einer Entspannung der Rohstoffmärkte beizutragen. Dazu gehören insbesondere internationale Abkommen zwischen Produzenten und Konsumenten im Rahmen der WTO, die einen geregelten und freien Zugang zu kritischen Rohstoffen wie seltenen Erden ermöglichen, die für unsere zukunftsrelevanten Technologien von ausschlaggebender Bedeutung sind. Ohne solche Abkommen wird das Erreichen von nationalen und internationalen Klimaschutzzielen erschwert und besteht die Gefahr einer Verzögerung der breiten Anwendung nachhaltiger Technologien. Bei den Metallen und mineralischen Rohstoffen sind in allen Wirtschaftssektoren die primären Gebote eine effiziente Nutzung und eine effiziente Abfallwirtschaft, welche eine möglichst hohe Rückgewinnung und Rückführung in den Stoffkreislauf sicherstellt. Der Zugang zu Rohstoffen und Energie illustriert wie kaum ein anderes Thema die notwendige Verflechtung zwischen technologischer Innovation und Wachstum, Umweltverträglichkeit und Chancengleichheit.

1 EINLEITUNG

1972 wurde im Auftrag des Club of Rome die Studie „Grenzen des Wachstums“ veröffentlicht. Die zentralen Schlussfolgerungen des Berichtes waren: Wenn die gegenwärtige Zunahme der Weltbevölkerung, der Industrialisierung, der Umweltverschmutzung, der Nahrungsmittelproduktion und der Ausbeutung von natürlichen Rohstoffen unverändert anhält, werden die absoluten Wachstumsgrenzen auf der Erde im Laufe der nächsten hundert Jahre erreicht. Direkt im Anschluss an die Veröffentlichung kam es zu einem Sturm an Kritik und einer Fülle von kontroversen Reaktionen. Kritiker verwarfen unter anderem die Rohstoffprognosen und besonders die Ausblendung technischen Fortschritts in einer reinen Trendextrapolation.

Auch in unserer Zeit häufen sich wieder Meldungen über die zunehmende weltweite Rohstoff- und Energieknappheit. Um gleich zu Beginn einem weit verbreiteten Mißverständnis vorzubeugen: es handelt sich dabei NICHT um die Erschöpfung der natürlichen Vorkommen, die manchen Beobachtern zufolge schon mehrfach hätte eintreten müssen, sondern um mangelnde Verfügbarkeit durch die Auswirkungen eines globalen Wirtschaftswachstums, welches vor allem durch die Bevölkerungsgiganten Asiens angetrieben wird. Nicht Naturgrenzen machen sich hier bemerkbar, sondern mangelnde technische Kapazitäten der Versorgung.

Die starken Preissteigerungen auf den Rohstoffmärkten zwischen 2004 – 2008 haben uns deutlich vor Augen geführt, dass globale Märkte einer unerwartet stark wachsenden Nachfrage nicht immer zeitig folgen können. Die Ursache war das Erreichen der Auslastungsgrenzen bei den installierten Förder- und Raffinationsanlagen. Neben Bevölkerungswachstum und steigen-

dem Wohlstand in den Schwellenländern und einer daraus resultierenden stark steigenden Nachfrage, liegt dies vor allem am Umstand, dass die über lange Zeit tiefen Rohstoffpreise, die Investitionen in den Ausbau von Infrastruktur und die effiziente Nutzung von fossilen Energien, Metallen und Mineralien zu wenig attraktiv erscheinen liessen. Ein weiterer Ausbau dieser Kapazitäten ist angesichts der zunehmenden Nachfrage in Zukunft jedoch nötig.

Die Finanz- und Wirtschaftskrise hat den bis vor einem Jahr zu beobachtenden Preisanstieg auf den Rohstoffmärkten gedämpft und damit auch das Thema Ressourcen- und Rohstoffknappheit etwas in den Hintergrund rücken lassen. Inzwischen sind allerdings Preissteigerungen bei Öl, Kupfer und auch anderen Rohstoffen wieder aktuell.

2 DER HUNGER NACH ENERGIE UND ROHSTOFFEN

Die sichere Versorgung mit Energie und Rohstoffen und ihre umweltschonende und rationelle Nutzung sind wesentliche Voraussetzungen für die wirtschaftliche Entwicklung eines Landes und für die Lebensqualität eines jeden Einzelnen. Weltweit stieg der Primärenergieverbrauch in den vergangenen drei Jahrzehnten um ca. 70%. Dabei war der Zuwachs bei Erdöl und Erdgas, und seit 2002 auch bei Kohle, besonders stark ausgeprägt.

Das rasche Wachstum des globalen Energieverbrauchs der letzten Jahre ist vor allem auf das starke wirtschaftliche Wachstum der Bevölkerungsgiganten Asiens zurückzuführen. Die Auswirkungen reichen von Stromausfällen in Shanghai bis zu einem steilen Anstieg der Kohlepreise in weit entfernten Ländern wie Australien, Polen und Südafrika. Auch der starke Anstieg des Ölpreises vor dem Ausbruch der weltweiten Finanz- und Wirtschaftskrise war hauptsächlich auf einen stark ansteigenden Energiebedarf in diesen Schwellenländern zurückzuführen.

Auf internationaler Ebene besteht heute allgemeine Übereinstimmung, dass die Nachhaltigkeit der globalen Energieversorgung gesichert werden muss. Dies bedeutet nicht nur Sicherheit der Versorgung, sondern auch Ressourcenschonung und Vermeidung von Klimaschäden. Allerdings ist fraglich, ob die derzeitigen Maßnahmen und Vorhaben zur Erreichung aller dieser Ziele ausreichen werden.

Verschärft wird die Ausgangslage noch dadurch, dass bis zu 1,5 Milliarden Menschen noch keinen Zugang zu Elektrizität haben und zwei Fünftel der Menschheit noch hauptsächlich auf traditionelle Biomasse für die Deckung ihres Energiebedarfs angewiesen sind. Entsprechend schwierig wird es im Licht der weiteren globalen Entwicklung werden, eine ausreichende und bezahlbare Energieversorgung bei gleichzeitiger Beachtung der Umweltverträglichkeit zu sichern.

Die Internationale Energieagentur (IEA) prognostiziert denn auch in ihrem Referenzszenario wenig überraschend, dass der Energiebedarf über die nächsten drei Jahrzehnte weiter stark ansteigen wird. Dabei werden fossile Energieträger die Hauptenergiequellen bleiben. Auch in einer Vergleichsstudie der Weltbank zum Thema Energieszenarien der Zukunft zeigt sich, dass der Anteil fossiler Energien im Jahre 2040 noch 70 – 72% betragen wird.

Die Frage der Versorgungssicherheit ist in Ländern die Netto Importeure von Energie sind deshalb zu einer vorrangigen Frage geworden. Politiker setzen einen größeren Schwerpunkt auf Energieunabhängigkeit, gesteigerte Vielfalt der Energieversorgung, und Speicherung von Energie. Politische Allianzen zwischen Großimporteuren, wie China, und Ländern mit signifikanten Ölreserven haben sich intensiviert, unter Betrachtung auf eine weite Bandbreite an strategischen und wirtschaftlichen Überlegungen.

Die stark gestiegene Förderung von unkonventionellem Gas in den USA, die Entwicklung neuer Pipelines auf allen Kontinenten, und der Ausbau von LNG (Liquified Natural Gas) Kapazitäten haben gleichzeitig die Erwartungen für neue Möglichkeiten in der Gasversorgung signifikant erhöht.

3 ENERGIERESERVEN UND RESSOURCEN

Als Reserven bezeichnet man diejenigen Mengen eines Energierohstoffes, die mit grosser Genauigkeit erfasst wurden und mit den derzeitigen technischen Möglichkeiten wirtschaftlich und auch rechtlich (Konzessionen) gewonnen werden können. Die Höhe der Reserven ist daher von

der Höhe der Rohstoffpreise, aber auch vom Stand der Technik abhängig. Die Abhängigkeit der Höhe der Reserven vom Preis wird besonders beim Uran deutlich, dem einzigen Energierohstoff, dessen Reserven und Ressourcen seit langer Zeit nach Gewinnungskosten unterteilt werden. Es werden dabei drei Kostenklassen (gewinnbar bis 40 US-Dollar/kg, 80 US-Dollar/kg und 130 US-Dollar/kg Uran) zu den Reserven gezählt. Der Teil des insgesamt vorhandenen Potenzials eines Rohstoffs, der nicht zu den Reserven zählt, wird als Ressourcen bezeichnet.

Reserven sind eine dynamische Grösse, die sich permanent ändert. Von Interesse ist insbesondere der Übergang von Ressourcen zu Reserven und umgekehrt. Schätzungen über Ressourcen sind nicht oder nur sehr schwer durchzuführen, da sich weder die Verfügbarkeit bestimmter Rohstoffe, noch technische und wirtschaftliche Entwicklungen auf der Nachfrageseite mit Bestimmtheit voraussagen lassen. Deshalb müssen die Zahlen zu Reserven und Ressourcen periodisch angepasst werden.

Zur Beurteilung, wie lange die Energiereserven noch reichen werden, wird oft die statische Reichweite herangezogen. Sie gibt die Zeitspanne an, für die die aktuell bekannten weltweiten wirtschaftlich förderbaren und bekannten Vorkommen (Reserven) eines Rohstoffs bei konstantem Verbrauch reichen würden. Dabei wird vorausgesetzt, dass alle existierenden Vorkommen bereits bekannt und erschlossen sind, die technischen und wirtschaftlichen Bedingungen gleich bleiben und der Energieverbrauch konstant bleibt. Eine Übersicht der statischen Reichweite der fossilen Energieträger plus Uran ist in der folgenden Tab. 1 ersichtlich.

Tab. 1: Statische Reichweite fossiler Energieträger

Energieträger	Einheit	Reserven	Verbrauch pro Jahr	Statische Reichweite ¹⁰³
Erdöl konventionell	Tonnen	164.000.000.000	3.951.000.000	42 Jahre
Erdgas konventionell	1.000 m ³	183.000.000.000	3.027.300.000	61 Jahre
Kohle	Tonnen SKE	711.000.000.000	5.000.000.000	142 Jahre
Uran: Reserven und bekannte konventionelle Ressourcen ¹⁰⁴				
RAR & IR bis 40 US-Dollar/kg	Tonnen Uran	3.000.000	66.000	46 Jahre
RAR & IR bis 80 US-Dollar/kg	Tonnen Uran	4.500.000	66.000	68 Jahre
RAR & IR bis 130 US-Dollar/kg	Tonnen Uran	5.500.000	66.000	83 Jahre

Die statische Reichweite beschreibt somit einen augenblicklichen Kenntnisstand und ist demzufolge nur als Orientierungsgrösse eines sich dynamisch entwickelnden Systems mit vielfältigen Einflussgrössen anzusehen. Der künftige weltweite Verbrauch sowie die Erschliessung neuer Lagerstätten, technologischer Fortschritt, Effizienzsteigerungen bei der Nutzung eines Rohstoffs, Substitution von Rohstoffen, Rohstoffpreisentwicklung, etc. machen es möglich, dass trotz laufendem Verbrauch eines Rohstoffes dessen statische Reichweite im Zeitablauf steigt. Bei Erdöl ist die statische Reichweite von 20 Jahren im Jahr 1948 auf 35 Jahre 1972 angestiegen und liegt jetzt bei 42 Jahren, dies trotz stark gestiegenem Verbrauch. Berücksichtigt man einen steigenden zukünftigen Verbrauch, erhält man eine dynamische Reichweite. Bei einem jährlichen Verbrauchswachstum von 1% reichen die globalen Erdölvorräte jedenfalls noch bis über 2030 hinaus. Trotz dieser bekannten Tatsachen, gibt es insbesondere für Erdöl viele Spekulationen über eine drohende Krise und Erschöpfung der natürlichen Vorkommen (Peak Oil). Dabei ist auch zu erwähnen, dass die statische Reichweite von unkonventionellen Ressourcen im Öl- und Gasbereich ein Vielfaches der vorhandenen konventionellen Reserven beträgt.

Energiereserven formen daher bis jetzt noch keine große Einschränkung aber ihre ungleiche geographische Verteilung und die Tatsache, dass die Sicherstellung der technischen Versorgung zu höheren Preisen führen wird, sind problematisch. Die Energieindustrie wird längere Wege zurücklegen müssen um eine Versorgung der Märkte sicherzustellen und wird immer neuere und weiter entwickelte Technologien einsetzen müssen um Zugang zu den vorhandenen Reserven herzustellen. Und wie uns die jüngsten Ereignisse im Golf von Mexiko auf dramatische Art und Weise gezeigt haben, müssen wir die höchsten Sicherheitsstandards respektieren.

Auch andere Arten von Ressourcen die für die zukünftige Versorgungssicherheit mit Energie von Bedeutung sind, sind wirklich Mangelware und unter Stress. Dazu gehören Engpässe in der Produktion, Wasser und Landgebrauch, sowie ein starker Mangel an qualifizierten Arbeitskräften. Dieser Mangel an industriellen Kapazitäten und Arbeitskräften ist auch ein ausschlagge-

bender Grund, warum es in der Einführung neuer Technologien nach einer ersten Phase des schnellen, exponentiellen Wachstums zu einer starken Verlangsamung der Wachstumsgeschwindigkeiten kommen kann.

4 DIE ROLLE SELTENER ERDEN

Eine ganz besondere Rolle in der Energieversorgung der Zukunft ist für „Seltene Erden“ weggelegt. Dabei handelt es sich nicht um Erden sondern um Metalle, die fast überall in der Erdkruste vorhanden sind. Allerdings kommen sie vergleichsweise selten in größerer Konzentration (mehr als 1%) vor, so dass sich der Abbau zahlreicher Lagerstätten zu den aktuellen Preisen in vielen Ländern nicht wirklich lohnt. Der Großteil der Produktion entfällt deshalb auf nur vier Staaten: Russland, Brasilien, Kongo und China. Der Markt für seltene Erden ist allein in den Jahren von 1997 bis 2007 um das 20-fache gewachsen. China bedient heute mehr als 95% des Weltmarkts an Seltenen Erden und baut dieses Monopol weiter aus.

Gerade im Hinblick auf die von den Politikern angestoßenen Pläne zur Schaffung einer „grünen Weltwirtschaft“ – den verstärkten Einsatz umweltfreundlicher Technologien und Produkte – werden diese Produkte in Zukunft eine zunehmende Rolle spielen.

Langfristig droht eine ökonomisch-politische Abhängigkeit von China, wie sie heute im Gasbereich bei Russland besteht. Dies betrifft insbesondere Zukunftsmärkte wie Elektromobilität und regenerative Energien. Alternative Quellen zu den chinesischen Förderstellen bleiben auf absehbare Zeit rar. Es gibt Alternativen in Kanada, Australien und den USA, doch deren Erschließung kann noch Jahre dauern. Hohe Preise motivieren eine noch stärkere Suche nach Ersatzstoffen, insbesondere in Japan. Dort forschen Unternehmen bereits intensiv nach Alternativen, jedoch bisher mit geringem Erfolg.

Bislang hat die Politik sich diesem Problem nur zaghaft genähert. Die Rohstoffversorgung ist für die ressourcenarmen Länder Europas aber eine wirtschaftlich existenzielle Frage. Zum allerersten Mal ließ daher die Europäische Union nun eine Bestandsaufnahme von Rohstoffen erstellen. Die EU-Expertengruppe analysierte 41 dieser Mineralien und Metalle. 14 davon wurden als kritisch eingestuft. Sollte es zu Engpässen kommen, hätten diese das Potenzial den technologischen Fortschritt und damit das künftige Wirtschaftswachstum der EU zu hemmen, heißt es in der Studie. Für die Europäische Union sind demnach von entscheidender Bedeutung:

- Antimon (zum Beispiel für Mikrocondensatoren),
- Beryllium,
- Kobalt (zum Beispiel für Lithium-Ionen-Batterien und synthetische Treibstoffe),
- Fluorapat,
- Gallium (etwa für Dünnschichtphotovoltaikmodule und weiße Leuchtdioden),
- Germanium (für Glasfaserkabel und Infraroptik),
- Graphit,
- Indium (für Bildschirme und Dünnschichtphotovoltaikmodule),
- Magnesium,
- Niob (für Mikrocondensatoren und Eisenlegierungen),
- Metalle der Platingruppe (für Brennstoffzellen, Katalysatoren und Meerwasserentsalzung),
- seltene Erden (für Dauermagnete und Lasertechnologie),
- Tantal (für Mikrocondensatoren und medizinische Technologien) und
- Wolfram.

Prognosen zufolge wird sich bis zum Jahr 2030 die Nachfrage nach einigen dieser Rohstoffe gegenüber 2006 mehr als verdreifachen. Die Konzentration der Produktion auf nur wenige Länder geht in vielen Fällen mit geringer Nachhaltigkeit und einem bis jetzt sehr niedrigen Recyclinganteil einher. Zur Lösung der derzeitigen Probleme empfiehlt die EU folgende Maßnahmen:

- Fünfjährige Aktualisierung der Liste der für die EU lebenswichtigen Rohstoffe und der Bewertung, ob die Versorgung mit einem Rohstoff als kritisch einzustufen ist,
- Politische Maßnahmen zur Verbesserung des Zugangs zu Ressourcen,
- Politische Maßnahmen zum effizienteren Recycling von Rohstoffen,
- Förderung des Ersatzes bestimmter Rohstoffe durch andere Werkstoffe und
- Verbesserung der allgemeinen Werkstoffeffizienz bei knappen Rohstoffen.

Dieser Ansatz ist aber vielleicht nicht ausreichend. Auch Kupfer erhält zum Beispiel plötzlich wieder strategische Bedeutung. Studien zufolge steigt bei neuen Elektromotoren der Kupferanteil im Fahrzeug von 25 auf 65 kg. Angesichts der weltweiten Pläne für den Bau von Mio. Elektroautos steigt der Bedarf enorm. Aber auch auf dem Kupfermarkt decken sich vor allem die Chinesen ein – etwa mit dem Kauf einer Kupfermine im Nordwesten Afghanistans.

5 SCHLUSSFOLGERUNG; ZUSAMMENFASSUNG

Nach einer kurzen Phase der Entspannung durch die weltweite Finanz- und Wirtschaftskrise, häufen sich wieder die Anzeichen einer steigenden globalen Rohstoff- und Energieknappheit, die als unerwünschte Wachstumsbremse auftreten kann. Dabei handelt es sich jedoch primär um eine technische Verknappung und noch nicht um die Erschöpfung der natürlichen Vorkommen.

Auf internationaler Ebene besteht heute allgemeine Übereinstimmung, dass die Nachhaltigkeit der globalen Energieversorgung gesichert werden muss. Dies bedeutet nicht nur Sicherheit der Versorgung, sondern auch Ressourcenschonung und Vermeidung von Klimaschäden durch den verstärkten Ausbau nachhaltiger Energieressourcen.

Das wirtschaftliche Wachstum Asiens ist einer der wichtigsten Treiber für die globale Nachfrage in der Energieversorgung. Zur Deckung dieser Nachfrage werden wir auch in den nächsten Jahrzehnten auf alle verfügbaren Energieträger zurückgreifen müssen und fossile Brennstoffe werden daher noch lange eine Schlüsselrolle zur Erhaltung der Versorgungssicherheit leisten. Vor allem der Kohle wird in diesem Zusammenhang weiterhin eine bedeutende Rolle in der Energieversorgung zukommen.

Es ist daher fraglich, ob die derzeitigen Maßnahmen und Vorhaben zur Erreichung aller Ziele der Nachhaltigkeit ausreichen werden.

Eine kritische Verknappung der vorhandenen Reserven an fossilen Energieträgern ist, entgegen vieler Medienberichte, noch nicht erkennbar. Die Möglichkeiten der Erschließung von unkonventionellen Ressourcen, vor allem im Gasbereich, ermöglichen eine signifikante und langfristige Erhöhung der Verfügbarkeit von Öl und Gas als Energieträger.

Um in Zukunft weniger stark auf fossile Brennstoffe zur Sicherung der Versorgung mit Energie zurückgreifen zu müssen, sollten wir nicht nur den Ausbau der erneuerbaren Energien vorantreiben, sondern uns auch verstärkt mit dem Thema der Energieeffizienz beschäftigen. Hier gibt es noch grosse ungenützte Potentiale zur Verminderung der Energieabhängigkeit und Vermeidung von Emissionen.

Einer der Hauptfaktoren, der die zukünftige wirtschaftliche Bedeutung von Rohstoffen beeinflusst, ist der technologische Wandel, der voraussichtlich zu einem drastischen Anstieg der Nachfrage nach bestimmten Rohstoffen führen wird. Dies betrifft insbesondere Themenbereiche wie Elektromobilität und regenerative Energien.

Es bedarf Anstrengungen auf nationaler sowie internationaler Ebene um mit begleitenden Maßnahmen zu einer Entspannung der Rohstoffmärkte beizutragen. Dazu gehören insbesondere internationale Abkommen zwischen Produzenten und Konsumenten im Rahmen der WTO, die einen geregelten und freien Zugang zu kritischen Rohstoffen wie seltenen Erden ermöglichen, die für unsere zukunftsrelevanten Technologien von ausschlaggebender Bedeutung sind.

Zur Verminderung von neuen Abhängigkeiten sind bei den Metallen und mineralischen Rohstoffen eine effiziente Nutzung und eine effiziente Abfallwirtschaft, welche eine möglichst hohe Rückgewinnung und Rückführung in den Stoffkreislauf sicherstellt, eine Grundvoraussetzung.

Auch andere Arten von Ressourcen die für die zukünftige Versorgungssicherheit mit Energie von Bedeutung sind, sind wirklich Mangelware und unter Stress. Dazu gehören Engpässe in der Verfügbarkeit von Wasser, Landgebrauch, sowie ein starker Mangel an qualifizierten Arbeitskräften. Dieser Mangel an Kapazitäten und Arbeitskräften ist auch eine bestimmende Größe für die Geschwindigkeit mit der wir den Übergang von bestehenden Infrastrukturen im Energiebereich in eine neue, nachhaltigere Zukunft leisten können.

LITERATUR

- Bierbach, B. (2009) *Seltene Erden – Die Neue Rohstoff OPEC*. Wirtschaftswoche vom 21.11.2009.
- Booth, D. (2004) *Hooked on Growth*. ISBN 0-7425-2718-2.
- Handelsblatt (2010) *Rohstoffe der Zukunft*.
- IEA paper (May 2009) *Impact of the Financial and Economic Crisis on Global Energy Investment*.
- Kahn, H. & Simon, J. (1984) *The Resourceful Earth: A Response to „Global 2000“*. ISBN 0-631-13467-0.
- Karathanassis, A (2003) *Naturzerstörung und kapitalistisches Wachstum*. VSA, Hamburg.
- Mesarovic, M. & Pestel, E. (1974) *Menschheit am Wendepunkt. Zweiter Bericht an den Club of Rome zur Weltlage*. Deutsche Verlags-Anstalt, Stuttgart.
- Richter, H. (1974) *Wachstum bis zur Katastrophe? Pro und Contra zum Weltmodell*. Deutsche Verlags-Anstalt, Stuttgart.
- Schmidt-Bleek, F. (1994) *Wieviel Umwelt braucht der Mensch? Das Maß für ökologisches Wirtschaften*. Birkhäuser, Basel.
- Schweizerische Eidgenossenschaft (2009) *Nahrungsmittelkrise, Rohstoff- und Ressourcenknappheit*, Bericht des Bundestages 19.08.2009.
- Simon, J.L. (1981) *The Ultimate Resource*. ISBN 0-85520-563-6.
- Simon, J.K. (1996) *The Ultimate Resource II*. ISBN 0-691-00381-5.
- Steurer, R. (2002) *Der Wachstumsdiskurs in Wissenschaft und Politik. Von der Wachstumseuphorie über „Grenzen des Wachstums“ zur Nachhaltigkeit*. VWF, Berlin.
- Verbeek, B. (1998) *Die Anthropologie der Umweltzerstörung. Die Evolution und der Schatten der Zukunft*. 3. erweiterte Auflage. Primus-Verlag, Darmstadt.

Beitrag der Abfallwirtschaft zur Energie- und Rohstoffversorgung in Deutschland

K.J. Thomé-Kozmiensky & S. Thiel
vivis Consult GmbH, Nietwerder, Deutschland

KURZFASSUNG: Die Abfallwirtschaft in Deutschland hat sich seit dem ersten Abfallgesetz von 1986 systematisch von der Entsorgungswirtschaft zu einer Mittlerposition zwischen Entsorgung und Versorgung entwickelt; das betrifft die Bereiche Rohstoffe und Energie. Begünstigt wird diese Position durch die Zwangssituation des notwendigen sicheren – d.h. auch hygienischen, umwelt- und klimaschonenden – Umgangs mit Abfällen einerseits und durch das in den Abfällen enthaltene Ressourcenpotential andererseits.

Zahlreiche Abfallwirtschaftsunternehmen, die ihre Aktivitäten nur oder zu erheblichem Anteil in den Bereichen der thermischen Abfallbehandlung und der energetischen Abfallverwertung hatten, beschränken sich heute nicht mehr auf ihr ursprüngliches Aufgabenfeld. Nicht selten betreiben sie auch Wind-, Biomasse-, Biogas- und Solaranlagen. Auch die Unternehmen der Energiewirtschaft haben sich längst zusätzlich zu ihren traditionellen Aufgaben der energetischen Abfallverwertung angenommen. Fast alle auch in der Abfallwirtschaft tätigen Energiekonzerne und zahlreiche Unternehmen im vollständigen oder teilweisen kommunalen Besitz haben diesen Trend erkannt und die Nutzung erneuerbarer Energien einschließlich der Abfälle in ihre Strategie einbezogen und in diese Bereiche kräftig investiert.

1 ABFALLAUFKOMMEN IN DEUTSCHLAND

Das Abfallaufkommen in der Bundesrepublik Deutschland ist seit Beginn dieses Jahrhunderts annähernd stetig von mehr als 400 Mio. Tonnen im Jahr 2000 auf etwa 340 Mio. Tonnen im Jahr 2006 zurückgegangen. Den größten Teil des Abfallaufkommens machen mit annähernd 200 Mio. Tonnen Bau- und Abbruchabfälle aus. Die übrigen Abfallhauptgruppen – Siedlungsabfälle, Abfälle aus Produktion und Gewerbe sowie Bergematerial aus dem Bergbau – tragen jeweils mit gut 40 – 56 Mio. Tonnen fast zu gleichen Teilen zum Rest des Gesamtaufkommens bei.

Die Möglichkeiten zur Abfallverwertung sind bei diesen Abfallgruppen durchaus unterschiedlich, ebenso ihr potentieller Beitrag zur hochwertigen Verwertung und damit zur Rohstoff- und Energieversorgung. Bau- und Abbruchabfälle eignen sich zum größten Teil lediglich als Ersatzbaustoffe und Verfüllungsmaterial, sie enthalten aber durchschnittlich auch etwa 10% brennbare Stoffe, die entweder in einer Abfallverbrennungsanlage entsorgt oder zu Ersatzbrennstoffen aufbereitet und anschließend energetisch verwertet werden. Bergematerial wird größtenteils als Versatz im Bergbau eingesetzt. Am intensivsten und erfolgversprechendsten sind die Verwertungsanstrengungen bei Abfällen aus Produktion und Gewerbe sowie bei Siedlungsabfällen.

Während früher das Abfallaufkommen fast parallel zur Wirtschaftsentwicklung anstieg, gelang in den letzten Jahren eine deutliche Entkopplung. Dies ist allerdings nicht nur auf die Abfallvermeidung zurückzuführen, sondern auch auf die Verlagerung der Produktion ins Ausland, wo die Umweltstandards deutlich geringer sind. Zusätzlich hängt die Höhe des Abfallaufkommens von zahlreichen Faktoren wie von der wirtschaftlichen Entwicklung allgemein, von den Energiepreisen, den Lohnkosten und ganz besonders von den demografischen Entwicklungen ab.

Es kann durchaus unterstellt werden, dass das Abfallaufkommen auch zukünftig sinken wird. Damit ist das quantitative Verwertungspotential aus Abfällen keine Konstante. Es kann jedoch

angenommen werden, dass in den kommenden Jahren der Beitrag der Abfallwirtschaft zur Energie- und Rohstoffversorgung sowohl absolut als auch qualitativ noch steigen wird, schon weil die politischen und rechtlichen Vorgaben die Entwicklung weiterer Verwertungstechnologien fördern werden.

2 ABFALLVERWERTUNG

Sowohl wegen der Quantität der Abfälle als auch wegen der Qualität der darin enthaltenen Stoffe bietet sich die stoffliche und energetische Verwertung der im Abfall enthaltenen Ressourcen an. Für die Verwertung und Behandlung von Abfällen betreiben die kommunalen und privaten in der Abfallwirtschaft tätigen Unternehmen zahlreiche Anlagen (Tab. 1).

Tab. 1: Anlagen zur Abfallbehandlung in Deutschland

956	Sortieranlagen für Gewerbeabfälle
813	Kompostwerke für getrennt gesammelte Bioabfälle aus Haushalten und Gewerbe sowie für Garten- und Parkabfälle
85	Vergärungsanlagen für getrennt gesammelte Bioabfälle aus Haushalten und Gewerbe sowie für Garten- und Parkabfälle
62	mechanisch(-biologische) Abfallbehandlungsanlagen
25	Ersatzbrennstoffkraftwerke in Betrieb (weitere 11 Anlagen in Bau)
67	Abfallverbrennungsanlagen mit strengen Emissionsgrenzwerten
1	Pyrolyseanlage
346	Deponien vor dem 1. Juni 2005 (Abfallablagerungsverordnung)
196	Deponien der Klasse II seit 2006 (nur noch für vorbehandelte Abfälle)

2.1 *Abfallaufbereitung als Voraussetzung für die Verwertung*

Der Anstoß zu Bemühungen des schonenden Umgangs mit Ressourcen war die Veröffentlichung von Donella und Dennis Meadows „Grenzen des Wachstums“ im Jahr 1972. Die Erkenntnis, dass die weitere Ausbeutung der Rohstoffreserven zu erheblichen Problemen führen würde, führte u.a. zur Entdeckung des Abfalls als Rohstoff-Lager.

Die Ansprüche an die Abfallverwertung wurden in etwa wie folgt formuliert:

- Schonung natürlicher Ressourcen,
- Gewinnung von Sekundärrohstoffen,
- hohe Qualität der Sekundärrohstoffe,
- Abtrennung von Schadstoffen,
- kostengünstiger und zuverlässiger Anlagenbetrieb,
- Vermeidung von Deponien und von umweltbeeinträchtigenden Verbrennungsanlagen und
- Wirtschaftlichkeit der Gewinnung sekundärer Rohstoffe.

Für die Rohstoffgewinnung aus Abfall sind zahlreiche Probleme zu überwinden, was bei der ersten Anlagengeneration nicht oder nur unzureichend gelang. Wesentliche Schwierigkeiten sind:

- Gemischter Abfall ist physikalisch und chemisch heterogen und schwer beschreibbar; dies unterscheidet Abfall von Rohstoffen aus natürlichen Lagerstätten ganz wesentlich.
- Verfahren und Maschinen der Grundstoffindustrie können für die Abfallaufbereitung nicht einfach übernommen werden, sie müssen für die neue Aufgabe entwickelt werden; diese Fehleinschätzung trug erheblich zum Scheitern der ersten Generation der Abfallaufbereitungsanlagen für gemischte Siedlungsabfälle bei.
- Die Industrie stellt hohe Anforderungen an:
 - die Qualität der Sekundärrohstoffe,
 - die Kontinuität der Lieferung in Menge und Qualität.
- Die Kosten der Verfahren für die Abfallaufbereitung sind sehr hoch (Energie und Verschleiß).
- Die Erlöse für die produzierten Sekundärrohstoffe sind für die Kostendeckung zu gering und unterliegen konjunkturbedingten Marktschwankungen.

Im Laufe der Jahrzehnte wurden einige dieser Probleme gelöst. Weitere Aufgaben sind allerdings noch zu bewältigen. Dabei kommt der Wirtschaftlichkeit entgegen, dass ein erheblicher Teil der Kosten durch die Entsorgungserlöse gedeckt wird.

Der Verfahrensausput von Sortieranlagen soll in Abhängigkeit von seiner Qualität sowohl der energetischen als auch der werkstofflichen und rohstofflichen Verwertung zugeführt werden. Aufbereitet werden in unterschiedlichen Sortieranlagen z.B. Hausmüll, Verpackungsabfälle, Baurestmassen, Elektro- und Elektronikschrott, Batterien, Altfahrzeuge und im weiteren Verfahrensaufbau die Shredderleicht- und -schwerfraktion.

Der Verfahrensausput dieser Anlagen wird in Abhängigkeit von seiner Qualität und der Marktsituation energetisch oder stofflich verwertet, wobei fallweise beide Verwertungswege alternativ oder konsekutiv möglich sein können. Zur Veranschaulichung seien Kunststoffe und die Flusen aus der Aufbereitung der Shredderleichtfraktion genannt. Sortenreine Kunststofffraktionen werden regelmäßig stofflich verwertet. Gemischte und verunreinigte Kunststoffe lassen sich nur in wenigen Fällen und dann nur mit erheblichem technischen und finanziellen Aufwand stofflich verwerten und dann meistens auch nur zu Produkten geringer Qualität. Sie werden in Sonderfällen rohstofflich, meistens jedoch energetisch verwertet. Die Kunststofffraktion z.B. kann rohstofflich als Reduktionsmittel im Hochofenprozess zur Herstellung von Roheisen eingesetzt werden. Die Flusen aus der Shredderleichtfraktion können energetisch als Ersatzbrennstoff verwertet oder stofflich zur Klärschlammwässerung eingesetzt werden; sie werden im letztgenannten Fall im weiteren Verfahrensaufbau mit dem Klärschlamm verbrannt. Hier wird deutlich, dass die Trennung in stoffliche und energetische Verwertung häufig unscharf ist, insbesondere bei Verwertungskaskaden.

2.2 Energetische Abfallverwertung

Neue Energiequellen wurden und werden propagiert – d.h. nicht nur Biomasse-, Biogas-, Wind-, Solar- und Geothermiekraftwerke, sondern auch Kraftwerke auf der Basis von Abfällen, wengleich diese Anlagen nicht von den gesetzlichen Bevorzungen gegenüber den mit konventionellen Brennstoffen betriebenen Kraftwerken profitieren. Abfallverbrennungsanlagen und Ersatzbrennstoffkraftwerke sind Kraftwerke auf der Basis von Abfällen und Ersatzbrennstoffen, die hohe Anteile an regenerativen Energieträgern enthalten. Restabfälle aus Haushalten und Gewerbe bestehen in Abhängigkeit vom Sammelgebiet bis zu über 50% aus biogenen Abfällen. Ersatzbrennstoffe können in Abhängigkeit vom Verfahrensinput und vom Aufbereitungsverfahren bis zu 70% biogene Stoffe enthalten.

Die zentrale in der Umweltpolitik und -wirtschaft diskutierte Frage lautet: In welchem Maße können Abfälle und die neuen Energieträger zur sicheren Rohstoff- und Energieversorgung in Deutschland beitragen? Sollen die ehrgeizigen Ziele der Steigerung des Anteils an erneuerbaren Energien auch nur annähernd erreicht werden, wird dies nicht problemlos gehen. Als Beispiele für zu lösende Probleme seien Netzstabilität, technische Performance, Finanzierung und Anlagengenehmigung genannt.

Bei der Umsetzung der meisten Projekte zur energetischen Abfallverwertung treten zahlreiche rechtliche Probleme auf, wie sie zum Teil auch aus Genehmigungsverfahren für traditionelle Kraftwerke bekannt sind; zusätzliche kommen hinzu.

2.3 Beispiele der stofflichen Verwertung

Das Potential für das stoffliche Recycling ist unüberschaubar groß, es umfasst theoretisch alle Stoffe, die in den Verkehr gebracht werden, einschließlich der Stoffe, die jemals auf Deponien und Halden abgelagert wurden. Nach aktuellen Schätzungen liegen alleine auf Deponien in Deutschland

- mehrere 100 Mio. Tonnen Kunststoffe und organische Abfälle mit einem geschätzten gewinnbaren Energieinhalt von rund 1.500 Terawattstunden; das entspricht etwa 58% des deutschen Gesamt-(Primär) Energieverbrauchs für ein Jahr;
- Metallinhalte von
 - 26 Mio. Tonnen Eisenschrott,
 - 850.000 Tonnen Kupferschrott und
 - 500.000 Tonnen Aluminiumschrott.

Doch ist der Aufwand, der mit dem Rückbau von Deponien und mit der Rückgewinnung von Stoffen aus Deponien durch Aufbereitung des gesamten Materials verbunden ist, sehr groß – auch in Anbetracht der dafür notwendigen Maßnahmen für den Arbeitsschutz. Daher wurden Deponien bisher nur aus anderen Gründen rückgebaut, z.B. weil sie anders nicht zu sanierende Altlasten darstellten oder das Deponiegelände für andere Zwecke benötigt wurde.

Mit Ausnahme weniger Stoffe, die schon wegen ihres offensichtlichen Werts von Anbeginn der Geschichte nach ihrer Lebensdauer wieder zur Herstellung neuer Gegenstände verwendet wurden – z.B. Metalle und wertvolles Baumaterial – sind umfassende Recyclingbemühungen relativ neu.

Nach einer Auflistung der Stoffe und Stoffgruppen, die derzeit im Zentrum der Recyclingbemühungen in den 27 Mitgliedstaaten der Europäischen Union stehen, stellen die mineralischen Abfälle mit fast 75% das größte Potential dar. Die verwertete Menge ist mit 73% der insgesamt verwerteten Mengen ebenfalls hoch; allerdings kann bei den mineralischen Abfällen nur in Ausnahmefällen von hochwertiger Verwertung gesprochen werden.

Gute Erfolge werden bei den haushaltsnah erfassten Stoffen Papier und Glas erzielt sowie bei den Metallen, weil sie wertvoll sind und daher der Anreiz zur Erfassung und Verwertung hoch ist.

Die Verwertungsprozesse sind für die verschiedenen Stoffgruppen sehr unterschiedlich und auch unterschiedlich weit entwickelt.

2.4 Beispiele der energetischen Verwertung

Abfälle können auf vielfache Art in unterschiedlichen Anlagentypen energetisch verwertet werden. Am bekanntesten sind Abfallverbrennungsanlagen, in denen hauptsächlich Restabfälle aus Haushalten und Gewerbe aber auch Sperrmüll und Klärschlamm verbrannt werden. In neuerer Zeit werden Abfälle zu Ersatzbrennstoffen aufbereitet, die in Monoverbrennungsanlagen sowie in Kraft- und Zementwerken verbrannt werden.

In zahlreichen Kläranlagen wird Klärschlamm anaerob stabilisiert. Das hierbei gewonnene Klärgas wird allerdings meistens anlagenintern, z.B. für die Klärschlamm-trocknung und -verbrennung, verwertet und spielt daher für die öffentliche Energieversorgung eine eher unbedeutende Rolle.

In neuerer Zeit werden Bioabfälle aus der getrennten Sammlung zunehmend vor der aeroben Behandlung – Kompostierung – anaerob behandelt, also vergoren; das gewonnene Biogas wird energetisch verwertet. Hierzu wurden unterschiedliche Verfahren entwickelt, z.B. für die Verwertung des Biogases in Kraft-Wärme-Kopplungsanlagen, für die Aufbereitung des Gases zur Einspeisung in Erdgasnetze sowie zur Nutzung als Kraftstoff. Der Beitrag zur Energieversorgung ist noch unbedeutend.

Im Folgenden werden hier die energetische Verwertung von gemischten Abfällen in Abfallverbrennungsanlagen und die Ersatzbrennstoffverwertung in Monoverbrennungsanlagen und in Kohlekraftwerken dargestellt. Die Ersatzbrennstoffverwertung in Zementwerken ist eine Kombination von energetischer und stofflicher Verwertung.

2.4.1 Abfallverbrennungsanlagen

In Deutschland werden 68 Anlagen zur thermischen Behandlung von gemischten Siedlungsabfällen mit einer Gesamtkapazität von etwa 19 Mio. Tonnen/Jahr betrieben – davon 67 Abfallverbrennungsanlagen und eine Pyrolyseanlage (Burgau).

Die meisten Anlagenstandorte liegen in Nordrhein-Westfalen (16 Anlagen) und Bayern (15 Anlagen). Besonders gering ist die Anlagendichte in den östlichen und mitteldeutschen Bundesländern Mecklenburg-Vorpommern, Sachsen und Thüringen mit jeweils nur einer Anlage – in Brandenburg gibt es überhaupt keine Abfallverbrennungsanlage.

Acht Abfallverbrennungsanlagen wurden in den Jahren 2004/2005 in zeitlicher Nähe zum Inkraft-Treten des Deponierungsverbots für unvorbehandelte Siedlungsabfälle in Betrieb genommen. Die vorerst letzte Inbetriebnahme einer Neuanlage (Emlichheim) fand im Jahr 2008 statt. Weitere Neuanlagen sind derzeit nicht geplant.

Die Kapazitäten der einzelnen Anlagen schwanken in einem weiten Bereich – zwischen 50.000 Tonnen/Jahr (Ludwigslust) und 700.000 Tonnen/Jahr (Niederrhein/Oberhausen).

Die Leistungsfähigkeit der Abgasbehandlungstechnologien hat ein hohes Niveau erreicht. Die Grenzwerte der 17. Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes werden in der Praxis bei den meisten Parametern im Jahresmittel weit unterschritten.

Für 56 Anlagen liegen Daten bezüglich der Abgasbehandlung vor: Zur Entstickung wird bei knapp $\frac{3}{4}$ der untersuchten Anlagen die selektive katalytische Reduktion (SCR) eingesetzt, bei etwas mehr als $\frac{1}{4}$ der Anlagen wird die selektive nichtkatalytische Reduktion (SNCR) angewandt. Zur Abscheidung von Schwefeloxiden (SO_x) und sauren Abgasbestandteilen (HCl , HF) kommt vorwiegend die Nassabsorption zum Einsatz (etwa 70% der untersuchten Anlagen). Quasitrockene Verfahren (etwa 20%) und Trockenverfahren (etwa 10%) sind demgegenüber von untergeordneter Bedeutung. Bei der Feinreinigung dominiert die Flugstromadsorption gegenüber Festbettfiltern.

Zu 64 Anlagen liegen Daten zur Energienutzung vor: Bei über zwei Drittel der untersuchten Abfallverbrennungsanlagen (44 Anlagen) wird die Energie nach dem Prinzip der Kraft-Wärme-Kopplung sowohl in Form von Strom als auch in Form von Wärme – Fernwärme oder -dampf – abgegeben. In neun Anlagen wird ausschließlich Strom erzeugt. Weitere neun Anlagen geben den erzeugten Dampf vollständig an einen externen Nutzer, in der Regel an ein Kraft- oder Heizkraftwerk, ab. Schließlich gibt es zwei Anlagen, bei denen die Energie ausschließlich in Form von Fernwärme genutzt wird.

Die Möglichkeiten der Energienutzung sind eng mit der Standortwahl verbunden. In der Vergangenheit wurden Abfallverbrennungsanlagen zur Vermeidung von Konflikten zum Teil entfernt von Städten und Ortschaften errichtet. Die Folge ist, dass für diese Anlagen kein Wärmeabnehmer zur Verfügung steht, so dass die Wärme ungenutzt über Dach abgegeben wird. Im Verlauf der neunziger Jahre trat der Aspekt der Energienutzung deutlich stärker in den Vordergrund. Inzwischen ist die örtliche Nähe zu Wohn- und Gewerbegebieten mit der möglichst ganzjährigen Möglichkeit der Wärmeabgabe (z.B. Fernwärme, Prozessdampf) ein entscheidender Faktor bei der Standortsuche für Abfallverbrennungsanlagen geworden. Um die Energienutzung insbesondere auch während der Sommermonate zu optimieren, werden derzeit Projekte zur Bereitstellung von Fernkälte entwickelt, zum Beispiel in Kassel und Wien.

2.4.2 Ersatzbrennstoffkraftwerke

In den vergangenen zehn Jahren wurden in Deutschland in erheblichem Umfang mechanisch (-biologische) Abfallbehandlungsanlagen errichtet. In diesen Anlagen wird Hausmüll – meist zusammen mit anderen Abfallarten wie Gewerbeabfall, Sperrmüll, Sortierresten – mit mechanischen, mechanisch-biologischen oder mechanisch-physikalischen Verfahren vorbehandelt. Dabei werden heizwertangereicherte Fraktionen aus dem Abfall abgetrennt und damit Ersatzbrennstoffe (EBS) erzeugt. Weitere Ersatzbrennstoff-Mengen fallen in Gewerbeabfall-Aufbereitungsanlagen an.

Fehlende Abfallverbrennungskapazitäten und die Suche energieintensiver Unternehmen nach kostengünstigen und vom Energiemarkt unabhängigen Alternativen für die Dampf- und Stromversorgung waren Anreize für die Planung und Errichtung zahlreicher Kraftwerke auf Ersatzbrennstoff-Basis, die inzwischen den Hauptverwertungsweg für Ersatzbrennstoffe aus Siedlungs- und Gewerbeabfällen darstellen.

In Deutschland sind zurzeit dreißig Ersatzbrennstoff-Kraftwerke mit einer Gesamtkapazität von 4,2 Mio. Tonnen/Jahr – dies entspricht einer energiebezogenen Kapazität von 53,1 PJ/Jahr – und einer Feuerungswärmeleistung von 1.918 Megawatt in Betrieb. Die Kapazität für Ersatzbrennstoffe aus Siedlungs- und Gewerbeabfällen liegt bei 3,6 Mio. Tonnen/Jahr (Stand November 2009).

Bei planmäßiger Inbetriebnahme der sechs noch in Errichtung befindlichen Anlagen werden bis zum Jahr 2011 insgesamt 36 Ersatzbrennstoff-Kraftwerke mit einer Gesamtkapazität von 6,17 Mio. Tonnen/Jahr – dies entspricht einer energiebezogenen Kapazität von 77,2 PJ/Jahr – und einer Feuerungswärmeleistung von 2.721 Megawatt in Betrieb sein. Die Kapazität für Ersatzbrennstoffe aus Siedlungs- und Gewerbeabfällen wird bei 4,81 Mio. Tonnen/Jahr liegen. Die Gesamtkapazitäten der in Betrieb und Bau befindlichen Ersatzbrennstoff-Kraftwerke weisen eine große Schwankungsbreite auf: sie reichen von 15.000 – 575.000 Tonnen/Jahr.

Wesentlich für die Standortwahl von Ersatzbrennstoff-Kraftwerken ist die gesicherte kontinuierliche Abnahme der Energie. Die Nutzung der Wärme ist sowohl aus wirtschaftlichen als auch

aus ökologischen Gründen – Energieeffizienz – anzustreben. Die Ersatzbrennstoff-Kraftwerke dienen:

- der Energieversorgung einer einzelnen Anlage, eines einzelnen Werks oder Unternehmens, z.B. von Papierfabriken,
- der Energieversorgung eines Industrie- oder Gewerbeparks sowie
- der öffentlichen Energieversorgung z.B. durch Stadtwerke.

In einem Großteil der Anlagen werden ausschließlich Ersatzbrennstoffe aus der Aufbereitung von Abfällen aus Haushalten und/oder Gewerbe eingesetzt. Bei Ersatzbrennstoff-Kraftwerken an Produktionsstandorten werden darüber hinaus auch produktionsspezifische Abfälle aus benachbarten Industriebetrieben verwertet.

Hinsichtlich des Feuerungssystems dominiert bei den realisierten Ersatzbrennstoff-Kraftwerken die Rostfeuerung mit einem Anteil von siebzig Prozent. Von den übrigen 30% der Anlagen sind acht Anlagen als zirkulierende Wirbelschichtfeuerung, zwei als stationäre Wirbelschichtfeuerung und eine als rotierende Wirbelschichtfeuerung ausgeführt. Bei der zirkulierenden Wirbelschichtfeuerung sind die Anforderungen an die Ersatzbrennstoff-Qualität und damit an die Aufbereitungstiefe höher. Die von den Betreibern von EBS-Kraftwerken geforderten Qualitäten der Ersatzbrennstoffe werden in Ersatzbrennstoff-Spezifikationen festgeschrieben. Ersatzbrennstoffe sind im Vergleich zu fossilen Regelbrennstoffen durch heterogene Zusammensetzung sowohl hinsichtlich der Inhaltsstoffe – u.a. Chlor in unterschiedlichen Bindungsformen, Schwermetall-, Alkali- und Erdalkaliverbindungen, Wasser- und Aschegehalt – als auch hinsichtlich der Stückgröße gekennzeichnet. Diese brennstofftechnischen Eigenschaften haben Einfluss auf das Zünd- und Ausbrandverhalten, die Verschlackungsneigung, das Korrosionspotential und damit letztlich auch auf den Wirkungsgrad des Ersatzbrennstoff-Kraftwerks.

Eine besondere Stärke der zirkulierenden Wirbelschicht ist ihre Flexibilität hinsichtlich des Heizwertbandes und des einsetzbaren Brennstoffspektrums. Fünf der Anlagen mit zirkulierender Wirbelschicht wurden an Standorten von Papierfabriken errichtet, wo sie neben der Energieversorgung zugleich zur Entsorgung der Abfälle aus der Papierproduktion – Rejekte, Spuckstoffe, Papierfaserreststoffe und Schlämme aus der Werkskläranlage – dienen.

Derzeit sind weitere Ersatzbrennstoff-Kraftwerksprojekte bekannt. Der Projektfortschritt und die Realisierungswahrscheinlichkeit der einzelnen Projekte sind sehr unterschiedlich.

2.4.3 Mitverbrennung in Kohlekraftwerken

Der zweitwichtigste Entsorgungsweg für siedlungs- und gewerbeabfallstämmige Ersatzbrennstoffe ist die Mitverbrennung in Braun- und Steinkohlekraftwerken. Ersatzbrennstoffe aus gemischten Siedlungsabfällen und/oder produktionsspezifischen Gewerbeabfällen wurden bisher an mehr als zwanzig Kraftwerksstandorten mit unterschiedlichem Erfolg eingesetzt: An etwa der Hälfte der Standorte wurde – nach kürzerem oder längerem versuchsweisen Einsatz – der erfolgreiche Dauerbetrieb aufgenommen. Es sind jedoch mehrere Fälle bekannt, bei denen es aufgrund gravierender Betriebsprobleme zum Abbruch der Versuche oder des Dauerbetriebs kam.

Als verfahrenstechnische Schlüsselfaktoren, an denen sich der betriebstechnische Erfolg oder Misserfolg eines Mitverbrennungsprojekts grundsätzlich entscheidet, sind die Feuerungstechnik – unvollständiger Ausbrand, Zusammenbruch der Verbrennung – und die Korrosion zu nennen.

Wesentlicher ökologischer Schlüsselfaktor ist die bei erhöhtem Schadstoffeintrag und unzureichender Abscheidung resultierende Emission von Schadstoffen in die Atmosphäre. Dies betrifft insbesondere leichtflüchtiges Quecksilber, aber auch andere Schwermetalle, die gasförmig oder partikelgebunden mit dem Feinstaub emittiert werden, sowie bei Anlagen mit zirkulierender Wirbelschichtfeuerung Chlorwasserstoff.

Schließlich beeinflussen wirtschaftliche Schlüsselfaktoren die Entscheidung über die Realisierung eines Mitverbrennungsprojekts wesentlich oder führen ggf. zur Korrektur der geplanten Substitutionsrate und Ersatzbrennstoff-Qualität. Dies ist zum einen der Nachrüstungsbedarf insbesondere für die Ertüchtigung der Abgasreinigung, der erhebliche Investitionen erfordern kann; vornehmlich bei Anlagen mit zirkulierender Wirbelschichtfeuerung kann die Nachrüstung einer Sorptionsstufe und ggf. einer zweiten Entstaubungsstufe erforderlich sein. Zum anderen kann es bei der Entsorgung der Kraftwerksnebenprodukte wie Grobasche, Flugasche und Gips zu Erlöseinbußen oder zusätzlichen Betriebskosten durch Beeinträchtigung der Qualität und Verwertbarkeit infolge der Anreicherung von Schwermetallen, Verunreinigung mit unvollstän-

dig ausgebrannten Ersatzbrennstoffpartikeln und eingetragenen Störstoffen, Veränderung der chemischen und mineralischen Zusammensetzung sowie der Produkteigenschaften, Verlust der Zertifizierung, etc. kommen.

Die verschiedenen Kraftwerkstypen bieten hinsichtlich der genannten Schlüsselfaktoren in Abhängigkeit von Feuerungssystem/Kohleart sowie Abgasreinigungsanlage, Auslegung und Betriebsweise unterschiedlich günstige Voraussetzungen für die Ersatzbrennstoff-Mitverbrennung.

Die in deutschen Kraftwerken mitverbrannten Mengen an Ersatzbrennstoffen aus gemischten Siedlungsabfällen und produktionsspezifischen Gewerbeabfällen stiegen von schätzungsweise 100.000 Tonnen im Jahr 2004 über etwa 300.000 Tonnen im Jahr 2005 auf etwa 540.000 Tonnen im Jahr 2006 an. Bis Ende 2009 wird eine weitere Zunahme der Einsatzmenge auf etwa 650.000 Tonnen/Jahr erwartet, davon werden etwa 70% auf Braunkohlekraftwerke und etwa 30% auf Steinkohlekraftwerke entfallen.

Während mit der Mitverbrennung von schwierigen Ersatzbrennstoffen aus inhomogenen Siedlungs- und Gewerbeabfällen erst spät begonnen wurde – die ersten Versuche wurden Ende der 90er durchgeführt –, wird die Mitverbrennung sortenhomogener Ersatzbrennstoffe, insbesondere von Klärschlämmen und Papierfaserreststoffen, schon länger praktiziert. Das Umweltbundesamt ermittelte 2004, dass deutschlandweit in 25 Kohlekraftwerken insgesamt etwa 660.000 Tonnen kommunale und industrielle Klärschlamm (Trockenmasse) pro Jahr mitverbrannt wurden. Darüber hinaus werden auch zahlreiche andere Ersatzbrennstoffarten in Kohlekraftwerken mitverbrannt, zum Beispiel Tiermehl, Altholz, Altkunststoffe, beladene Aktivkohle, Farb- und Lackschlämme und Säureharze. Diese Mengen sind jedoch von untergeordneter Bedeutung.

2.5 *Alternative stoffliche und energetische Verwertungsoption*

Einige Abfälle können sowohl rohstofflich als auch energetisch verwertet werden. Beispiele sind Klärschlämme und Bioabfälle.

2.5.1 Klärschlämme

In Deutschland fallen etwa 2 Mio. Tonnen Trockenmasse Klärschlämme pro Jahr an. Bei ihrer Entstehung weisen sie Wassergehalte von 93 – 97% auf. Diesen Schlämmen muss vor ihrer Verwertung durch Stabilisierung, Eindickung, Entwässerung und Trocknung viel Wasser entzogen werden, damit sie für die stoffliche Verwertung in der Landwirtschaft, zur Rekultivierung oder Kompostierung sowie für die energetische Verwertung in Abfall- und Monoverbrennungsanlagen, in Kohlekraft- und Zementwerken geeignet werden.

Klärschlämme stellen sowohl hinsichtlich ihrer Qualität als auch ihrer Quantität ein erhebliches Entsorgungsproblem dar. Ihr Wassergehalt beträgt bis zu 97%. Daher müssen sie für ihre Entsorgung zumindest entwässert, für einige Entsorgungswege getrocknet werden. Zudem enthalten sie erhebliche Mengen an Schwermetallen und zusätzlich pathogene Keime. Das Gesamtaufkommen in Deutschland liegt bei etwa 2 Mio. Tonnen Trockensubstanz pro Jahr. Davon werden nur etwa 600.000 Tonnen/Jahr landwirtschaftlich – also stofflich – verwertet. Der Rest muss thermisch behandelt oder energetisch verwertet werden.

2.5.1.1 Mitverbrennung in Hausmüllverbrennungsanlagen

Kommunale Klärschlämme werden in einigen Hausmüllverbrennungsanlagen mitverbrannt. Dieser Entsorgungsweg hat in den letzten Jahren an Bedeutung verloren.

Ein Grund hierfür sind die Behandlungskosten in diesen Anlagen, so dass deren Betreiber wirtschaftlich nicht mit anderen Verwertungsunternehmen konkurrieren können.

2.5.1.2 Monoklärschlammverbrennungsanlagen

Bei der Monoklärschlammverbrennung werden Klärschlämme in eigens dafür errichteten Anlagen verbrannt. Die Monoverbrennungsanlagen werden meistens auf dem Gelände der Kläranlage betrieben. Das hat für den Betreiber den Vorteil, dass Abwasserbehandlung und Klärschlamm Entsorgung an einem Standort stattfinden, so dass Synergieeffekte genutzt werden können. Klärschlammverbrennungsanlagen werden bei Temperaturen zwischen 850 °C und 950 °C betrieben, wodurch Geruchsemissionen weitgehend vermieden werden können. Bei

Temperaturen über 950 °C kann die Asche versintern. Zur Monoklärschlammverbrennung werden Wirbelschichtöfen, Etagenöfen, Etagenwirbler und Zykloidf Feuerungen eingesetzt. Die Outputströme – feste Sekundärabfälle und Abgasemissionen – hängen von der Qualität des Klärschlammes, der Ofenbauart, der Betriebsweise der Verbrennungsanlage sowie von den nachgeschalteten Abgasreinigungsverfahren ab.

2.5.1.3 Mitverbrennung in Kohlekraftwerken

Die Mitverbrennung von Klärschlamm in Kohlekraftwerken hat einen zunehmenden Stellenwert für die Klärschlamm Entsorgung. Klärschlamm kann in Braunkohle- und in Steinkohlekraftwerken mitverbrannt werden. Feuerungsarten sind hauptsächlich Staub- oder Wirbelschichtfeuerungen. Entwässerter und getrockneter Klärschlamm hat im Vergleich zu Kohle relativ hohe Anteile an mineralischen Bestandteilen von etwa vierzig bis fünfzig Prozent. Entsprechend hoch ist der Aschegehalt, der nach der Verbrennung entsorgt werden muss; auch ist der auf die gesamte Trockenmasse bezogene Heizwert niedrig, er liegt im voll getrockneten Zustand bei 9 – 12 MJ/kg.

In den meisten Kraftwerken hat sich ein Klärschlammanteil von bis zu 5% der Brennstoffmasse bewährt. Die Mitverbrennung dieser Menge kann ohne oder nur mit geringen Problemen bewältigt werden.

2.5.2 Bioabfälle

Das Aufkommen an Bioabfällen liegt bei fast 8 Mio. Tonnen/Jahr, dazu tragen Abfälle aus der Biotonne sowie biologisch abbaubare Garten- und Parkabfälle jeweils etwa zur Hälfte bei.

Bei der Vergärung von Bioabfällen wird Biogas produziert, das energetisch verwertet wird. Die Sekundärabfälle aus diesen Verfahren können stofflich als Bodenverbesserungsmittel oder energetisch nach weiterer Aufbereitung als Ersatzbrennstoffe verwertet werden.

2.6 *Stoffliche und energetische Verwertung in einem Prozess*

Ein Beispiel für die kombinierte energetische und stoffliche Abfallverwertung in einem Prozess ist die Herstellung von Zementklinkern. Hier verbleibt die Asche der Eratzbrennstoffe im Produkt und wird so Bestandteil des Zements.

Im Jahr 2007 waren in Deutschland 56 Zementwerke in Betrieb. Zementklinker wird in Deutschland hauptsächlich nach dem Trockenverfahren in Drehrohröfen mit Zyklonvorwärmer produziert. Öfen mit Rostvorwärmer sind von untergeordneter Bedeutung, Schachtöfen sind mit einem Anteil von nur etwa einem Prozent der Kapazität praktisch bedeutungslos.

2.6.1.1 Sekundäre Rohstoffe

Bei der Herstellung von Portlandzementen werden zunehmend auch sekundäre Rohstoffe eingesetzt, die – wie die natürlichen Rohstoffe – Silicium-, Aluminium-, Eisen- und/oder Calciumoxid als Hauptbestandteile enthalten. Zu den Sekundärrohstoffen zählen zum Beispiel Kalkschlämme aus der Trink- und Abwasseraufbereitung (Ca), Gießereialsande (Si), Rückstände aus der Kohleaufbereitung (Si-Al), Stahlwerksstäube und Walzzunder (Fe) sowie Hüttsande (granulierte Hochofenschlacke) und Flugaschen (Si-Al-Ca). Der Bedarf an Sulfatträgern, die zur Steuerung der Verarbeitungseigenschaften der Zemente dienen, wird zum Teil durch Gips aus Abgasentschwefelungsanlagen gedeckt.

2.6.1.2 Ersatzbrennstoffe

Das Klinkerbrennen ist ein sehr energieintensiver Prozess. Die herkömmlichen Brennstoffe für die Zementindustrie – hauptsächlich Stein- und Braunkohle – wurden seit den 90ern zum Teil durch Petrolkoks substituiert. Das ist die feste Mineralölfraction, die bei der Aufbereitung von Rohöl entsteht und hauptsächlich aus Kohlenstoff mit relativ hohem Schwefelanteil besteht.

Inzwischen werden auch Ersatzbrennstoffe in beträchtlichem Umfang eingesetzt. Ihr Anteil am gesamten Brennstoffenergieeinsatz stieg in den vergangenen Jahren kontinuierlich an, im Jahr 2007 lag er bei 52,5%. Die größten Massenanteile entfielen auf:

- Fraktionen aus Industrie- und Gewerbeabfällen: insgesamt etwa 1,6 Mio. Tonnen/Jahr – darunter Zellstoff/Papier/Pappe, Kunststoffe und sonstige Fraktionen,
- Tiermehle und -fette: 293.000 Tonnen/Jahr,

- Reifen: 289.000 Tonnen/Jahr,
- Klärschlämme: 254.000 Tonnen/Jahr,
- aufbereitete Fraktionen aus Siedlungsabfällen: 186.000 Tonnen/Jahr und
- Lösungsmittel: 100.000 Tonnen/Jahr.

Mit geringeren Anteilen folgen sonstige Ersatzbrennstoff-Arten wie Altöle, Ölschlämme, organische Destillationsrückstände und Altholz.

Insgesamt hat sich die Einsatzmenge an Ersatzbrennstoffen in der deutschen Zementindustrie innerhalb von fünf Jahren in etwa verdoppelt. Ihre Heizwerte weisen mit durchschnittlichen Werten zwischen 4 MJ/kg bei Klärschlamm und 26 MJ/kg bei Altöl und Reifen eine sehr große Spannweite auf.

3 GRENZEN DER ABFALLVERWERTUNG

Die Politik gibt hohe Ziele für die Abfallverwertung vor. Dies schlägt sich in den EG-Richtlinien und daraus abgeleitet in den nationalen Gesetzen nieder. Die Autoren der Abfallrahmenrichtlinie versteigen sich sogar zur Wortschöpfung Recyclinggesellschaft. Vorübergehend wurde in Deutschland auch die Forderung nach der völligen Vermeidung von Deponien erhoben.

Es gibt einen gesellschaftlichen Konsens, dass die stoffliche Abfallverwertung prinzipiell der energetischen Verwertung vorzuziehen ist, wie dies politisch gewollt und auch in den gesetzlichen Vorgaben vorgesehen ist.

Die stoffliche Verwertung ist leicht zu bewerkstelligen, wenn die Stoffe zumindest weitgehend sortenrein vorliegen, wie dies bei getrennt erfassten Fraktionen häufig der Fall ist, z.B. bei Papier, Glas und Schrott (soweit er stofflich vereinzelt vorliegt), aber auch z.B. bei sortenrein erfassten Produktionsabfällen wie bei bestimmten Kunststoffen. In vielen Fällen treten jedoch mehr oder minder große logistische, verfahrenstechnische, wirtschaftliche und rechtliche Hindernisse auf. Dazu können hygienische und ökologische Gründe kommen, die in Einzelfällen gegen die stoffliche Verwertung sprechen.

Der vollständigen Abfallverwertung stehen also ökologische, hygienische, logistische, technische, ökonomische und auch rechtliche Bestimmungen entgegen.

Nicht ökologisch ist ein Verwertungsverfahren, wenn der Ressourcenverbrauch und die Umweltbelastung für das Recyclingverfahren für einen Stoff höher als der Nutzen ist, der durch die Rückgewinnung des betrachteten Stoffs erzielt wird. Weil die Beurteilung des ökologischen Nutzens wegen der Vielzahl und Komplexität der Beurteilungsparameter schwierig ist, wurden für seine Ermittlung zahlreiche Methoden entwickelt, von denen sich die Instrumente Ökoeffizienzanalyse und Ökobilanzen für Einzelfallbetrachtungen bewährt haben.

Primäre Rohstoffe werden in allen Ver- und Bearbeitungsstufen verändert und gemischt, bevor sie zu Abfällen werden, die Bestandteile enthalten können, die bei ihrer Entsorgung – also auch ihrer Verwertung – als Schadstoffe wirken können. Diese Kontaminationen geschehen auch beim Konsum sowie bei der Erfassung und Lagerung der Abfälle.

Es ist nicht das Ziel einer umweltverträglichen Abfallverwertung, dass Schadstoffe endlos im Kreislauf geführt werden. Vielmehr ist es unverzichtbar, in die Vorbereitung der Verwertung Schadstoffsenken einzubauen. Dafür müssen ggf. Verfahren angewendet werden, mit denen Schadstoffe zerstört oder konzentriert und ausgeschleust werden. Organische Schadstoffe werden am besten mit thermischen Verfahren zerstört. Für die Ausschleusung anorganischer Schadstoffe kann die Abfallverbrennung die optimale Lösung darstellen, sofern sie in brennbaren Abfällen enthalten sind. Die meisten der in Verbrennungsanlagen gelangenden, in Abfällen enthaltenen anorganischen Schadstoffe werden in den Sekundärabfällen aus der Abgasbehandlung konzentriert und können unter Tage sicher von der Biosphäre abgeschlossen abgelagert werden. Nicht brennbare und wegen ihres Schadstoffgehalts nicht verwertbare Abfälle müssen auf Deponien abgelagert werden, die entsprechend der Gefährlichkeit der Abfälle zugelassen sind. Daher werden Deponien auch zukünftig unverzichtbare Bestandteile einer verantwortungsbewussten Abfallwirtschaft bleiben.

Wirtschaftliche Faktoren bestimmen ebenfalls Grenzen der Verwertung. Zunächst muss überhaupt ein Markt vorhanden sein oder mit vertretbarem Aufwand geschaffen werden können. Die potentiellen Abnehmer von sekundären Rohstoffen fordern sichere Qualität, Quantität und Kontinuität der Lieferung, insbesondere wenn mit der Übernahme der Abfälle zur Verwertung erhebliche Investitionen verbunden sind.

Abfälle zur Verwertung, die durch technische Verfahren zu sekundären Rohstoffen werden, konkurrieren mit primären Rohstoffen auch über den Preis. In Zeiten niedriger Rohstoffpreise ist dies schwierig, wenn der finanzielle Aufwand für die Herstellung stofflich verwertbarer Recyclingprodukte außer Verhältnis zum erzielbaren Preis steht.

Die Forderungen an die Qualität von Recyclingprodukten sind in zahlreichen Rechtsverordnungen, Normen und Richtlinien geregelt. Ersatzbaustoffe müssen z.B. für ihre Zulassung aufwendige Zulassungsverfahren durchlaufen. Dadurch werden auch zukünftig unüberwindbare Barrieren für die Verwertung nicht vorschriftenkonformer Stoffe errichtet.

Ein weiteres Hindernis kann der Übergang vom Abfall zum Produkt darstellen, weil Recyclingprodukte dann dem Regime von REACH unterfallen können.

Ein Restnutzen kann aus stofflich nicht verwertbaren Restabfällen durch energetische Abfallverwertung gezogen werden. 12% der Stromerzeugung in Deutschland beruht auf alternativen Energieträgern, davon wiederum sechs Prozent auf Abfall.

Bei Abfallverbrennungsanlagen handelt es sich um Kleinkraftwerke, mit denen eine kostengünstige Verstromungstechnik für den Grundlastbereich zur Verfügung steht. 1 Tonne Abfall liefert bei der Verbrennung durchschnittlich 600 kWh Strom, also mehr als ein Durchschnittshaushalt in zwei Monaten verbraucht. Durch die Energieerzeugung einer zweiliniigen Abfallverbrennungsanlage mit einem Durchsatz von 300.000 Tonnen/Jahr kann eine Stadt mit 100.000 Einwohnern mit Strom und Wärme versorgt werden.

2006 wurden in den deutschen Anlagen mehr als 17 Mio. Tonnen Abfälle verbrannt und zur Energieerzeugung genutzt. Dabei wurden 4,62 Mio. MWh Strom sowie 13,72 Mio. MWh Fernwärme ausgekoppelt.

Dank der konstanten Verfügbarkeit der Leistung ist Strom aus Abfall im Vergleich zu Strom aus Wind oder Sonne von deutlich höherer Qualität. Für die Stromerzeugung aus Windkraft ist im Gegenteil dazu keine Disposition möglich. Wegen der wenig exakten Vorhersage des Windes kommt es häufig zu nicht planbaren Leistungsschwankungen von bis zu 100% und von unvorhersehbarer Dauer.

Quo vadis Entsorger? Chancen und Risiken der privaten Abfallwirtschaft

H. Roth & R. Pomberger

Saubermacher Dienstleistungs AG, Graz, Österreich

KURZFASSUNG: Die Wirtschaftskrise stellte die Abfallwirtschaft vor neue Herausforderungen. Überkapazitäten und Preisdruck führen zu starkem Marktdruck. Besonders betroffen waren die Sekundärrohstoffmärkte. Unternehmenskonzentrationen sind eine logische Folge. Rekommunalisierung und Andienungszwänge sind Ausdruck des Bestrebens, die Daseinsvorsorge auf Unternehmen auszuweiten. Die Tendenz der Rekommunalisierung widerspricht der Notwendigkeit und dem Sinn der Daseinsvorsorge. Grenzüberschreitende Abfallverbringung (Import und Export) ist sinnvoll sofern qualitativ hochwertige Anlagen mit Rohstoffen versorgt werden. Wenn inländische Kapazitäten Ländern mit geringen Standards und Entsorgungsproblemen bereitgestellt werden, führt dies zu überregionalen Verbesserungen der Umweltsituation. Herausforderungen der Zukunft sind neue gesetzliche Anforderungen und das politische Ziel der Recyclinggesellschaft. Chancen der österreichischen Entsorgungswirtschaft bestehen insbesondere in CEE- und SEE-Ländern und bei der Schaffung von „Green jobs“, wobei ein starker Heimmarkt eine Voraussetzung darstellt. Entsorger werden immer mehr zu Versorgern für die Industrie. Verschiedene Zukunftsszenarien zeigen mögliche Zukunft(en) auf. Die Vision einer erfolgreichen zukünftigen Abfallwirtschaft ist ein Kooperationsmodell der zentralen Akteure (Kommunen, Systeme, Entsorger, Industrie).

1 EINLEITUNG

Externe Faktoren wirken derzeit massiv auf die Entwicklung der Abfallwirtschaft. Die Wirtschaftskrise führte zu einer starken Beeinflussung der Rohstoffmärkte und dadurch in weiterer Folge der Sekundärrohstoff- und Abfallmärkte. Zusätzlich zeigte sich in verschiedenen Branchen ein massiver Rückgang der Abfallmengen. Besonders in der produzierenden Industrie und im Automotive-Bereich gab es Mengeneinbrüche im 4. Quartal 2008 und im ersten Quartal 2009 von bis zu 50%. Die Auswirkungen auf private Entsorgungsunternehmen, die gerade in entwickelten Abfallwirtschaftssystemen mit hohem Recyclinganteil tätig sind, waren gravierend und führten auch zu Marktvereinigungen. Nischenplayer, Unternehmen mit breiter Dienstleistungspalette und guter Kostenstruktur, konnten diese Herausforderungen am besten meistern. Aufbauend auf einer Darstellung der aktuellen sowie zukünftigen Herausforderungen im Bereich der Entsorgungsbranche werden Kriterien für eine erfolgreiche Krisenbewältigung dargestellt und diskutiert. Ein Ausblick auf die Abfallwirtschaft im Jahr 2020 zeigt Möglichkeiten auf, unsere Zukunft gemeinsam zu gestalten.

2 AKTUELLE HERAUSFORDERUNGEN

Das Wissen, dass Abfall eine wertvolle Ressource darstellt, wandelte den ursprünglich beseitigungs- und logistikorientierten Abfallmarkt in einen immer komplexer werdenden mittlerweile reifen Markt. Setzte man zunächst bei der Deponierung von Abfällen und später beim Vorsorgeprinzip an, so steht heute das Ressourcenmanagement von Rohstoffen, Energie und Deponieraum im Zentrum (Gelbmann & Klampfl-Pernold 2010).

Der Übergang zur Reife, in dem sich die Abfallwirtschaftsbranche Österreichs derzeit befindet, wird hinsichtlich der Wettbewerbsstruktur der Branche von einigen relevanten Veränderun-

gen begleitet. Angefangen bei einem verlangsamten Wachstum, das sich auch in einem stärkeren Wettbewerb um Marktanteile niederschlägt, der Konzentration der Wettbewerber auf Kosten und Service, dem notwendigerweise vorsichtigeren Ausbau von Kapazitäten und Personal, der schwierigeren Ausgangslage zur Entwicklung von neuen Produkten, Dienstleistungen und Anwendungen, der Zunahme des weltweiten Wettbewerbs bis hin zum zeitweisen bzw. dauerhaften Sinken der Branchengewinne, werden wir vor ernstzunehmende Herausforderungen gestellt. Soweit diese frühzeitig erkannt werden, sind wir in der Lage nicht nur auf zukünftige Entwicklungen passiv zu reagieren, sondern können diese auch aktiv mitgestalten. Dabei muss auch Raum für Zweifel gelassen werden, ob bisherige Lösungsansätze oder aktuelle Entwicklungen wirklich der Weiterentwicklung der Abfallwirtschaft und den übergeordneten abfallwirtschaftlichen Zielen dienen.

2.1 Überkapazitäten, Preisverfall und Marktdruck

Ausgelöst durch die Wirtschaftskrise kam es zu Überkapazitäten im Anlagenbereich. Der daraus resultierende Preisverfall führte zu einem starken Marktdruck und damit zu stärker werdenden wirtschaftlichen Problemen in weiten Teilen der Branche. Überkapazitäten belasten aber nicht nur in Österreich die Abfallwirtschaftsbranche. In Deutschland wird bereits eine konsequente Planung der Anlagenkapazitäten diskutiert, die auch Anlagenschließungen beinhalten können, um die Überkapazitäten in Grenzen zu halten. Es bestehen Befürchtungen, dass die Anlagenbetreiber ansonsten mit Abfallimporten reagieren könnten und Deutschland zur „Müllverbrennungsanlage Zentraleuropas“ wird (DSD 2009).

Der Preisverfall trifft die stoffliche Verwertung von Abfällen mit besonderer Härte. Sortieranlagen mussten hierbei auf der Inputseite mit sinkenden Mengen und Erlösen zurecht kommen. Zusätzlich brachen Absatzmärkte teilweise komplett zusammen und so konnten auf der Outputseite die aufbereiteten Sekundärrohstoffe vielfach nicht mehr abgesetzt werden und es mussten mehrfach teure Zwischenlager aufgebaut werden (Alwast 2009).

Dem steigenden Marktdruck konnten nicht alle Marktteilnehmer standhalten. Es kam in weiterer Folge vielfach zu Marktkonzentrationen. Mit der übrig bleibenden aber stärker werdenden Konkurrenz kommt es allerdings auch zu einer Optimierung von Prozessen und Systemen. Entsorgungsunternehmen mit zukunftsorientierter Strategie, gutem Kostenmanagement, breiter Produkt- und Dienstleistungspalette und angemessenem Risikomanagement werden aus diesen Entwicklungen gestärkt herausgehen und durch Zukäufe wachsen können.

2.2 Rekommunalisierung und Andienungszwang

Auch die Abfallwirtschaft muss sich die Frage stellen, welche Rolle staatlichen Stellen zukommt (Kommission 2003). Der Umgang mit der Aufgabe der Daseinsvorsorge ist hierbei von zentraler Bedeutung. Dabei geht es um eine Grundversorgung im Sinne der staatlichen Aufgabe zur Bereitstellung der für ein würdiges menschliches Dasein notwendigen Güter und Leistungen (Binder 2009). Inwieweit die Befriedigung bestimmter Bedürfnisse eine gemeinschaftliche Aufgabe der Daseinsvorsorge darstellt, ist unter den jeweiligen Rahmenbedingungen zu diskutieren. Dass die Sammlung und Behandlung von Siedlungsabfällen aus Haushalten (Hausmüll) und der Anschlusszwang für Haushalte an die kommunal organisierte Abfallsammlung im Sinne der Daseinsvorsorge berechtigt ist, ist auch für die private Entsorgungswirtschaft akzeptabel. Das Argument der Daseinsvorsorge geht aber bei gewerblichen und industriellen Abfällen ins Leere. Funktionierende Entsorgung wird durch das privatwirtschaftliche Zusammenspiel der Unternehmen als Abfallerzeuger und der Entsorgungsunternehmen als Dienstleister sichergestellt. Die Notwendigkeit diesen Bereich staatlich zu lenken, würde dann bestehen, wenn nur durch Zwangsmaßnahmen die Ziele der Abfallwirtschaft erreicht werden könnten. Dies ist offensichtlich nicht der Fall. Die ökonomischen Mechanismen funktionieren und führen dazu, dass die Unternehmen die Art, den Umfang und die Qualität ihrer Entsorgung am Markt zu von ihnen beeinflussbaren Konditionen selbst beschaffen.

Die Tendenz zur Rekommunalisierung könnte für die private Entsorgungswirtschaft problematisch werden. Gerade die von der EU geforderte Weiterentwicklung unserer Gesellschaft zu einer „Recyclinggesellschaft“ (vgl. Kapitel 3.2) und die Forderungen der durch die EU-Abfallrahmenrichtlinie beschlossenen, neuen Abfallhierarchie könnten durch eine derartige

Tendenz behindert werden. Aufgrund der unterschiedlichen Positionen von Kommunen und Politik sind neue Formen der Partnerschaft zu suchen. Das Argument der Daseinsvorsorge ist für Abfälle aus Haushalten durchaus sinnvoll. In Bezug auf Abfälle aus Industrie und Gewerbe und für Abfälle, die internationale Märkte haben, ist dieses allerdings nicht zutreffend. Daseinsvorsorge ist hier einfach nicht notwendig!

Die steirische Abfallwirtschaft war immer ein Beispiel für partnerschaftliche Zusammenarbeit zwischen Gemeinden und privaten Entsorgern. Die Qualität der Entsorgungsleistung wurde bereits mehrfach unter Beweis gestellt und die Entsorgungssicherheit stand selbst in Zeiten der Wirtschaftskrise außer Frage. Selbst Ende 2008, als die Sekundärrohstoffmärkte quasi zusammenbrachen, wurde durch die Entsorgungsunternehmen die Abnahme von Altpapier, Kunststoffen oder metallhaltigen Abfällen aufrechterhalten. Langfristige Abnahmeverträge mit der Industrie und Zwischenlagermöglichkeiten überbrückten diese schwierige Zeit ohne die Entsorgungssicherheit zu gefährden. Im Gegensatz zu Einzelfällen in Deutschland trugen die österreichischen Entsorgungsunternehmen wesentlich zur Entsorgungssicherheit und zur Stabilität der kommunalen Entsorgung bei. Um die Entsorgung der Haushalte im Sinne der Daseinsvorsorge zu sichern, braucht es auch in Zukunft die partnerschaftliche Zusammenarbeit von Kommunen und privaten Entsorgern, um die Aufgaben günstig, effektiv und qualitativvoll zu erfüllen (Roth 2009).

2.3 Grenzüberschreitende Verbringung

Die Industriestaaten waren bereits früh darum bemüht, Umweltdumping im Bereich der Abfallentsorgung zu verhindern. Dazu gab es eine Reihe von OECD-Ratsbeschlüssen und auf globaler Ebene trat die Basler Konvention über die grenzüberschreitende Abfallverbringung in Kraft. Auf EU-Ebene wird die Abfallkontrolle einheitlich durch die EU-Verbringungsverordnung 259/93/EWG geregelt (BMLFUW 2006).

Trotzdem sind Abfallexporte und -importe immer wieder ein sehr kontroversiell und emotional diskutiertes Thema, das auch seinen Weg in die Medien und die politische Diskussion gefunden hat. Die Bevölkerung als eine der wichtigsten Anspruchsgruppen der Abfallwirtschaft wird zunehmend mit der Thematik der Sammelaktivitäten informeller Personengruppen konfrontiert. Hierbei werden großteils Elektro-, Elektronikaltgeräte sowie Sperrmüll von nicht autorisierten Personen in abfallwirtschaftlich hoch entwickelten Ländern gesammelt und in Länder mit niederen Standards verbracht (Lange & Bilitewski 2010). Dies erfolgt außerhalb des rechtlichen Rahmens, dem die kommunale und private Abfallwirtschaft unterliegen. Eine Verstärkung dieser Aktivitäten ist zu bemerken und könnte zu wachsenden Problemen führen. Steigender Wertstoffabfluss unter dem Titel „Reuse“ außerhalb der gesetzlichen Rahmen der österreichischen Abfallwirtschaft ist sicher nicht im Sinne der kommunalen und privaten Entsorgungsunternehmen. Abschreckendes Beispiel dafür ist der aktuelle Abfluss von Altautos aus Österreich, die als „funktionsfähige Kraftfahrzeuge“ durch Privatpersonen ins Ausland verbracht werden. Den österreichischen Shredderbetrieben und der Industrie gehen dadurch große Mengen an Rohstoffen verloren. Die gesetzlichen Regelungen zur Trockenlegung und ordnungsgemäßen Verwertung (Einhaltung von Recyclingquoten) werden umgangen (Kletzmaier 2010).

Anders stellt sich die Situation im Bereich der geordneten grenzüberschreitenden Abfallverbringung und Kooperation mit internationalen Verwertungsspezialisten sowie die regionale grenzüberschreitende Anlagenbelieferung dar. Dabei macht die grenzüberschreitende Abfallverbringung speziell in Grenzregionen oft Sinn. Als Beispiel sei die sinnvolle Nutzung von Verwertungslösungen in der Region Südsteiermark/Slowenien genannt. Sowohl Abfallimporte als auch -exporte zu spezialisierten Abfallbehandlungsanlagen machen in diesem zusammenwachsenden Wirtschaftsraum Sinn. Die Grenzen sollten dabei keine hindernde Barriere darstellen. Eine zu starke Reglementierung für diesen Bereich verhindert oder erschwert somit ökologische und ökonomisch sinnvolle Abfalllösungen. Der Europäische Gerichtshof befürwortet zwar die Beschränkungen hinsichtlich der grenzüberschreitenden Beseitigung bestimmter Abfälle, stellt aber auch in Bezug auf deren Verwertung hohe Anforderungen (EuGH, Slg. 1998, I-4075 – Dusseldorp). Im Bereich der grenzüberschreitenden Verwertung von Abfällen ist die Problematik unter dem Gesichtspunkt der Warenverkehrsfreiheit und ihrer speziellen Ausprägung im Abfallsektor zu diskutieren.

Durch den Rückgang von Abfallmengen für die Verbrennung und den Ausbau von thermischen Behandlungsanlagen entstanden Überkapazitäten. Wenn die österreichischen Verbrennungsanlagen höchsten technischen Standard aufweisen, was außer Zweifel steht, wäre es absolut sinnvoll aus Ländern mit niedrigerem Umweltstandard oder Kapazitätsproblemen gezielt Abfälle zur Verbrennung zu übernehmen. Der Abfallimport mag politisch angreifbar sein, sachlich betrachtet ist er aber bei überregionaler Bewertung eine Umweltverbesserung. In einigen europäischen Ländern bestehen Entsorgungsprobleme bei Siedlungsabfällen (z.B. diverse Regionen in Italien) und Unterkapazitäten bei Deponien und Verbrennungsanlagen. Österreichische Anlagen könnten für diese Länder Entsorgungsprobleme lösen, die Gesamtemissionssituation verbessern und im Inland ökonomische Vorteile durch verbesserte Auslastung erreichen. Sinnvoller Abfallimport verträgt sich allerdings nicht mit restriktiver Handhabung des Exportes. Abfallexporte zu Verwertungsanlagen durch restriktive gesetzliche Regeln oder Verwaltungspraxis zu verhindern, würde sich nicht mit der Idee eines eher liberalen Mengenaustausches vertragen.

2.4 Einfluss der Rohstoffmärkte

Der Einfluss der Rohstoffmärkte auf die Abfallwirtschaft eines Landes ist vor allem in abfallwirtschaftlich hoch entwickelten Ländern mit hohen Recyclingquoten Realität. Unternehmen, die in Ländern wie Österreich, Deutschland und der Schweiz tätig sind haben dadurch die Wirtschaftskrise viel stärker zu spüren bekommen, als dies in Ländern mit hohem Deponieanteil der Fall war. Sekundärrohstoffe mit einer hohen Korrelation zu den Primärrohstoffen (z.B. Metalle, Altpapier und Kunststoffe) waren von den Entwicklungen der Wirtschaftskrise besonders betroffen, während andere Sekundärrohstoffe mit einer mittleren bis geringen Korrelation zu den jeweilig substituierten Primärrohstoffen (z.B. Altöl, Lösemittel und Ersatzbrennstoffe) sich weiter positiv entwickeln konnten (Klampfl-Pernold et al. 2010).

3 ZUKÜNFTIGE HERAUSFORDERUNGEN

Bei all den brisanten aktuellen Herausforderungen dürfen wir nicht darauf vergessen, dass wir mit unseren Handlungen und Entscheidungen auch die Zukunft gestalten können. Es gilt somit die Herausforderungen der Zukunft vorauszudenken, um gemeinsam die Chancen und Risiken zu nutzen.

3.1 Umsetzung neuer gesetzl. Rahmenbedingungen

Die Umsetzung der neuen gesetzlichen Rahmenbedingungen (EU-Abfallrahmenrichtlinie, AWG, etc.) führen zu einer Neuausrichtung der österreichischen Abfallwirtschaft und bilden eine Basis für die zukünftige Entwicklung der Branche. Die hohen Ansprüche der neuen Abfallrahmenrichtlinie sind erst in wenigen Ländern als weitgehend erfüllt zu bezeichnen. Vielmehr stehen den meisten Ländern noch lange Entwicklungsprozesse bevor. Für Entsorgungsunternehmen ergeben sich dadurch sowohl Chancen als auch Risiken.

Die Notwendigkeit von Regeln und Reglementierungen durch Umweltschutzmaßnahmen ist unbestreitbar. Trotzdem muss bereits Erreichtes kritisch hinterfragt und überprüft werden (Thomé-Kozmiensky 2009). Zum einen darf nicht vergessen werden, dass gesetzliche Regelungen die Existenzberechtigung der abfallwirtschaftlichen Tätigkeit sind. Zum anderen stellt sich ab einer derart hohen Regelungsichte aber auch die Frage nach einer eventuellen Überreglementierung (z.B. Aufwand und Nutzen des Elektronischen Daten Managements EDM). Gerade im Abfallwirtschaftsbereich ist die Kontrolle der gesetzlichen Regelungen von überaus großer Bedeutung. Ist diese nicht mehr gewährleistet, muss die Sinnhaftigkeit von Regelungen hinterfragt werden. Die Gefahr der Gesetzesinflation als Ausdruck eines schwach pulsierenden Rechtslebens ist jedenfalls zu bekämpfen.

Darüber hinaus sind auch die bisherigen Rollenverteilungen zwischen privater und kommunaler Abfallwirtschaft zu überdenken und unter Umständen neu zu definieren. Bestimmte Dienstleistungen und Geschäftsmodelle (z.B. PPP-Modelle) und die Rolle der privaten Wirtschaft als Anlagenbetreiber für Recycling und sonstige Verwertung sind zukünftige Schwerpunkte der Entsorgungsunternehmen.

3.2 Weiterentwicklung zur Recyclinggesellschaft

Die Zielsetzung der neuen EU-Abfallrahmenrichtlinie ist allen voran die Erreichung einer sog. Recyclinggesellschaft (RL 2008/98/EG). Die fünfstufige Abfallhierarchie stellt hierbei eine zentrale Forderung der EU dar und forciert den Lebenszyklusansatz innerhalb der europäischen Abfallgesetzgebung. Im Fokus steht die Verringerung der ökologischen Folgen von Abfallerzeugung und -bewirtschaftung über den gesamten Lebenszyklus.

Als zentrale Herausforderung wird die Umsetzung der neuen fünfstufigen Abfallhierarchie in der Praxis stehen. Erst durch eine sinnvolle und adäquate Umsetzung auf Bundesebene wird sich zeigen, ob die stärkere Verankerung des Lebenszyklusgedankens und die Betonung des Recyclinggedankens den gewünschten Effekt haben werden.

Österreich stellt sich gerne als das Umweltmusterland dar und hebt die hohen Sammel- und Recyclingquoten in der Abfallwirtschaft hervor. Auch die Wirtschaftskrise konnte daran nichts ändern, die Sammelleistung der österreichischen Bürgerinnen und Bürger ist ungebrochen. Die Sammelmengen des ARA-Systems lagen im Vergleich zu 2008 auf einem konstanten Niveau und im Bereich der Kunststoffe und dem Altglas konnten sogar leichte Anstiege verzeichnet werden (ARA 2010). Dieses Ergebnis konnte vor allem deshalb erzielt werden, weil man sich nicht auf den Lorbeeren der Vergangenheit ausgeruht hat, sondern auf die Zeichen des Marktes rechtzeitig reagiert hat. Es liegt in der Verantwortung der gesamten Abfallwirtschaftsbranche, die Entsorgung sicherzustellen und die gesammelten Abfälle einer sinnvollen Verwertung zuzuführen.

Wenn wir Abfälle zunehmend als Rohstoff sehen, dann müssen wir zukünftig auch verstärkte Aktivitäten setzen, um die Rohstoffpotentiale in geeigneten Abfallströmen zu nutzen. Die gezielte Förderung von stofflicher Verwertung und besonders energieeffizienten Verfahren kann die Ziele der Recyclinggesellschaft unterstützen. Insbesondere das Rohstoffpotential von gemischten Gewerbeabfällen wird durch gemeinsame Sammlung mit kommunalen Siedlungsabfällen (Hausmüll) nicht effizient genutzt. Die getrennte Sammlung und Behandlung von Siedlungsabfällen aus Gewerbe/Industrie und kommunalen Siedlungsabfällen aus Haushalten hat positive Auswirkungen auf Ressourcennutzung, Energieeffizienz und Klimaschutz. Dies wurde durch die KRIGEZ-Studie der TU Wien eindrucksvoll am Beispiel der Steiermark nachgewiesen (Laner, Brunner 2008). Die verbesserte Nutzung von Gewerbeabfällen durch Nachsortierung um recyclingfähige Teilströme zu gewinnen aber auch die energetische Nutzung als Ersatzbrennstoff für die Industrie wären konkrete Beiträge zur Entwicklung der Recyclinggesellschaft.

3.3 Weiterentwicklung der AW in CEE- und SEE-Ländern

Gerade die österreichischen Entsorger sind in den Zentral- & Osteuropa (CEE) -und Süd- & Osteuropa (SEE)-Ländern stark engagiert. Risiken durch makroökonomische Faktoren und politisches Umfeld stehen Chancen bei der nötigen Weiterentwicklung der dortigen Abfallwirtschaft gegenüber.

Die privaten Unternehmen der österreichischen Abfallwirtschaft übernehmen in diesem Zusammenhang eine wichtige Multiplikatorrolle, indem Sie ihr angesammeltes Know-How aus dem Inland in ausländische Märkte tragen, nutzbringend anwenden und Anderen zur Verfügung stellen. Diese Multiplikatorwirkung unterscheidet die private von der kommunalen Abfallwirtschaft. Private Entsorgungsunternehmen wollen, ja müssen expandieren und neue Märkte aufbauen. Dabei sind sie einem hohem Wettbewerb ausgesetzt, der sie zu effizientem Wirtschaften und Innovationen zwingt. Um dieser Rolle allerdings gerecht werden zu können, benötigt die private Abfallwirtschaft einen starken Heimmarkt, denn erst die Erfolge im Inland sind der Motor für die Erfolge im Ausland.

Die Weiterentwicklung der Abfallwirtschaft in den CEE- und SEE-Ländern kann auch unter der Wahrnehmung unserer gesellschaftlichen Verantwortung gesehen werden. Unseren hohen Standard im technischen Bereich und hinsichtlich der stofflichen und thermischen Sammel- und Verwertungsquoten wollen wir auch EU-weit erreichen und forcieren. Die heimische Entsorgungsbranche trägt mit ihrer Exporttätigkeit zu einer nachhaltigen Entwicklung in den europäischen Mitgliedsstaaten bei. Durch den Spielraum und die Entfaltungsmöglichkeiten in Österreich, ist der Erfolg der österreichischen Abfallwirtschaftsunternehmen erst möglich geworden.

Die partnerschaftliche Zusammenarbeit zwischen Kommunen und Privaten ist somit unabdingbar und zieht weitere Kreise und eine positive Entwicklung auf globaler Ebene nach sich.

Das Wachstum heimischer Entsorger im Ausland hat Auswirkungen auf die Beschäftigungssituation im Inland. Die sog. „Green jobs“, die gerade auch bei privaten Entsorgungsunternehmen entstehen, werden durch die Aktivitäten in anderen Ländern aufgebaut und gesichert. Die Zentralen der erfolgreichen österreichischen Entsorger befinden sich in Österreich. Konzernsteuerung aber auch F&E sichern diese Arbeitsplätze. Die weitere internationale Expansion wird das Entstehen von zusätzlichen „Green jobs“ fördern.

3.4 Vom Entsorger zum Versorger

Abfall entwickelt sich immer stärker zu einer wichtigen Rohstoffquelle. In dieser Entwicklung wird die Abfallwirtschaft „zunehmend eine Branche werden, die den steigenden Bedarf an Rohstoffen decken wird“ (Faustich 2008).

Die Abfallwirtschaft nimmt in abfallwirtschaftlich weit entwickelten Ländern eine Mediationsrolle ein, die Abfallanfall und Ressourcenbedarf durch Qualitäts- und Mengenmanagement im Gleichgewicht hält. Damit nehmen wir auch unsere Verantwortung in der Lösung des Grundkonflikts zwischen ökonomischer Expansion und ökologischer Begrenzung wahr (Sachs 2008). Zusätzlich übernimmt die Abfallwirtschaft auch eine Transformationsrolle, indem die zwangsläufig anfallende Vielfalt an Abfallarten zu bestimmten definierten und verwertbaren Qualitäten zusammengefasst werden. Je nach beliefierter Verwertungs- oder Beseitigungsanlage können Abfallströme produziert werden, die die geforderten Qualitäten erreichen. Die Komplexität auf der Inputseite (Kunden) wird auf der Outputseite (Verwerter) reduziert.

Entsorger werden dabei immer mehr zu Versorgern für die Industrie, die auch Mengen abpuffern und Qualitäten steuern. Gezieltes Stoffstrommanagement ist eine Entwicklung der letzten Jahre und bringt einerseits Entsorgungssicherheit für Kunden und sichert andererseits die Versorgung der Rohstoffverbraucher. Ein gutes Beispiel hierfür ist die Versorgung von Zementwerken mit Ersatzbrennstoffen (EBS). Die Rolle der Entsorgungswirtschaft ist die Bereitstellung der Rohstoffe (Abfall), die Vorbehandlung dieser Abfälle sofern erforderlich, die Produktion des geeigneten EBS, die Lagerhaltung und die bedarfsgerechte Versorgung der Zementwerke.

4 GEMEINSAM DIE ZUKUNFT GESTALTEN

Abschließend erfolgt, aufbauend auf den dargestellten gegenwärtigen und zukünftigen Herausforderungen, eine Prognose der Abfallwirtschaft 2020 aus Sicht des erfolgreichen Entsorgungsunternehmers. Die Zukunft genau vorhersehen zu wollen ist unseriös. Wir können aber auf der Basis unterschiedlicher Prämissen und Erwartungen sehr wohl Überlegungen anstellen, die uns erlauben mögliche Szenarien („Zukunft(en)“) zu definieren. Im Rahmen eines gemeinsamen Forschungsprojektes mit der KF Universität Graz wurden mit qualitativen und quantitativen Methoden mögliche Entwicklungen ausgearbeitet (Klampfl-Pernold 2009). Eine Auswahl wird nachstehend kurz dargestellt:

- Szenario Worst-Case: Durch eine kurze aber starke Rezession verlieren ökologische Themen wie der Klimaschutz oder die Nachhaltige Entwicklung massiv an Bedeutung. Die Lösung ökologischer und sozialer Probleme wird nach hinten verschoben, da diese nur als Belastung der Wirtschaft angesehen werden. Emissionsgrenzwerte erfahren eine Nivellierung auf ein EU-Niveau, das zu Wettbewerbsverzerrungen führt, da die bisherigen Investitionen inländischer Unternehmen in Umweltschutzmaßnahmen keinen Wettbewerbsvorteil mehr bringen. Innovationen werden vom Markt nicht belohnt, die stoffliche Verwertung wird aufgrund vergleichsweise geringer Primärrohstoffpreise weniger attraktiv und es kommt zu Marktberäuberungen, die nur jene Unternehmen überleben, die die nötige Effizienz erbringen, um mit aufkommenden alternativen Energien konkurrieren zu können. Für die Unternehmen der Abfallwirtschaftsbranche steht die Bewältigung des schwierigen wirtschaftlichen Umfeldes im Zentrum, wobei die Kostenreduktion im Vordergrund steht.
- Szenario Neue Sammelsysteme und alternative Energie: Das Aufkommen neuer Sammelsysteme im Bereich der Abfallwirtschaft steht bei diesem Szenario im Zentrum der Betrachtung.

tung. Bereits Erreichtes wird erfolgreich fortgeführt wobei der Bereich der stofflichen Verwertung aufgrund der effizienten Umsetzung neuer und den Rahmenbedingungen entsprechend angepassten Sammelsystemen stark ausgebaut werden kann. Die hohen Energie- und Rohstoffpreise gepaart mit einer hohen Korrelation zu den entsprechenden Sekundärrohstoffmärkten bieten ein positives Investitionsklima. Unter diesen Rahmenbedingungen ist auch die EU bestrebt, von der rechtlichen Seite her ein ökologisch sinnvolles und vor allem nachhaltiges System zu forcieren, das in weiterer Folge auch zu einer hohen Akzeptanz seitens der Gesellschaft führt.

- Szenario Optimistisches Wirtschaftsumfeld: Mit Abklingen der Wirtschaftskrise stabilisieren sich die Energie- und Rohstoffpreise wieder und erreichen bald die üblichen Steigerungsraten. Die steigenden Rohstoffpreise führen zu einem effizienteren Umgang mit den Rohstoffen und es besteht der Anreiz nicht so viel Abfall zu produzieren und Ressourcen in effizienter Weise einzusetzen. Der Abfallmarkt ist als stabil zu bezeichnen, auch wenn Neuinvestitionen mit einer gewissen Vorsicht in Angriff genommen werden. Der Trend hin zu industriellen Anlagen ermöglicht die Steigerung des Wirkungsgrades und den effizienteren Umgang mit der Vermeidung schädlicher Emissionen. Das hohe Preisniveau steigert jene Mengen, die in die thermische und vor allem in die stoffliche Verwertung gehen. Klassische Müllverbrennungsanlagen, die in erster Linie der Beseitigung von Abfällen dienen, geraten hierbei zunehmend in Bedrängnis. Effiziente Anlagennetze, die Abfälle entsprechend ihres Energie- und Rohstoffpotentials in die jeweiligen Verwertungswege führen, sind für die Zukunft bestens aufgestellt.

Es liegt in der Rolle des Unternehmers, dass mittelfristig positive Zukunftsentwicklungen erwartet werden. Die Zukunft liegt nicht in der Konfrontation sondern in der Kooperation der abfallwirtschaftlichen Marktteilnehmer. Ein Kooperationsmodell in dem jeder seine Rolle spielt und seine Stärken ausspielen kann, muss entwickelt werden. Nur die Kooperation der wesentlichen Akteure (Kommunen, Systeme, Entsorger, Industrie) führt zur Weiterentwicklung des komplexen Systems Abfallwirtschaft. Besondere Bedeutung in diesem Kooperationsmodell haben die folgenden Elemente:

- Public-Private-Partnerships (PPP-Modelle), in denen Kommunen und Wirtschaft ihre Stärken gemeinsam nutzen.
- Betreibermodelle, in denen Entsorgungsunternehmen Abfallbehandlungsanlagen für Industrie oder Kommunen betreiben.
- Langfristige Rohstoffversorgungspartnerschaften mit der Industrie, um Entsorgungssicherheit für die Kunden zu gewährleisten.
- Lösung des Konfliktes um die Daseinsvorsorge und die Abgrenzung der Rollen zwischen privater und kommunaler Entsorgungswirtschaft.
- Export der erfolgreichen österreichischen Entsorgungswirtschaft nach CEE und SEE als Beitrag zur umweltgerechten Entwicklung dieser Länder.
- Nutzung freier Kapazitäten inländische Behandlungsanlagen durch Import von Abfallströmen aus Ländern mit Entsorgungsproblemen.
- Aufbau kooperativer Verwertungsnetzwerke durch gezielte Zusammenarbeit von Abfallbehandlungsanlagen.
- Partnerschaft mit Sammelsystemen, um ressourcenorientierte und energieeffiziente österreichische Verwertungslösungen auszubauen.

Die Verwirklichung dieser Ansätze ist derzeit noch eine Vision. Die Akteure der österreichischen Abfallwirtschaft haben aber in den letzten Jahrzehnten eines der erfolgreichsten Abfallwirtschaftssysteme der Welt geschaffen. Die Fortsetzung dieses erfolgreichen Weges könnte, bei gutem Willen aller Akteure, unsere Vision der Abfallwirtschaft 2020 möglich machen.

5 ZUSAMMENFASSUNG

Die Österreichische Abfallwirtschaft steht vor einer Reihe ernstzunehmender Herausforderungen. Die Chancen und Risiken die dabei entstehen sind partnerschaftlich in Form von Koopera-

tionen aller beteiligten Akteure zu meistern. Bei all dem Wettbewerb, dem Kampf um Marktanteile und dem steigenden Marktdruck dürfen wir nicht das Ziel der Abfallwirtschaft, nämlich den Schutz von Mensch und Umwelt, außer Augen verlieren. Wir haben eine gesellschaftliche Verantwortung im Sinne derer auch Raum für Zweifel gelassen werden muss, ob bisherige Lösungsansätze oder aktuelle Entwicklungen wirklich der Weiterentwicklung der Abfallwirtschaft und den übergeordneten abfallwirtschaftlichen Zielen dienen. Lösungsansätze, die noch vor einigen Jahren undenkbar gewesen sein mögen, müssen vor dem Hintergrund veränderter Rahmenbedingungen sowie im regionalen und globalen Kontext diskutiert werden. Die Weiterentwicklung der Abfallwirtschaft ist nur in der Kooperation der Akteure (Kommunen, Systeme, Entsorger und Industrie) denkbar. Partnerschaftliche Zusammenarbeit und Kooperationsprojekte werden somit auch langfristig den gewünschten Erfolg nach sich ziehen.

LITERATUR

- Alwast, H. (2009) *Überkapazitäten belasten den Markt*. In: RECYCLING magazin 10/2009. Online im WWW unter URL: http://www.recyclingmagazin.de/rm/download_file.asp?PATH=%2F!Dateien%2FNewsFiles%2F&FILE=090518_alwast.pdf. Stand Juli 2010.
- ARA (2010) *Pressemitteilung – Sammelleistung der Österreicher trotz Krisenjahr ungebrochen*. Online im WWW unter URL: <http://www.ara.at/presse/archiv/presseaussendungen-2010/bilanz09/>. Stand Juli 2010.
- Binder, P. (2009) *Über den Stellenwert kommunaler Daseinsvorsorge*. Online im WWW unter URL: <http://blogs.webzeilen.net/zeilen/2009/04/27/uber-den-stellenwert-kommunaler-daseinsvorsorge/>. Stand Juli 2010.
- BMLFUW (2006) *Bundes-Abfallwirtschaftsplan 2006*. Wien: Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft.
- Der Grüne Punkt – Duales System Deutschland (DSD) GmbH (2009) *Überkapazität bei der Müllverbrennung – Anlagen nicht mehr ausgelastet*. In: punkt 01/2009. Online im WWW unter URL: http://www.gruener-punkt.de/fileadmin/user_upload/Seiteninhalt/Dateien/pdfs/punkt_1_09.pdf. Stand Juli 2010.
- Faulstich, M. (2008) Abfallwirtschaft im Sinne des Wortes. In: *Müll und Abfall* 11/2008, 545.
- Gelbmann, U. & Klampfl-Pernold, H. (2010) *Nachhaltige Abfallwirtschaft als inter- und transdisziplinäre Aufgabe*. In: Lenz, W. (Hrsg.) *Interdisziplinarität – Wissenschaft im Wandel*. Beiträge zur Entwicklung der Fakultät für Umwelt-, Regional- und Bildungswissenschaft. Wien: Löcker Verlag.
- Klampfl-Pernold, H. (2009) *Szenarioset für die Abfallverbrennung in Österreich*. Studie im Auftrag der Saubermacher Dienstleistungs AG. Graz.
- Klampfl-Pernold, H., Pomberger, R. & Schmidt, G. (2010) *Das Kapazitätenmodell zur Markteinschätzung von Sekundärrohstoffen*. In: Lorber, K.E. et al. (Hrsg.) *DepoTech 2010*, Tagungsband zur 10. DepoTech-Konferenz, Montanuniversität Leoben, Österreich, 3. – 5. November 2010, IAE-Eigenverlag.
- Kletzmaier, W. (2010) *Rohstoffsicherung – Wie kann der „Abfluss“ von Metallen verhindert werden?*. Vortrag im Rahmen der ÖWAV Jahrestagung Eisenstadt.
- Kommission der Europäischen Gemeinschaften (2003) *Grünbuch zu Dienstleistungen von allgemeinem Interesse*. KOM(2003) 270 endgültig. Brüssel.
- Laner, D. & Brunner, P. (2008) *Kriterien zur Trennung von Siedlungsabfall aus Industrie und Gewerbe als Voraussetzung zur Zuordnung zu Behandlungsverfahren (KRIGEZ)*. Wien: Technische Universität Wien.
- Lange, U. & Bilitewski, B. (2010) *Informelle Abfallsammlungen und grenzüberschreitende Verbringung von Abfällen in Zentral- und Osteuropa*. In: *Müll und Abfall* 02/2010, 76 – 78.
- Roth, H. (2009) *Rekommunalisierung der Abfallwirtschaft*. Fachgruppe Abfall- und Abwasserwirtschaft, Wirtschaftskammer Steiermark. Online im WWW unter URL: http://portal.wko.at/wk/dok_detail_file.wk?AngID=1&DocID=1183045&StID=515067. Stand Juli 2010.
- Sachs, W. (2008) *Öl ins Feuer – Ressourcenkonflikte als Treibstoff für globalen Unfrieden*. In: Österreichisches Studienzentrum für Frieden und Konfliktlösung (Hrsg.) *Von kalten Energiestrategien zu heißen Rohstoffkriegen?*. Wien: Lit Verlag, 31 – 43.
- Thomé-Kozmiansky, K.J. (2009) *Recyclinggesellschaft*. In: ReSource Heft 3/2009, 22. Jahrgang. Rhombos Verlag.

Recent Developments in Testing, Modelling and Environmental Impact Assessment for Soil, Waste and Construction Products

H.A. van der Sloot

*Hans van der Sloot Consultancy, Langedijk,
The Netherlands*

O. Hjelmar

DHI, Hørsholm, Denmark

D.S. Kosson

Vanderbilt University, Nashville, USA

ABSTRACT: Worldwide a growing awareness of possible environmental impacts caused by the increased recycling of waste has led to the need for tools to assess such impacts properly. For the proper characterisation of the release behaviour from soil, sediments, sludge, treated wood, compost, waste, wastes from the extractive industry, electronic waste and a wide range of construction products a limited set of basic leaching tests addressing specific aspects of release behaviour are now in place. The chemical speciation modelling coupled with leaching characterization of a wide range of materials and products has progressed substantially allowing a better understanding of the controlling processes, which in turn opens new possibilities for waste management and product improvement. In all sectors of our society the fields of soil, waste and construction are divided, whether it concerns the regulatory field, the development of standards or work in research organisations. It is time to stop the diverging trend and seek the common ground across the various fields to avoid multiple conflicting or confusing solutions to the same environmental impact problem.

1 INTRODUCTION

The recycling and reuse of materials formerly called wastes is growing steadily worldwide. Although economically attractive and seemingly feasible technically, the environmental aspects associated with recycling and reuse is poorly developed in most countries. The available single step leaching tests (like TCLP 1990, DIN 38414 S4 1984 and EN 12457-1, -2 and -4 2002) which are used by lack of a better alternative are inadequate tools for such assessment, as they do not allow an evaluation of trends in release with time or other influencing factors. In addition, the number of elements verified for compliance with environmental criteria are too limited in many cases (Sukandar et al. 2009, Yilmaz & Degirmenci 2009, Kim et al. 2009). More elaborate tests are needed to adequately cover the possible environmental risks associated with the recycling/reuse of wastes. In the Netherlands, the Building Material Decree (1995) and now the Soil Quality Decree (2007) has been implemented using more elaborate tests to verify compliance. In Germany, new regulations for use of alternative materials in construction are being developed (Susset & Grathwohl 2010). In Europe, CEN Technical Committee 351 (Construction products: Assessment of release of dangerous substances) is working on test methods to meet essential requirement three on Health and Environment of the Construction Products Directive (CPD 1988), that stipulates that construction product shall not adversely impact the indoor air quality or the quality of soil, surface and groundwater. The test methods – a percolation test and a monolith leach test – adopted to fulfil these requirements are consistent with the basic tools used in the Dutch and German regulations. An aspect yet insufficiently covered in any of the current regulations in Europe are changes in release behaviour due to changing exposure conditions due to changes in pH, oxidation, carbonation or mobilisation by natural complexants (e.g. dissolved organic matter). This aspect can be covered largely by the pH dependence leaching test. US Environmental Protection Agency (EPA) is in the process of adopting a series of new leaching tests in SW 846 for assessing release applicable to a wider range materials and products and initially being applied to coal combustion residues (Kosson et al. 2009, Thorneloe et al. 2009, Kosson et al. 2010, US EPA 2009). This set of methods consists of a tiered approach and includes the pH dependence test as an important basic characterisation tool (Kosson et al. 2002).

Modelling long term release as basis for making a better assessment of true impact and for the development of limit values goes hand in hand with the development of these new tools. The sophistication of the geochemical modelling tools has progressed sufficiently to make this possible (Dijkstra et al. 2006, Dijkstra et al. 2008 and van der Sloot et al. 2007). Since the basic phenomena to be addressed are not different for a range of possible matrices – soil, sediments, sludge, treated wood, compost, waste, wastes from the extractive industry, electronic waste and a wide range of construction products – we will demonstrate the possibilities to apply a unified set of leaching tools to a broad spectrum of materials and applications.

2 CHARACTERISATION LEACHING TESTS

Below a short description of the characterisation leaching test is given with an indication how simplified testing can be carried out, when a material's release behaviour has been established sufficiently.

2.1 *pH dependence*

This test provides information of the pH sensitivity on the leaching behaviour of the material (CEN/TS 14429 2005, CEN/TS 14997 2005, ISO TS 21268-4 2007 und Preliminary EPA method 1313 2009). The listed methods lead to very comparable results (van der Sloot et al. 2010). The test consists of a number of parallel extractions of a material at L/S = 10 during 48 hours at a series of pre-set pH values. The pH is adjusted at the start of the experiment with HNO₃ or NaOH (or KOH). After 48 hours of equilibration by end over end rotation in PE containers, the suspensions are filtered (0.45 µm) and analysed. The test provides the response of a material to imposed pH changes and an acid-base titration to understand the response of the material to acid or base reactions under environmental scenarios (e.g. carbonation, infiltration, sulphur oxidation, soil interfaces).

2.2 *Percolation test*

The column leaching test provides information on the leaching behaviour of the material as a function of the liquid to solid ratio (L/S in litre/kg) (NEN 7343 1995; CEN/TS 14405 2004, ISO TS 21268-3 2007, Preliminary EPA method 1314 2009, DIN 19528 2009 and CEN/TS-3 2009). The listed methods lead to very comparable results (van der Sloot et al. 2010). Seven eluate fractions are collected over the L/S range 0.1 – 10 litres/kg, with the total test duration being approx. 21 days. The leachant is demineralized water. The test material is applied as received and up-flow (14 ml/hour, only the DIN method has a faster flow rate) is applied through a column with a waste height of about 25 cm and a diameter of 5 cm. L/S can be related to a time-scale through the infiltration rate, density and height of the application (Hjelmar 1990).

2.3 *Monolith leach test*

The monolith leach test provides information on the release per unit surface as a function of time and it is performed on regular shaped product samples according to standardized procedures (NEN 7345 1995, NEN 7375 2003, CEN/TS 15863 2009, preliminary EPA method 1315 2009 and CEN/TS-2 2009). The listed methods lead to very comparable results (van der Sloot et al. 2010). The specimen is subjected to leaching in a closed tank. Demineralised water is used as the leaching solution at a leachant-to-product volume ratio (L/V) of approx. 5. The leaching solution is renewed after 8 h, 1, 2.25, 4, 9, 16, 36 and 64 days. The pH, electrical conductivity (EC) and, occasionally, Eh are measured in all eluates before filtration (0.45 µm) and chemical analysis. From this method the predominant release mechanism can be obtained provided the leachant renewal schedule of TS 15863 (2009) is applied.

2.4 *Compacted granular leach test*

For fine grained materials such as clays, that are granular, but have a very low permeability, the release is based on exposed surface area rather than percolation. The compacted granular leach test has been developed for such materials (NEN 7347 2006, preliminary EPA method 1315

2009 and CEN/TS-2 2009 Annex). With the exception of the inner vessel with compacted material, the test is performed very much the same as the monolith leach test. Recently, the possible role of this test for coarse granular material, which releases mainly through diffusion, is subject of discussion.

2.5 Redox capacity test

The redox behaviour and redox capacity test is not yet standardized at international level (NEN 7348 2006). It allows identification of whether a material has the potential to impose reducing properties on its leachate. Since the release behaviour under reducing conditions can be very different from the materials behaviour under oxidised conditions, it is important to be aware of the oxidation state.

2.6 Sorptive phase parameters

The quantities of “reactive” organic carbon in the solid phase (i.e. humic acid – HA and fulvic acid – FA) can be estimated by a batch procedure (van Zomeren & Comans 2007). In short, the procedure is based on the solubility behaviour of HA (flocculation at pH < 1) and the adsorption of FA to a polymer resin (DAX-8). The amount of amorphous and crystalline iron (hydr) oxides in the waste mixture can be estimated by a dithionite extraction (Kostka & Luther III 1994). The amount of amorphous aluminium (hydr)oxides can be estimated by an oxalate extraction (Blakemore et al. 1987). The extracted amounts of Fe and Al were summed and used as a surrogate for hydrous ferric oxides (HFO) in the model (Meima & Comans 1998). The methods are now standardized in ISO/TC 190 (Soil) under series ISO/DIS 12782 parts 1 – 5 (2010).

2.7 Tiered approach

As indicated in Kosson et al. (2002) a tiered approach allows limited testing when sufficient knowledge on materials leaching characteristics is gained. An efficient way of achieving this is by selecting one optimal step from the pH dependence test or a combination of the first few leaching steps from either the percolation or the monolith leach test. The advantage of such choice is the direct comparability of the data with the full characterisation, which can be less straight forward, when applying a single step batch up to a given L/S. By presenting the results in combination with prior characterisation data, the value of judgement of the limited single step increases considerable, as the data is now placed in context.

2.8 Analysis of eluates

The eluates from laboratory tests and leachates from field scale studies are preferably analyzed for major, minor and trace elements by ICP (Al, As, B, Ba, Ca, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, K, Li, Mg, Mn, Mo, Na, Ni, P, Pb, S, Sb, Se, Si, Sn, Sr, Ti, V, Zn). DOC (dissolved organic carbon) and TIC (total inorganic carbon) can be analyzed by a Shimadzu TOC 5000a analyzer or a similar instrument. Cl, F, ammonium and sulfate can be analyzed by ion-chromatography. The multi element methods are highly preferred, as the major elements dictate the chemical environment that controls release of many substances. Although the methods after some modification in equipment used are suitable for organic contaminants as well, this is no further addressed here.

3 EVALUATION OF LEACHING BEHAVIOUR

In this work we are building on the experience gained in leaching studies on a wide range of materials (van der Sloot et al. 1997, Kosson et al. 2002, Dijkstra et al. 2006, van der Sloot 2002, van der Sloot 2000, Kosson et al. 2009, Carter et al. 2008 and Engelsens et al. 2010), which has shown that there is no correlation between leaching and total content with the exception of a few cases (van der Sloot et al. 1997). As indicated above the same characterization leaching tests (pH dependence, percolation test, monolith leach test and compacted granular leach test) are applicable for waste, soil, and soil like materials (Grathwohl et al. 2003, van der Sloot 2002) and construction products (very wide spectrum of products covered in CEN/TS-3 2009) illustrates

(van der Sloot et al. 2004, van der Sloot et al. 2008a, Dijkstra et al. 2005). Below the value and coherence of the different characterisation tests are provided.

3.1 *Granular materials*

For the granular materials from the above list, the combination of the pH dependence test (CEN/TS 14429 2005, CEN/TS 14997 2005, ISO/TS 21268-4 2007 and Preliminary EPA method 1313 2009) and the percolation test (CEN/TS 14405 2004, ISO/TS 21268-3 2007, CEN/TS-3 2009 and Preliminary EPA method 1314 2009) are the main tools, as this combination covers a wide pH range and a wide L/S range, which will be of relevance for different applications of the same material. The L/S is related to a time scale through the infiltration rate (Hjelmar 1990). In Fig. 1 the integrated evaluation for granular material is given (van der Sloot et al. 2008b).

3.2 *Monolithic materials*

For monolithic products both pH dependence test, percolation test (only first fractions to simulate pore water composition) and dynamic monolith leach test (CEN/TS 15863 2009, CEN/TS-2 2009 and Preliminary EPA method 1315 2009) are the relevant tools. In addition, the compacted granular leach test (embedded in CEN/TS-2 2009 and Preliminary EPA method 1315 2009) is a tool to address release from non-permeable granular materials and non porous coarse granular materials. The mode of integration of monolith leach test data is similar to that of granular material in that pH dependence of size reduced material is addressed and that subsequently the cumulative release, concentration and pH as a function of time are given. The combination allows conclusions on consequences of pH change due to carbonation on release behaviour of substances, an understanding of the dominant release mechanism for prediction of long term behaviour, a measure of the tortuosity through release of non-interacting substances, an indication of possible release in the recycling stage of monolithic products and identification of possible surface wash off effects that are of limited importance for long term exposure (van der Sloot et al. 2007).

3.3 *Lysimeter studies and field leachate collection*

For verification purposes and to assess the validity of the laboratory testing data lysimeter studies and field leachate collection are indispensable, as there are various aspects of leaching that cannot be addressed well at laboratory scale. This relates for instance to carbonation by atmospheric or soil derived CO₂, to preferential flow aspects under field exposure conditions (uncovered, partially covered or fully covered), to slow transformation of minerals and biological degradation processes (e.g. organic matter, sulphide oxidation). Comparisons between suitable laboratory test results and field data on the same material are now available (van der Sloot et al. 2007, van der Sloot et al. 2001, Hjelmar 1990, Hjelmar 1991, Hjelmar et al. 2007 and van der Sloot et al. 2010).

4 MODELLING SPECIATION AND CHEMICAL REACTION/TRANSPORT

The basic chemical speciation approach is the same for all materials, as in all cases mineral dissolution/precipitation, sorption on Fe, Al or Mn oxides, interaction with clay and interaction with dissolved (DOC) and particulate organic matter (POM) play a role. It is only the proportion in which specific release controlling phases contribute to the overall release behaviour that materials differ.

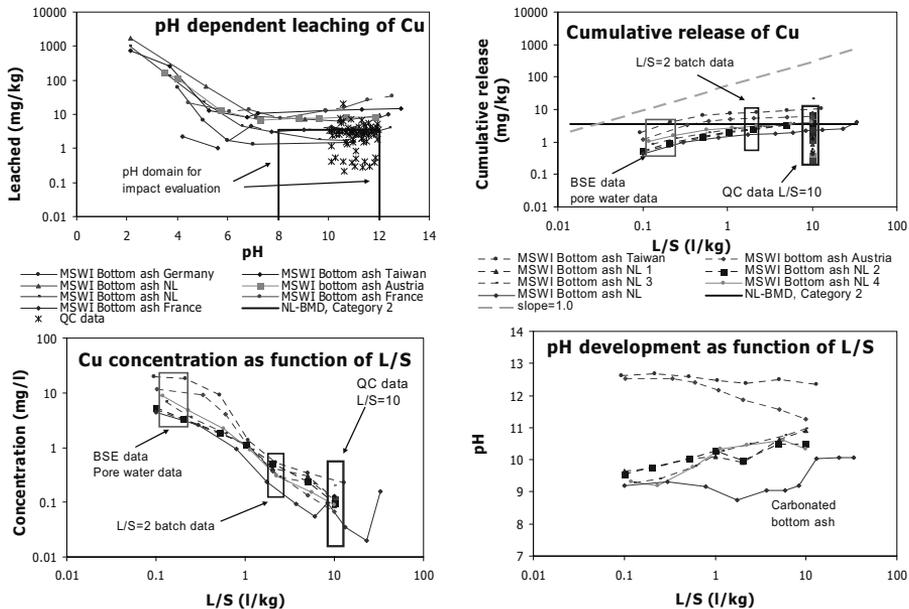


Fig. 1: Integrated evaluation of the leaching behaviour of a granular material (here Cu in MSWI bottom ash) that illustrates pH dependence with comparability between bottom ashes from different sources, comparison with compliance test data, relevant pH domain for an application and comparison with regulatory criteria (solid horizontal line in the box of top left graph). The time dependent aspects of leaching are illustrated in the subsequent three graphs as cumulative release (in mg/kg dm), as concentration as a function of L/S and pH changes as a function of time. In the case of Cu release from bottom ash the rapid washout of the soluble Cu species (van Zomeren & Comans 2004) is obvious, while the difference between relatively fresh and fully carbonated material is limited. The first fraction of the percolation test provides an indication of possible field pore water concentrations

4.1 Geochemical modelling

Chemical speciation of the solutions has been calculated with the ORCHESTRA modelling framework (Meeussen 2003) embedded in LeachXS (van der Sloot et al. 2003 and van der Sloot et al. 2008c). The input to the model consists of metal availabilities, selected possible solubility controlling minerals, active Fe- and Al-oxide sites, particulate organic matter and a description of the DOC concentration as a function of pH or L/S (polynomial curve fitting procedure). The mineral phases that were allowed to precipitate were selected after calculation of their respective saturation indices (SI) in the original pH dependence leaching test eluates. Saturation indices were calculated for all > 650 minerals in the thermodynamic database and a selection of the most likely and relevant phases was made based on the degree of fit over a wider pH range, the closeness of the SI value to 0 and expert judgment on suitability of possible minerals for the material at hand. Generally, minerals were selected if the SI was in the range of -0.2 – 0.2 for more than two pH data points. For ettringite, solid solution parameters have been derived from Portland cement mortars (Meeussen et al. 2009).

4.2 Chemical speciation fingerprint

The results of the pH dependence test are used in mechanistic modelling to quantify the chemical phases (minerals and sorptive phases) controlling release. This information is needed to make any success in the prediction of long term release behaviour from any of the above mentioned materials and products. The basic chemical speciation approach is the same for all mate-

rials, as in all cases mineral dissolution/precipitation, sorption on Fe, Al or Mn oxides, interaction with clay and interaction with dissolved (DOC) and particulate organic matter (POM) play a role. It is only the proportion in which specific release controlling phases contribute to the overall release behaviour that materials differ. In fig. 2 the chemical speciation modelling results are given for Cu from respectively a contaminated soil, a nickel sludge and a cement mortar. In view of space only Cu is shown, while for all 25 – 30 substances simultaneously modelled similar partitioning information is available.

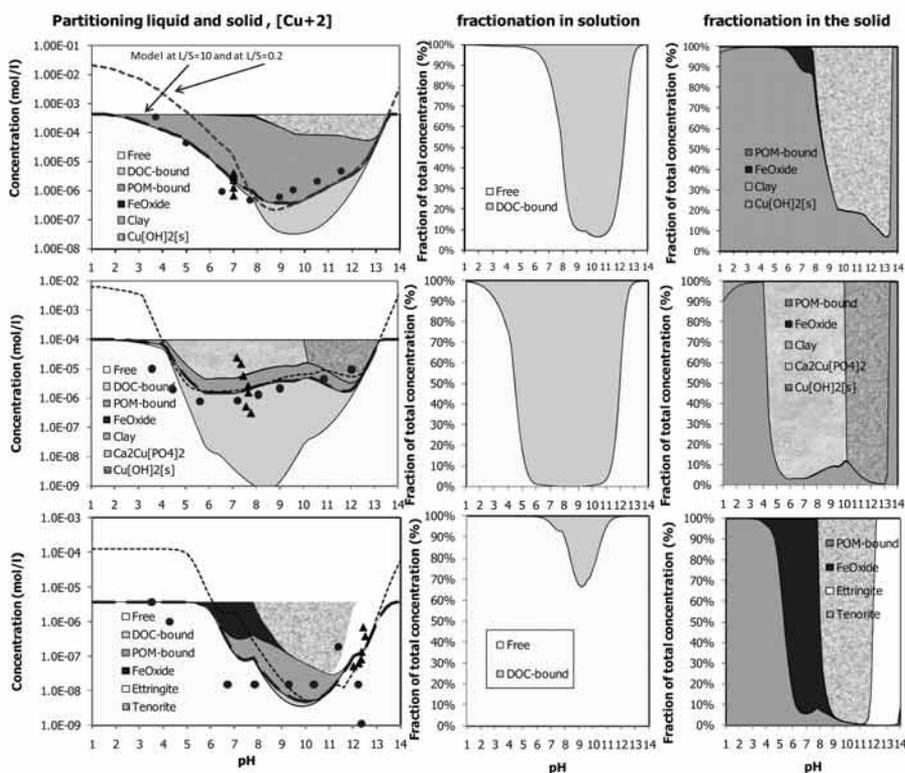


Fig. 2: Partitioning of Cu between dissolved and particulate phases for contaminated soil (top), nickel sludge (middle) and cement mortar (bottom) obtained from multi-element chemical speciation modelling. Solid dots – pH dependence test data at $L/S = 10$; solid triangles – percolation test data from $L/S = 0.1 - 10$; broken line – model result for $L/S = 10$ (total dissolved concentration including DOC bound elements); dotted line – model result for $L/S = 0.2$ (same chemical speciation fingerprint used); All concentrations expressed in mol/L (unit volume of solid and liquid with a given L/S)

The result from the chemical speciation modelling based on pH dependence and percolation test data is a chemical speciation fingerprint (CSF) consisting of element availabilities, a quantification of the reactive phases (organic matter, hydrated iron oxide, clay), redox state and a selection of relevant minerals controlling release. This CSF is used in subsequent modelling of transport by either percolation or diffusion.

4.3 Transport by percolation

As indicated the modelling of transport by percolation starts with the chemical speciation fingerprint. On top of the chemical description of the system, the physical aspects are addressed,

such as column dimensions, infiltration rate, fraction of stagnant zones in the column and transfer between mobile and stagnant zone. Soluble salts are used to calibrate the flow conditions in the column. The model results obtained with the pH dependence test for low L/S are an indication what can be achieved in the prediction of the first column eluate description. The standard laboratory test is from a chemical reaction/transport perspective already quite complex. Quite good agreement between lab measurements and model description have been achieved (Dijkstra 2008, van der Sloot et al. 2007 and Hjelmar 1990).

4.4 *Transport by diffusion*

Similarly, the CSF forms the basis for transport by diffusion from monolithic products (Tirutabarna et al. 2001, van der Sloot et al. 2007). As additional parameters, the dimensions of the product, the leachant volume, the initial pH and redox, the composition of the leachant and the renewal times of the leachant are specified. Here soluble salts are used to calibrate the tortuosity of the product. The agreement between laboratory measurement and model description is acceptable for a number of elements, but not satisfactory for all elements simultaneously. Model modifications are still in progress.

4.5 *Lysimeter studies*

As an illustration of the consistency between laboratory and field data, fig. 3 shows the degree of comparability between leachate data collected from a field site (Hjelmar 1991) and laboratory pH dependence test data on MSWI bottom ash for Cd, Cr, Ni and Pb. This consistency is based on the fact that these elements are to a very large extent solubility controlled by mineral and sorption phases that are not significantly different between lab and field.

4.6 *Scenario modelling*

The next level in modelling is taking the step from verification of model description at lab scale to field verification in lysimeter studies and description of field leachate data. This implies adding an additional level of complexity to the previous model descriptions, such as preferential flow, unsaturated conditions with oxidation and carbonation by atmospheric CO₂, multiple layers of material affection one another. Several release scenarios are embedded in LeachXS, such as a 3 – layer road base model, a multi-layer diffusion model, an environmental impact model that formed the basis of the criteria development of the Building Materials Decree (Verschoor et al. 2008) and a few models in different stages of development.

5 REGULATORY ASPECTS

As indicated before, a direct comparison of test data with different regulatory limit values is possible, once a link has been established between test result and impact at a specified point of compliance (e.g. EU Landfill Directive 2002, Building Materials Decree 1995 and Soil Quality Decree 2007). A direct comparison of leaching test results with water quality objectives is done frequently, but should be handled with utmost caution; as such a comparison is generally far from reality in many cases, because it does not include consideration of dilution and attenuation associated with the management scenario. For instance, alkaline materials tested with a water extract produce a high pH with substantial Pb leachability, however, in most field situations neutralization at the material – soil interface occurs, resulting in a several orders of magnitude drop in Pb concentration due to precipitation as Pb(OH)₂. Consequently, Pb is in most of those situations a non – issue. On the other hand, oxyanions (e.g. VO₄³⁻, MoO₄⁻, AsO₄³⁻) have the tendency to be less leachable at very high pH, but tend to increase in leachability at pH 9 – 11 (van der Sloot et al. 2001, Mulugeta et al. 2010 and Dijkstra et al. 2009). These substances are potentially more critical in alkaline materials exposed to long term carbonation. In current regulations, this aspect is as yet insufficiently covered. In addition, these substances are often retained in ironhydroxide. So when the pH drops below 9, sorption onto hydrated ironoxide phases is likely to occur, thus reducing impact at a specified point of compliance. Often this is attempted to be captured by K_d type of descriptions. However, the complex mutual interactions of sub-

stances, pH and redox leads to rather wide range in K_d to be reckoning with and thus large uncertainty bounds result. Uncertainty evaluations associated with modelling will be important as modelling complex systems progresses (Sarkar et al. 2009).

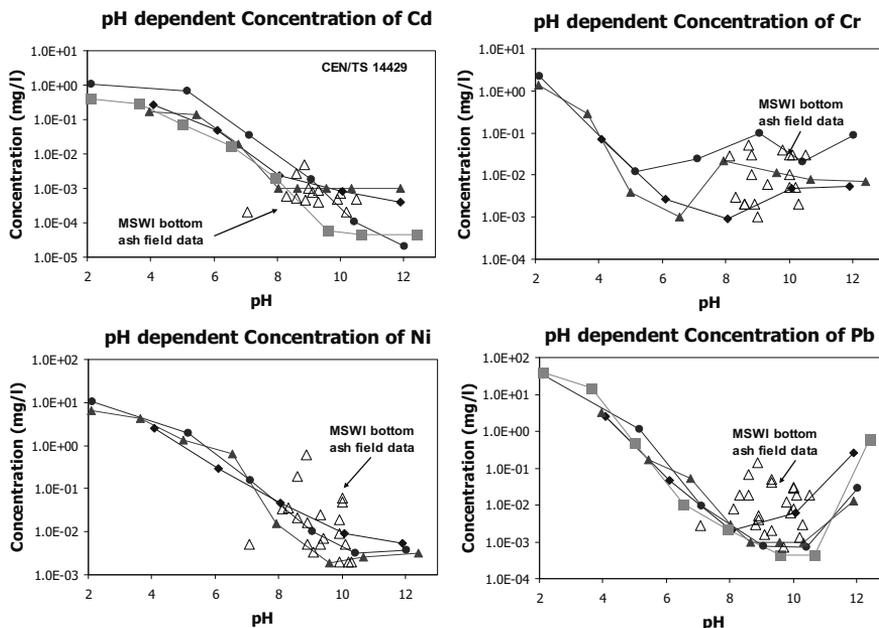


Fig. 3: Comparison between field leachate and laboratory test data for MSWI bottom ash

Understanding of this kind of relationships provides a sound basis for prediction of long term release with uncertainty bounds that are quite realistic and thus provides a better basis for regulatory decisions on acceptable uses of materials in applications where they have not been used before.

6 LEACHING DATABASE

The data handling and modelling tools are now advanced and become more and more user friendly in the database/expert system LeachXS with full chemical speciation and scenario modelling capabilities (subscription fee). This expert system contains a significant amount of public domain leaching data that can be used as reference information for own test data of users. Expanding the database with worldwide data has already provided an international reference base for cement mortars, municipal solid waste incinerator bottom ash and coal fly ash. A LeachXS Lite version with the capability to compare one's own data with reference data is being released for free use (LeachXS web site 2010).

7 CONCLUSIONS

The unified testing approach of many different matrices has been shown to be quite feasible. The advantage of data comparability across matrices is important, as it avoids multiple testing for different applications of the same material. The cross fertilisation of knowledge gained in one area to another should not be underestimated. Not the material but the substance behaviour dictated by conditions imposed by a given matrix is decisive for release of a given substance. In

many widely varying matrices, the behaviour of a given substance may be very similar and controlled by the same mineral phases.

The chemical speciation modelling of a wide range of materials and products with the same modelling approach in terms of reactive phases taken along in the release description has progressed substantially allowing a better understanding of the controlling process in the various matrices. This in turn opens new possibilities for waste management and product improvement, when considered relevant.

In all sectors of our society the fields of soil, waste and construction are divided, whether it concerns the regulatory field, the development of standards or research organisations. It is time to stop the diverging trend and seek the common ground across the various fields to avoid multiple conflicting or confusing solutions to the same environmental impact problem.

REFERENCES

- Blakemore, L.C., Searle, P.L. & Daly, B.K. (1987) Methods for chemical analysis of soils. *New Zealand Soil Bureau Sci. rep. 80*. Lower Hutt, New Zealand.
- Building Materials Decree (1995) Staatsblad van het Koninkrijk der Nederlanden 567, 1 – 92.
- Carter, C.M., van der Sloot, H.A., Cooling, D., van Zomeren, A. & Matheson, T. (2008) Characterization of Untreated and Neutralized Bauxite Residue for Improved Waste Management. *Environmental Engineering Science* Volume 25, Number 4, 475 – 488.
- CEN/TS 14405 (2004) Characterization of waste – Leaching behaviour tests – Up-flow percolation test (under specified conditions), *CEN*, Brussels, Belgium.
- CEN/TS 14429 (2005) Characterization of waste – Leaching behaviour tests – Influence of pH on leaching with initial acid/base addition, *CEN*, Brussels, Belgium.
- CEN/TS 14997 (2005) Characterization of waste – Leaching behaviour tests – Influence of pH on leaching with continuous pH control. *CEN/TC292*.
- CEN/TS 15863 (2009) Characterization of waste – Leaching behaviour tests – Dynamic Monolithic Leaching Test with periodic leachant renewal. *CEN/TC 292*.
- CEN/TS-2 (2009) Generic horizontal up-flow percolation test for determination of the release of substances from granular construction products. *CEN/TC 351*.
- CEN/TS-3 (2009) Generic horizontal dynamic surface leaching test (DSLTT) for determination of surface dependent release of substances from monolithic or plate-like or sheet-like construction products. *CEN/TC 351*.
- Council Products Directive 89/106/EEC of 21 December (1988) on the approximation of laws, regulations and administrative provisions of the Member States relating to construction products (CPD), *Official Journal of the European Communities*.
- Dijkstra, J., van der Sloot, H.A., Spanka, G. & Thielen, G. (2005) How to judge release of dangerous substances from construction products to soil and groundwater. Report Nr. *ECN-C-05-045* of the Energy Research Centre of the Netherlands.
- Dijkstra, J.J., Meeussen, J.C.L. & Comans, R.N.J. (2009) Evaluation of a generic multi-surface model for inorganic soil contaminants. *Environ. Sci. Technol.*, 2009, 43 (16), 6,196 – 6,201.
- Dijkstra, J.J., Meeussen, J.C.L., van der Sloot, H.A. & Comans, R.N.J. (2008) A consistent geochemical modelling approach for the leaching and reactive transport of major and trace elements in MSWI bottom ash. *Applied geochemistry* 23, 1,544 – 1,562.
- Dijkstra, J.J., van der Sloot, H.A. & Comans, R.N.J. (2006) The leaching of major and trace elements from MSWI bottom ash as a function of pH and time, *Appl. Geochem.* 21, 335 – 351.
- DIN 19528 (2009) Leaching of solid materials-percolation method for the joint examination of the leaching behavior of organic and inorganic substances for materials with a particle size up to 32 mm – Basic characterization using an extensive column test and compliance test using a short-term column test). *German Standardisation Organisation*.
- DIN 38414 S4 (1984) German standard procedure for water, wastewater and sediment testing group S (sludge and sediment); determination of leachability (S4). Institut für Normung, Berlin.
- EN 12457-1 (2002) Characterisation of waste – Leaching – Compliance test for leaching of granular waste materials and sludges – Part 1: One stage batch test at a liquid to solid ratio of 2 l/kg for materials with high solid content and with particle size below 4 mm (without or with size reduction).
- EN 12457-2 (2002) Characterisation of waste – Leaching – Compliance test for leaching of granular waste materials and sludges – Part 2: One stage batch test at a liquid to solid ratio of 10 l/kg for materials with particle size below 4 mm (without or with size reduction).
- EN 12457-4 (2002) Characterization of waste – Leaching; Compliance test for leaching of granular waste materials and sludges – Part 4: 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 limited size reduction).
- Engelsen, C.J., van der Sloot, H.A., Wibetoe, G., Justnes, H., Stoltenberg-Hansson, E. & Petkovic, G. (2010) Release mechanisms of metals from Recycled Concrete Aggregates by experimental leaching characterisation and geochemical modelling. *J Cem Con Res* (in publication).
- EU Landfill Directive 2002 Annex II of Council Directive 1999/31/EC of 26 April 1999 on the landfill of waste, Official Journal of the European Communities.
- Grathwohl, P., Halm, D., Bonilla, A., Broholm, M., Burganos, V., Christophersen, M., Comans, R.N.J., Gaganis, P., Gorostiza, I., Hohener, P., Kjeldsen, P. & van der Sloot, H.A. (2003) Guideline for groundwater risk assessment at contaminated sites (GRACOS). *EVK1-CT-1999-00029*, 1 – 72.
- US EPA (2009) *Hazardous & solid waste management system – identification and listing of special wastes; disposal of coal combustion residuals from electric utilities*. 40 CFR Parts 257, 261, 264, 265, 268, 271 and 302 [EPA-HQ-RCRA-2009-0640; FRL-] RIN – 2050-AE81. USEPA, Washington.
- Hjelmar, O. (1990) Leachate from land disposal of coal fly ash. *Waste Management*, 8, 429 – 446.
- Hjelmar, O. (1991) Field studies of leachates from landfilled combustion residues. In: *Waste materials in Construction*. Eds. J.J.J.M. Goumans, H.A. van der Sloot, Th.G. Aalbers, Elsevier Science Publishers, Amsterdam, Supplementary issue NOVEM.
- Hjelmar, O., Holm, J. & Crillesen, K. (2007) Utilisation of MSWI bottom ash as sub-base in road construction: first results from a large-scale test site. *J Hazard Mater*. 139, 3, 471 – 480.
- ISO/DIS 12782 parts 1 – 5 (2010) Soil quality – Parameters for geochemical modelling of leaching and speciation of constituents in soils and soil materials – Part 1: Extraction of amorphous iron (hydr)oxides with ascorbic acid; Part 2: Extraction of crystalline iron (hydr)oxides with dithionite; Part 3: Extraction of aluminium (hydr)oxides with ammonium oxalate – oxalic acid; Part 4: Extraction of humic substances from solid samples. Part 5: Extraction of humic substances from aqueous samples. *ISO*, Geneva, Switzerland.
- ISO/TS 21268-3 (2007) Soil quality – Leaching procedures for subsequent chemical and ecotoxicological testing of soil and soil materials – Part 3: Up-flow column test, *ISO*.
- ISO/TS 21268-4 (2007) Soil quality – Leaching procedures for subsequent chemical and ecotoxicological testing of soil and soil materials – Part 4: Influence of pH on leaching with initial acid/base addition, *ISO*.
- Kim, D., Quinlan, M. & Yen, T.F. (2009) Encapsulation of lead from hazardous CRT glass wastes using biopolymer cross-linked concrete systems. *Waste Management* 29, 1, 321 – 329.
- Kosson, D., Sanchez, F., Kariher, P., Turner, L.H., Delapp, R. & Seignette, P. (2009) Characterization of Coal Combustion Residues from Electric Utilities – Leaching and Characterization Data, *U.S. Environmental Protection Agency*, EPA-600/R-09/151.
- Kosson, D.S., Garrabrants, A., Sanchez, F., Kariher, P., Thorneloe, S., van der Sloot, H.A. & Helms, G. (2010) Use of a Leaching Assessment Framework for Evaluation of the Impacts of Coal Type and Facility Configuration on Beneficial Use Scenarios for Coal Combustion Residues. *Proceedings of the Second International Conference on Sustainable Construction Materials and Technologies*, Ancona, Italy, June 2010.
- Kosson, D.S., van der Sloot, H.A., Sanchez, F. & Garrabrants, A.C. (2002) An integrated framework for evaluating leaching in waste management and utilization of secondary materials, *Environmental Engineering Science*, 19, 3, 159 – 204.
- Kostka, J.E. & Luther III, G.W. (1994) Partitioning and speciation of solid phase iron in saltmarsh sediments, *Geochim. Cosmochim. Acta*, 58, 1,701 – 1,710.
- LeachXS Lite (2010) <http://www.vanderbilt.edu/leaching/downloads.html>.
- Meeussen, J.C.L., van der Sloot, H.A. & Dijkstra, J.J. (2009) Review of Thermodynamic and Adsorption Databases. Chapter 2i, State of the art. *Cementitious barriers partnership*, DOE.
- Meeussen, J.C.L. (2003) ORCHESTRA: An object-oriented framework for implementing chemical equilibrium models, *Environ. Sci. Technol.*, 37, 1,175 – 1,182.
- Meima, J.A. & Comans, R.N.J. (1998) Application of surface complexation/precipitation modeling to contaminant leaching from weathered municipal solid waste incinerator bottom ash. *Environ. Sci. Technol.*, 32, 688 – 693.
- Mulugeta, M., Engelsen, C.J., Wibetoe, G. & Lund, W. (2010) Charge-based fractionation of oxyanion-forming metals and metalloids leached from recycled concrete aggregates of different degrees of carbonation: A comparison of laboratory and field leaching tests. *Waste Management* (in press).
- NEN 7347 (2006) Leaching characteristics of solid earthy and stony building and waste materials – Leaching tests – Determination of the leaching of inorganic components from compacted granular materials. *NEN*, Delft, The Netherlands.

- NEN 7348 (2006) Leaching characteristics – Determination of the reducing character and the reducing capacity – solid earthy and stony materials. *NEN*, Delft, The Netherlands.
- NEN 7373 (2003) Leaching characteristics – determination of the leaching of inorganic components from granular materials with a column test – Solid earthy and stony materials. Derived from NEN 7343 (1995). *NEN*, Delft, The Netherlands.
- NEN 7375 (2003) Leaching characteristics – Determination of the leaching of inorganic components from moulded or monolithic materials with a diffusion test – Solid earthy and stony materials. Derived from NEN 7345 (1995). *NEN*, Delft, The Netherlands.
- Preliminary EPA Method 1315 (2009) Leaching test (mass transfer rates of substances in monolithic or compacted granular materials) using a semi-dynamic tank leaching test, *US Environmental Protection Agency*.
- Preliminary EPA Method 1313 (2009) Leaching test (liquid-solid partitioning as a function of extract pH) of inorganic species in solid materials using a parallel batch extraction test. *US Environmental Protection Agency*, 2009.
- Preliminary EPA Method 1314 (2009) Leaching test (liquid-solid partitioning as a function of liquid-solid ratio) of constituents in solid materials using an up-flow percolation column. *US Environmental Protection Agency*, 2009.
- Sarkar, S., Mahadevan, S., Meeussen, J.C.L., van der Sloot, H.A. & Kosson, D.S. (2009) Sensitivity Analysis and Uncertainty Quantification in Durability Assessment of Cementitious Materials under External Sulfate Attack *Materials Science & Technology 2009*, Symposium *Materials Solutions for the Nuclear Renaissance*.
- Soil Quality Decree (2007) *Staatscourant* 20 December, Nr. 247, 67 – 90.
- Sukandar, S., Padmi, T., Tanaka, M. & Aoyama, I. (2009) Chemical stabilization of medical waste fly ash using chelating agent and phosphates: heavy metals and ecotoxicity evaluation. *Waste Management* 29, 7, 2,065 – 2,070.
- Susset, B. & Grathwohl, P. (2010) Leaching standards for mineral recycling materials – a harmonized regulatory concept for the upcoming German Recycling Decree. *Waste Management*, in prep.
- Thorneloe, S., Kosson, D.S., Helms, G. & Garrabrants, A. (2009) Improved Leaching Test Methods for Environmental Assessment of Coal Ash and Recycled Materials Used in Construction. *Proceedings of the Twelfth International Waste Management and Landfill Symposium*, S. Margherita di Pula, Cagliari, Italy; 2009 by CISA, Environmental Sanitary Engineering Centre, Italy. 5 – 9 October 2009.
- Tiruta-Barna, L., Barna, R. & Moszkowicz, P. (2001) Modelling of solid/liquid/gas mass transfer for environmental evaluation of cement-based solidified waste. *Environmental Science & Technology* 35, 149 – 156.
- Toxicity Characteristic Leaching Procedure (TCLP) (1990) Federal Register, 51(114), Friday, June 13, 1986, 21685 21693 (proposed rules). *Federal Register*, (261), March 29, (final version).
- van der Sloot, H.A. & Dijkstra, J.J. (2004) Development of horizontally standardized leaching tests for construction materials: a material based or release based approach? *ECN-C-04-060*, 1 – 56.
- van der Sloot, H.A. (2000) Comparison of the characteristic leaching behaviour of cements using standard (en 196-1) cement-mortar and an assessment of their long-term environmental behaviour in construction products during service life and recycling. *Cement & Concrete Research* 30, 1,079 – 1,096.
- van der Sloot, H.A. (2002) Harmonisation of leaching/extraction procedures for sludge, compost, soil and sediment analyses. In: Quevauviller, P., (ed.) *Methodologies for Soil and sediment fractionation studies*, Royal Society of Chemistry.
- van der Sloot, H.A., Dijkstra, J., Hjelmar, O., Spanka, G., Bluysen, P. & Giselsson, S. (2008a) Evaluation of a horizontal approach to assess the possible release of dangerous substances from construction products in support of requirements from the construction products directive. Report Nr. *ECN-E-08-089* of the Energy Research Centre of the Netherlands.
- van der Sloot, H.A., Heasman, L. & Quevauviller, P. (1997) *Harmonization of leaching/extraction tests*, Elsevier Science, Amsterdam.
- van der Sloot, H.A., Seignette, P., Comans, R.N.J., van Zomeren, A., Dijkstra, J.J., Meeussen, J.C.L., Kosson, D.S. & Hjelmar, O. (2003) Evaluation of environmental aspects of alternative materials using an integrated approach assisted by a database/expert system. In: *International Symposium on Recycling and Reuse of Materials*, University of Dundee, Dundee, Scotland, 769 – 790.
- van der Sloot, H.A., van Zomeren, A., Meeussen, J.C.L. & Seignette, P.F.A.B. (2008b) Application of leaching tests, statistical evaluation, quality control and chemical speciation modelling as a basis for impact assessment of MSWI bottom ash re-use options. In: *Second international symposium on energy from biomass and waste*. Venice 2008.
- van der Sloot, H.A., Seignette, P.F.A.B., Meeussen, J.C.L., Hjelmar, O. & Kosson, D.S. (2008c) A database, speciation modelling and decision support tool for soil, sludge, sediments, wastes and construction products: LeachXS™-Orchestra. In: *Second international symposium on energy from biomass and waste*, Venice.

- van der Sloot, H.A., Susset, B., Hjelmar, O., Kalbe, U., Mehu, J., Galen, J., Chateau, L., Schnuriger, B., Kosson, D.S., Garrabrants, A., Stekete, J., Sakanakura, H., Nielsen, P., Lewin, K., Hyks, J., Guyonet, D., Keren, R., Bendz, D., Suer, P. & van Gerven, T. (2010) Evaluation of ruggedness testing needs for the percolation test, pH dependence leaching test and monolith leaching test based on existing information. 10th Draft of an internal report of the European Standardisation Organisation *CEN/TC 292/WG 2 and 6*.
- van der Sloot, H.A., van Zomeren, A., Meeussen, J.C.L., Seignette, P. & Bleijerveld, R. (2007) Interpretation of test method selection, validation against field data, and predictive modelling for impact evaluation of stabilised waste disposal. *Journal of Hazardous Materials* 141, 354 – 369.
- van der Sloot, H.A., van Zomeren, A., Rietra, R.P.J.J., Hoede, D. & Scharff, H. (2001) Integration of lab-scale testing, lysimeter studies and pilot scale monitoring of a predominantly inorganic waste landfill to reach sustainable landfill conditions. In: *Eighth International Waste Management and Landfill Symposium*, CISA – Environmental Sanitary Engineering Centre, Cagliari, Italy, S. Margherita di Pula, Cagliari, Italy, 255 – 264.
- van Zomeren, A. & Comans, R.N.J. (2004) Contribution of natural organic matter to copper leaching from municipal solid waste incinerator bottom ash, *Environ. Sci. Technol.*, 38, 14, 3,927 – 3,932.
- van Zomeren, A. & Comans, R.N.J. (2007) Measurement of humic and fulvic acid concentrations and dissolution properties by a rapid batch method, *Environ. Sci. Technol.*, 2007, 41, 19, 6,755 – 6,761.
- Verschoor, A.J., Lijzen, J.J.P., van den Broek, H.H., Cleven, R.F.M.J., Comans, R.N.J., Dijkstra, J.J. (2008) Revision of the Dutch building materials decree: alternative emission limit values for inorganic components in granular building materials. In: *9th International Symposium on Environmental Geotechnology and Global Sustainable Development* 1 – 4 Juni 2008 – Hong Kong.
- Yilmaz, A. & Degirmenci, N. (2009) Possibility of using waste tire rubber and fly ash with Portland cement as construction materials. *Waste Management* 29, 5, 1,541 – 1.546.

**Unsere Vergangenheit
(der „alte“ Erzherzog-Johann-Trakt)**



Vorträge

Internationale Abfallwirtschaft im Wandel – Aktuelle Entwicklungen im arabischen Raum

M. Nelles, A. Nassour, A. Majanny & M. Al-Ahmad

Universität Rostock, Institut für Umweltingenieurwesen, Lehrstuhl Abfall- und Stoffstromwirtschaft, Rostock, Germany

KURZFASSUNG: In den arabischen Ländern leben insgesamt ca. 300 Mio. Menschen und die meisten Regionen sind als Entwicklungsländer einzustufen. Der Lehrstuhl Abfall- und Stoffstromwirtschaft der Universität Rostock ist seit mehr als 15 Jahren im arabischen Raum tätig und konnte umfangreiche Praxiserfahrungen zum Stand der Abfallwirtschaft sammeln sowie geeignete Lösungsansätze erarbeiten und teilweise bereits umsetzen. In fast allen arabischen Ländern stecken die abfallwirtschaftlichen Entwicklungen noch in den Anfängen. Teilweise wurden Umweltschutz- und Abfallgesetze erlassen und Verwaltungsstrukturen etabliert. Die technische Umsetzung, Abfallmanagement, Kontrolle und Finanzierung stellen in der abfallwirtschaftlichen Praxis aber noch große Herausforderungen dar. Vor diesem Hintergrund werden in dem Beitrag die aktuellen Entwicklungen der Abfallwirtschaft im arabischen Raum diskutiert und die eigenen Erfahrungen aus aktuellen abfallwirtschaftlichen Projekten in den Ländern Ägypten, Saudi-Arabien, Libanon, Jordanien, Tunesien, Syrien und Kuwait erläutert.

1 EINLEITUNG

In den arabischen Ländern leben insgesamt etwa 300 Mio. Menschen und die meisten Staaten sind als Entwicklungsländer einzustufen. In fast allen arabischen Ländern stehen die abfallwirtschaftlichen Entwicklungen noch am Anfang. Der Lehrstuhl Abfall- und Stoffstromwirtschaft der Universität Rostock engagiert sich seit mehr als 15 Jahren im arabischen Raum.

Vor diesem Hintergrund werden zunächst in Kapitel 2 die wesentlichen abfallwirtschaftlichen Rahmenbedingungen angesprochen und im 3. Abschnitt wird auf die abfallwirtschaftliche Praxis in Ägypten, Saudi-Arabien, Libanon, Jordanien, Tunesien, Syrien und Kuwait eingegangen. Abschließend wird ein kurzes Fazit gezogen und ein kurzer Ausblick in die abfallwirtschaftliche Zukunft gegeben. Ausführlichere Informationen können den angegebenen Literaturstellen (z.B. BMU 2009, Nassour 2005, Nassour et al. 2008a, Nassour et al. 2008 Nassour et al. 2008b, Nassour et al. 2008c, Nelles et al. 2008) entnommen werden.

2 ABFALLWIRTSCHAFTLICHE RAHMENBEDINGUNGEN UND ASPEKTE IN DEN ARABISCHEN LÄNDERN

Die abfallwirtschaftlichen Rahmenbedingungen in der arabischen Region lassen sich für die Bereiche Umweltpolitik und -recht, Kontrolle und Überwachung, Abfallarten, -mengen und -zusammensetzung sowie Entsorgungswege folgendermaßen zusammenfassen.

Umweltpolitik und Umweltrecht:

- Das gewachsene Umweltbewusstsein in der Region hat dazu geführt, dass Umweltschutz und Abfallwirtschaft inzwischen auf der politischen Agenda stehen.
- Die Situation im Umweltschutz und damit auch in der Abfallwirtschaft ist durch einen Mangel an klaren rechtlichen Vorgaben, Normen und einer fehlenden funktionierenden Organisationsstruktur gekennzeichnet. Der Bedarf an schlüssigen und konkreten umweltrechtlichen Rahmenbedingungen ist sehr groß, wobei bislang i.d.R. ausländische Regelungen ohne Anpassungen an die lokalen Gegebenheiten übernommen wurden und werden.

- Eine Interessen- oder Akteursgemeinschaft ist insbesondere im Bereich der Abfallwirtschaft weder auf staatlicher noch auf privatwirtschaftlich organisierter Ebene vorhanden.

Kontrolle und Überwachung:

- Die Kontrolle und Überwachung der abfallwirtschaftlichen Praxis ist aufgrund der häufig unklaren bzw. zu allgemein gehaltenen rechtlichen Vorgaben kaum möglich.
- Die Festlegungen von Verantwortlichkeiten im Vollzug sind unzureichend. Kontrollen werden oftmals nicht durchgeführt und die vorhandenen Gesetze nicht eingehalten.

Abfallarten, -mengen und -zusammensetzung:

- Die Situation der Abfallwirtschaft in den arabischen Ländern differiert stark von der Abfallwirtschaft in Deutschland und Europa. Es fallen aber alle üblichen Abfallarten an. Die Abfälle können je nach den Abfallerzeugern oder der Herkunft in Hausmüll, Grünabfall, Bauabfall, Sonder- und Industrieabfälle unterschieden werden.
- Die Menge des anfallenden Hausmülls pro Tag und Einwohner beträgt je nach Region zwischen 0,5 – 3 kg. Der Hausmüll wird mit anderen Abfällen gemischt. Dies führt zur Steigerung der anfallenden Menge von Hausmüll pro Einwohner.
- Der organische Anteil ist sehr hoch. Er beträgt ca. 50 – 70% und besteht zum Großteil aus Obst-, Gemüse- und Speiseresten. Der Anteil an Holz ist niedrig. Die recycelbaren Materialien wie Kunststoffe, Glas, Papier, Metall, Textilien, etc. werden nicht getrennt gesammelt und nicht optimal verwertet.

Entsorgungswege:

- Die meisten anfallenden Abfallarten werden in einfachen Mülldeponien abgelagert.
- Es gibt in einigen Ländern einfache und teilweise alte Sortieranlagen zur Trennung der verwertbaren Fraktionen.
- Es existieren kaum Anlagen zur Kompostierung der organischen Fraktionen und Recycling der verwertbaren Abfallfraktionen.
- Derzeit gibt es einige Aktivitäten zum Bau und Betrieb von mechanisch-biologischen Restabfallbehandlungsanlagen und im Bereich der energetischen Verwertung der heizwertreichen Fraktionen in der Zementindustrie

Beispiele abgeschlossener und laufender Projekte in die der Lehrstuhl Abfall- und Stoffstromwirtschaft der Universität Rostock eingebunden ist:

- Errichtung und Betrieb eines Sonderabfallzentrums in Tunesien: Die Firma Nehlsen ist für den Betrieb zuständig.
- In Tunesien ist die erste Biogasanlage für Marktabfälle gebaut worden. Die Anlage ist jetzt in der Testphase. Die Firma Fliegel aus Deutschland hat die Anlage gebaut und ist für den Betrieb für ein Jahr zuständig.
- Errichtung eines Alt-Reifen Recyclingzentrums in Tunesien: Verschiedene deutsche Unternehmen sind für die Lieferung der Technik zuständig. Die Inbetriebnahme der Anlage ist bis Ende 2010 geplant.
- Ausschreibung und Vergabe eines Sonderabfallzentrums für Krankenhausabfällen und Industrieabfällen in Jordanien: Das Projekt ist in der Bauphase. Ein Konsortium aus Italien und Jordanien ist für den Bau, Investition und Betrieb zuständig.
- In Libanon ist die erste MBA mit einer Vergärungsstufe durch ein libanesisch-deutsches Konsortium gebaut worden. Die Anlage ist noch nicht im Betrieb. Es sollen die finanziellen Rahmenbedingungen und Verwertung der hergestellten Stoffströme geklärt werden.
- In Al-Ain in VAE wurde ein Zentrum für Abfallwirtschaft realisiert. Das Zentrum besteht aus einer Sortieranlage, einer Abfallkompostierung und einer Verbrennungsanlage für Krankenhausabfälle.
- In Jordanien sind einige deutsche Unternehmen mit Pilotprojekten zur Einführung der getrennten Sammlung aktiv, die wissenschaftlich begleitet werden.
- In Jordanien sind die ersten CDM-Projekte für die Deponieentgasung ausgeschrieben.

3 ABFALLWIRTSCHAFT IN DER PRAXIS

3.1 Finanzierung der Abfallentsorgung und Beteiligung des informellen Sektors

Das Finanzierungssystem für die Abfallwirtschaft basiert in den meisten arabischen Ländern nicht auf dem Prinzip der Kostendeckung. Die Abfallgebühren sind in fast allen Ländern sehr gering. In den Golfstaaten sind die Kommunen für die Finanzierung der Abfallwirtschaft zuständig. Die Finanzierung erfolgt i.d.R. aus den allgemeinen Steuern und Einnahmen der Kommune oder aus einem Anteil der Grundstücks- bzw. Gebäudesteuern. Die angestrebten Ziele werden wegen der schwierigen Rahmenbedingungen nicht erreicht. Die erhobenen Abfallgebühren decken häufig nur 2 bis maximal 30% der Kosten. Es gibt Bestrebungen, die Gebühren zu erhöhen. Sie sollen z.B. mit der Stromrechnung bezahlt werden. Ein weiteres Problem ist, dass die Gebühren zu einer zentralen Kostenstelle gehen und von dort nach nicht immer klaren Kriterien wieder verteilt werden.

Es existiert keine Recyclingwirtschaft in den meisten arabischen Ländern. Der informelle Sektor sortiert das verkaufbare und verwertbare Material PET, andere Kunststoffe, Metalle und Papier aus den Abfallbehältern auf den Straßen. Diese Materialien werden national (Metalle, Papier und Plastik) und international (PET) vermarktet. Altpapier, Metalle und teilweise Plastik werden in lokalen Strukturen verwertet. Die über den informellen Sektor sortierten Recyclingmaterialien betragen maximal 1 – 3% der gesamten anfallenden Abfallmenge. Weiterhin werden über den informellen Sektor Essenreste und organische Stoffe getrennt und als Futter für die Tiere verwertet, was zu hygienischen Problemen führen kann. Die Integration des informellen Sektors in die Recyclingwirtschaft ist aus sozialen und organisatorischen Gründen erforderlich. Für die verwertbaren Stoffe aus dem Gewerbe und den Industriestädten ist die Wirkung des informellen Sektors in der Recyclingwirtschaft positiv zu beurteilen. Die Industriebetriebe kooperieren mit dem informellen Sektor bei der Vermarktung der verwertbaren Reststoffe.

3.2 Installierte Abfallentsorgungstechnologien/Entsorgungsinfrastruktur

3.2.1 Sammlung und Transport

Die Sammlung und der Transport der Abfälle in den arabischen Ländern können nach folgenden Merkmalen beschrieben und beurteilt werden:

- **Abfallart:** In den Haushalten erfolgt keine Abfalltrennung. Gewerbe und Industrie trennen geringe Mengen an recyclingbaren Stoffen. Es wurden verschiedene Testprojekte zur Einführung der getrennten Sammlung in Jordanien, Libanon, Saudi Arabien, etc. durchgeführt. Die Umsetzung der getrennten Sammlung stellt noch eine große Herausforderung dar.
- **Zuständigkeit, Verantwortlichkeit und Durchführung:** Für die Umsetzung der Sammlung und den Transport sind Ministerien, kommunale Verwaltungsstruktur oder Abfallbehörden zuständig. Tunesien ist das einzige Land, welches eine Abfallbehörde (ANGED) seit ca. 6 Jahren hat. Für die Durchführung der Entsorgungslogistik sind kommunale und Privatunternehmen zuständig. Der Trend geht in Richtung private Abfallwirtschaft (Golfstaaten, Ägypten, etc.).
- **Art der Sammlung:** Die Einwohner bringen in der Regel die Abfälle in Plastikbeuteln zu den Containern oder Abfallsammler holen die Abfälle für ein kleines Entgelt aus den Haushalten ab. In schmalen Straßen („Souk“) werden Abfälle von Straßenkehrern gesammelt. Für das Sammeln dieser Abfälle werden kleine Müllsammelfahrzeuge oder Pickups eingesetzt.
- **Behälter:** Je nach verfügbaren Finanzen werden lokal oder international hergestellte Stahl- oder Kunststoffbehälter mit einem Volumen von 120 – 1.100 Liter verwendet. Es gibt einen Trend zu den Kunststoffbehältern mit Volumina von 240 und 1.100 l. Deutsche und andere europäische Hersteller beliefern die Märkte. In den meisten Ländern ist die Anzahl der Behälter nicht ausreichend. Aus diesem Grund werden Abfälle häufig neben den bereitgestellten Containern auf der Straße abgeladen.
- **Fahrzeuge:** Es werden je nach verfügbaren Finanzen unterschiedliche Techniken (moderne Müllsammelfahrzeuge, LKW, Traktor, etc.) eingesetzt. Die modernen Müllsammelfahrzeuge in den Ländern wie Syrien, Jordanien, Libanon und Ägypten kommen aus Deutschland, Westeuropa und Japan und werden meist über Entwicklungshilfeprogramme finanziert. Die

Türkei, Saudi Arabien und Jordanien verfügen über eigene Produktionsanlagen und beliefern die Nachbarländern.

- Umschlagstationen: Die meisten Länder der Region haben mit dem Bau von Umschlagstationen angefangen. Hier gibt es noch großen Bedarf für angepasste Lösungen. Hochwertige Presscontainer mit deutschem Standard werden jetzt in VAE für die Region hergestellt. In Saudi Arabien werden auch Einrichtungen für Umschlagstationen produziert.
- Sammlungsintervall: Die Sammlungshäufigkeiten der Behälter stellen eine der größten Schwachstellen der Entsorgungslogistik in der Region dar. Die Abfallbehälter werden in den meisten Städten mindestens einmal, manchmal dreimal pro Tag geleert.
- Mitarbeiter: Die in der Abfallwirtschaft beschäftigten Personen sind meistens aus den Billiglohnländern und nicht für die Aufgaben ausgebildet. Das monatliche Einkommen der Beschäftigten beträgt je nach Aufgabe zwischen 50 – 200 Euro. Aufgrund der geringen sozialen Akzeptanz für den Umgang mit Abfällen wird häufig ein Bonus oder Prämien gezahlt.
- Ausgaben für die Abfallwirtschaft: Die durch die zuständigen Kommunen bereitgestellten Finanzen betragen je nach Entwicklungsstand ca. 10 – 50 Euro/Mg Abfall.

Diese Ausführungen belegen, dass es im Bereich der Entsorgungslogistik einen großer Bedarf gibt und entsprechende technische und organisatorisch Konzepte dringend erforderlich sind.

3.2.2 Aufbereitung, Verwertung und Beseitigung

Die Aufbereitung, Verwertung und Beseitigung von anfallenden Abfällen in den arabischen Ländern stellen ebenfalls große Herausforderungen dar. In den einzelnen Ländern, in denen der Lehrstuhl Abfall- und Stoffstromwirtschaft tätig ist, kann die Situation wie folgt beurteilt werden.

Ägypten (BMU 2009):

- Ägypten ist führend in der Region. Es existieren lokale Produktionsstätten für einfache Sortieranlagen und Kompostumsetzer. Es gibt einige Abfallbehandlungsanlagen, die in Eigenregie gebaut wurden aber die meisten haben sich in der Praxis nicht bewährt. Zielführende technische und organisatorische Konzepte sind dringend erforderlich.
- Die meisten Abfälle und Sortierreste werden noch deponiert. Die großen Städte verfügen über moderne Deponien, deren Betrieb allerdings große Optimierungspotenziale aufweist.
- Es werden nur wenige stofflich verwertbare Stoffe aussortiert sowie anschließend national bzw. international vermarktet.
- Es existieren keine thermische Verwertungsanlagen/Müllverbrennungsanlagen, eine PET-Recyclinganlage ist in der Planungsphase.
- Internationale und nationale Privatunternehmen sind im Land vorhanden, die sich um die Komplettentsorgung größerer Städte bewerben können.
- Deutsche und andere europäische Firmen haben derzeit nur geringe Chancen, klassische mechanisch-biologische Abfallbehandlungen zu vermarkten. Die meisten Ausschreibungen und Projekte werden nach dem System einer lokalen Firma (www.ecaru.net) konzipiert.

Saudi Arabien (BMU 2009):

- Es gibt in Saudi Arabien verschiedene Abfallbehandlungsanlagen, die in den vergangenen beiden Jahrzehnten gebaut aber i.d.R. nur kurze Zeit betrieben wurden und inzwischen stillgelegt sind. Es gibt einen großen Bedarf für angepasste Entsorgungskonzepte.
- Die Deponierung ist auch hier der häufigste Entsorgungsweg und hierfür stehen einige moderne Deponien zur Verfügung. Verbrennungsanlagen gibt es nur für Krankenhausabfälle.
- Verwertbare Stoffe werden in den Straßen oder auf Deponien gesammelt und national und international vermarktet.
- Internationale Firmen sind kaum vorhanden. Im wesentlichen erhalten 5 etablierte nationale Firmen die Aufträge. Deutsche und europäische Firmen haben aber gute Marktchancen, wobei der Vorbereitungs Aufwand für ein Projekt allerdings sehr hoch ist.

Libanon (Rida 2007):

- Der Libanon verfügt über die modernste Abfallbehandlungsanlage in der Region. Es handelt sich um eine MBA mit integrierter Vergärungsstufe. Die Anlage ist aber noch nicht im Betrieb.
- Verschiedene kleine Anlagen (Sortierung und Kompostierung) sind in der Bauphase. Lokale Ingenieurbüros sind für die Planung zuständig aber dabei häufig überfordert. Es gibt großen Bedarf an Know-How Transfer. Die meisten dieser Projekte werden aus bautechnischer Sicht und nur unzureichend aus Sicht einer zielführenden, verfahrenstechnischen Abfallbehandlung geplant.
- Der Libanon hat kaum geeignete Flächen für Deponien oder für Lösungen, welche größere Flächen benötigen, so dass u.a. ein Trend zu Mitverbrennungsoptionen (z.B. in Zementwerken) feststellbar ist.
- Die Themen „Umgang mit Alt-Deponien“ und „Deponierückbau“ sind sehr aktuell und auch hier besteht erheblicher Beratungsbedarf.
- Lokale Firmen haben sich am Markt etabliert und ausländische Firmen sind bisher nur vereinzelt vertreten.

Jordanien (Nassour et al. 2009):

- Es existiert im Land nur eine offene Kompostierungsanlage für organische Abfälle aus der Tierhaltung und Landwirtschaft. Der Kompost hat einen sehr hohen ökonomischen Wert (ca. 50 Euro/Mg) und deshalb sollen künftig mehrere Anlagen gebaut werden.
- Die meisten Abfälle werden ohne Behandlung deponiert. Der Deponiebau und -betrieb sind Schwerpunkte von Weltbankprojekten in Jordanien. Weiterhin sind einige CDM-Projekte für die Deponiegasverwertung in der Vorbereitungsphase.
- Die Herstellung und Verwertung von Ersatzbrennstoffen in der Zementindustrie ist ein aktuelles Thema.
- Es wurde ein Zentrum für die Sonderabfallbehandlung nach dem BOT-Modell für 20 Jahre an ein italienisch-jordanischen Konsortium vergeben. Die Anlage ist in der Bauphase und in das Behandlungszentrum ist auch eine Müllverbrennungsanlage integriert.

Tunesien (Grüschow 2006, Mahn 2006):

- Tunesien hat inzwischen eine Abfallbehörde aufgebaut, die für die Abfallwirtschaft in Tunesien zuständig ist.
- Das Eco-Lef vergleichbar mit „Grüner Punkt“ ist in Tunesien seit 1997 etabliert.
- Es wurde ein Zentrum für Sonderabfälle errichtet, welches seit ca. 1 Jahr durch die Firma Nehlsen betrieben wird.
- Es existieren bisher noch keine großtechnischen Verwertungsanlagen für kommunale Abfälle, die sich im Praxisbetrieb bewährt haben. Das Land hat 9 Standarddeponien gebaut und die Ablagerung ist der Hauptentsorgungsweg.
- In diesem Jahr wurde eine Biogasanlage im Raum Tunis für die Marktabfälle gebaut. Die Anlage ist noch in der Testphase.
- Im Jahr 2005 wurde ein Pilotprojekt für die Separierung der Organik zur Weiterverarbeitung und der Abtrennung verwertbarer Stoffe durchgeführt. Das Konzept wird dieses Jahr auf der größten Mülldeponie in Tunis realisiert.
- Die Privatfirma GTR hat ein Zentrum für Altreifen gegründet. Die Anlage ist in der Bauphase und wird bis Ende 2010 in Betrieb gehen.
- Das Land Tunesien hat günstige Rahmenbedingungen für die Investitionen im Bereich Umweltschutz. Es gibt Programme, die u.a. durch Deutschland (KfW) unterstützt werden.

Syrien (BMU 2009):

- Syrien hat im Jahr 2004 einen Masterplan für den Bereich Abfallwirtschaft erstellt. Es sollen mehr als 40 Deponien, 200 Umschlagstationen und 100 Behandlungsanlagen gebaut werden. Die Regierung hat Finanzen dazu bereitgestellt aber bisher sind kaum Projekte realisiert worden, da das notwendige Know-How bei den Entscheidungsträgern fehlt.
- Das Land hat 4 große Industriegebiete konzipiert, die sich im Aufbau befinden und hier sind angepasste abfallwirtschaftliche Lösungen gefragt. Hier ist auch die thermische Verwertung zur Strom- und Wärmeproduktion von besonderer Bedeutung.

Kuwait:

- Es existieren keine Anlagen für die Behandlung von Hausmüll. Für die Aufbereitung von Bauabfällen wurden 2 Anlagen gebaut und es gibt Verbrennungsanlagen für die Krankenhausabfälle.
- Internationale Firmen mit angepassten Technologien haben gute Marktchancen bei den geplanten Projekten (z.B. im Deponierückbau, Sanierung von Altlasten „Kriegschäden“)

4 ZUSAMMENFASSUNG

Die meisten Regierungen in den arabischen Ländern haben die Abfallwirtschaftsprobleme erkannt und wollen angepasste Lösungen umzusetzen. Das fehlende Know-How und die Bereitstellung der notwendigen Finanzen stellen die wesentlichen Schwachstellen dar. Je nach Lebensstandard, Rolle der Politik und internationale Zusammenarbeit unterscheidet sich die Umsetzung der Abfallwirtschaft in den arabischen Ländern. In den meisten Ländern sind inzwischen einige technische Systeme für die Sammlung, den Transport und die Beseitigung aufgebaut worden. Die Sammlung und der Transport der Abfälle werden durch kommunale bzw. private Unternehmen realisiert. Die Deponierung ist derzeit der zentrale Entsorgungsweg. Die größten Herausforderungen sind die Optimierung der Entsorgungslogistik (Einführung der getrennten Sammlung, Reduzierung der Kosten, Optimierung der Abfuhrhythmen, Kontrolle, etc.) und die eigentliche Behandlung der Abfälle. In der gesamten Region existieren kaum praktische Erfahrungen in der Behandlung von Abfällen und es gibt viele stillgelegte Anlagen. Die Gründe sind die falsche Konzeption und oder das unzureichende Management. Es gibt den Trend, die lokale und internationale Privatwirtschaft stärker zu integrieren. Die Kooperation zwischen Wissenschaft und Wirtschaft ist eine gute Option für Technologieanbieter aus Europa, den arabischen Umweltmarkt zu sondieren und erste Pilot-Projekte mit kalkulierbarem Aufwand durchzuführen. In diesen strategischen Partnerschaften steckt viel Potential, das aus Sicht der Autoren in Zukunft noch mehr genutzt werden sollte.

LITERATUR

- Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit Deutschland, BMU (2009) RETech-Initiative: Länderprofile der Abfallwirtschaft (Syrien, Ägypten und Saudi Arabien), erstellt durch den Lehrstuhl Abfall- und Stoffstromwirtschaft der Universität Rostock.
- Grüschow, U. (2006) Bericht PPP-Pilotprojekt in der Stadt Korba in Tunesien.
- Mahn, M. (2006) Integration der Abfalltrennung/Hausmülltrennung und Kompostierung in ein nachhaltiges Abfallwirtschaftssystem in Tunesien am Beispiel des Pilotprojekts in Korba, Lehrstuhl Abfall- und Stoffstromwirtschaft, Universität Rostock, Diplomarbeit.
- Nassour, A. (2005) Ansätze zur Reform der Abfallwirtschaft in Entwicklungsländern, Lehrstuhl Abfall- und Stoffstromwirtschaft, Universität Rostock, Habilitationsschrift.
- Nassour, A., Majanny, A. & Nelles, M. (2008a) Entwicklung der Abfallwirtschaft im arabischen Raum, 11. Dialog Abfallwirtschaft MV, Lehrstuhl Abfall- und Stoffstromwirtschaft, Universität Rostock, ISBN 978-3-86009-029-9, Band 09, 43 – 61.
- Nassour, A., Majanny, A. & Nelles, M. (2008b) Waste Management: Current Developments in the Arabic Countries, Tagungsband anlässlich der Asian-European Environmental Technology and Knowledge Transfer Conference vom 5. – 6. Juni 2008 in Hefei, China, 14 – 23, ISBN 978-3-00-024606-7.
- Nassour, A., Majanny, A. & Nelles, M. (2008c) Entwicklung der Abfallwirtschaft im arabischen Raum, Beitrag im Tagungsband zum 11. Dialog Abfallwirtschaft – Chancen und Risiken für die deutsche Abfallwirtschaft im Ausland, 26.06.2008 an der Universität Rostock, 43 – 59, ISBN 978-3-86009-029-9.
- Nassour, A., Nelles, M., Al-Jaar, M. & Schüch, A. (2009) *Sustainable management of agricultural organic waste and by-products in Jordan*. Beitrag im Tagungsband zur 12. Internationalen Sardinia-Konferenz Abfallwirtschaft und Deponietechnik vom 5. – 9. Oktober 2009, Sardinien, gedruckte Kurzfassung: 1.039 – 1.040, Langfassung auf Tagungs-CD.
- Nelles, M., Nassour, A. & Majanny, A. (2008) Stand und Perspektiven der Abfallwirtschaft im arabischen Raum, in: Lorber, K. E. et al. (Hrsg.) *DepoTech 2008*, 117 – 122, ISBN 978-3-86797-028-0.
- Rida, H.A. (2007) Indikatoren für die Organisation der Verwaltung kommunaler Abfallwirtschaft in arabischen Ländern – Beispiel Libanon – Fachgebiet Abfallwirtschaft, TU Berlin, Doktorarbeit, 2007.

Biomass Wastes-to-Energy in China – Biogas from Landfills or Anaerobic Digestion Plants?

B. Raninger¹, R. Li & X. Chen

Shenyang University of Aeronautical Engineering (SHENHANG), Institute for Clean Energy and Environmental Engineering (ICEEE), Liaoning Key Laboratory of Clean Energy (LNKLCE), P.R. China
¹ *GTZ, German Technical Development Cooperation, Eschborn, Germany*

H. Xu

Design & Research Institute Beijing of Ministry of Houses Urban-Rural Development, P.R. China

SUMMARY: The National Development and Reform Commission (NDRC) in China has acknowledged that till 2050 up to one third of three billion tons of coal per year could be replaced by biomass energy in China. Renewable Energy from biomass waste is one of the pillars in China's long term power supply strategy, targeting 15% renewable energy generation or about 600 GW in 2020. Landfill gas, including biogas from waste water treatment plants and from agriculture biogas plants are seen as the main sources (NDRC 2007). Based on the fact that landfilling is the most widely used type of waste disposal in China, accounting for 80% of the "collected" municipal solid waste (MSW), the expectations to develop engineered landfilling, including landfill gas utilization as a valuable waste treatment option, failed, although these efforts have been supported financially through carbon credits from the industrialized countries and the Clean Development Mechanism (CDM) of UNFCCC. The low amount of certified emission reduction (CER) through landfill gas methane flaring or utilization reached is already an indication that Chinese landfills are behaving differently than landfills in developed countries (UNFCCC 2009). The better option, to make use of the high bio-gas potential of the waste, would be to set up biogas plants, where the biogas derived from the rapidly decaying organic matter in the MSW is generated under controlled conditions. As the agricultural sector is currently setting up thousands of medium and large scale biogas plants (MLBGP) to treat manure and agro processing waste, co-processing of bioorganic municipal waste (BMW) shall be considered instead. The first pilot projects are on the way (e.g. Harbin 2010). Biogas from wet biomass waste should become priority in the Chinese waste management and renewable energy policy in order to reduce the greenhouse gas emissions and replacing gradually fossil fuels.

1 INTRODUCTION

To dump municipal waste on landfills is the most widely used MSW disposal practice in China accounting for more than 80% of 157 million tons of "collected" MSW. The tipping of municipal waste on engineered landfills accounts for 57% of "collected" MSW in 2009 (China Urban Construction Yearbook 2010). In 2009 there were 447 engineered landfills in 654 cities in operation (China Urban Construction Yearbook 2010) and it is estimated that there will be some more 1,600 landfills required within the next 25 years (Xu 2008).

Municipal solid waste is (and in China even much more than in other countries), a significant source of anthropogenic GHG emission, accounting for about 13% of all the human-related methane emission worldwide in 2006. Methane accounts for approx. 45 – 55 (v/v%) in the landfill gas, while carbon dioxide and small quantities of other gases (H₂S, NH₃, H₂) comprise the remainder. Usually methane production starts immediately after waste disposal and may last for decades, depending on the waste characteristics (amount of rapidly and slowly decaying bioorganic matter), and the on-site conditions of the landfill. With the support of the World Bank, the Global Environmental Facility (GEF), the Deutsche Kreditanstalt für Wiederaufbau (KfW) and others, since 1998 about 30 landfill gas projects have been developed in China, with an installed capacity of 60 MW_{el} (Xu 2010).

2 OPTION LANDFILLGAS

2.1 *The Clean Development Mechanism (CDM) provides transparency about landfill gas projects performance*

China is the world leader in terms of CDM project approvals with 328 million tons CO₂ eq/year expected CERs, of which waste handling and disposal accounts to about 18%. The obviously high potential for landfill CDM projects did lead to a large number of landfill CDM projects and as of January 2010, 52 landfill gas projects with a CER potential of 3.9 million tons CO₂ eq/year had been approved by the National Development and Reform Commission (NDRC), from which so far about 20 were registered with a CER potential of 2.4 million tons CO₂ eq/year by UNFCCC (2008) with an average revenue of 20 Euro/ton CO₂eq. But due to the low landfill gas capture rates, only half of the registered landfills can provide monitoring reports. If CERs are claimed, on the average, only 13% of the anticipated CERs can be requested.

2.2 *Characterization of the bioorganic fraction of municipal Waste*

Significantly different waste composition (see Fig. 1, Tab. 1) leads to a landfill behavior of the waste disposed, which is quite different from that of residual-waste at landfills in the EU or in other industrialized countries. In the typical Chinese waste, as it is collected by the municipalities, more than 80% of the organic matter is easy biodegradable with a very low lignocelluloses content (see Tab. 2).

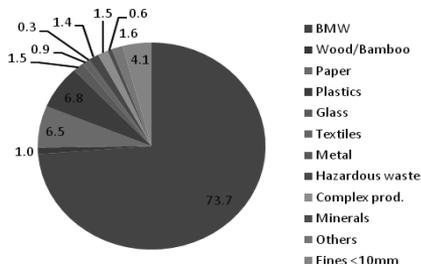


Fig. 1: MSW analysis Shenyang, Sino-German Resource Recovery and Utilization of BMW (RRU-BMW) project, monthly analysis 3/2005 – 10/2007, n = 692 (in m/m% FM), (FM = fresh matter, BMW = bioorganic municipal waste)

Tab. 1: Characterization of Chinese MSW as used in Project design documents (PDDs) and the result of four years monthly MSW analysis in Shenyang (RRU-BMW project), (in m/m% FM).

MSW composition	PDD [m/m%]	Shenyang 2004 – 2009 RRU-BMW [m/m%]
Paper and Textiles	30	8.5
Garden and park waste (non-food organic putrescibles)	28	0.0
Biowaste from households (kitchen)	25	73.7
Wood	8	1.7
Others not bioorganic matter (plastic, inert, metals, glass)	9	16.1
Total	100	100

2.3 *Landfill gas capture efficiency and Certified Emission Reduction (CER)*

At landfills in Canada or Germany it was reported that after 30 years disposed telephone books and waste newspapers still can be read. In Chinese landfills this may not happen because of:

- paper is a valuable material subject of recycling and will not end up at the landfill (low amount of celluloses, hemi- and lignocelluloses) and
- due to high amount of easy decayable bioorganic matter, the high water content, large surfaces disposal practice, and under the given temperatures and rainfall, the conditions in the landfills are favorable for a fast hydrolysis, acidification and even for methane production. This leads to huge amounts of highly COD loaded leachate which is drained from the land-

fills and the remaining bioorganic matter in the landfill is decomposed by anaerobic and aerobic processes very fast (Raninger & Li 2008). Even Chinese landfills managed by international organizations cannot generate the calculated and expected amount of biogas. The landfill Laochuchong in Shenyang, Liaoning, operated by the Italian CDM project developer Asja 2010, is generating under best condition during summer time only half of the anticipated CERs (PDD 2008, based on the CDM methodology ASM 0001 Version 6, 355,875 tons CO₂ eq/year, resp. 1,365,700 tons CO₂ eq/year for a ten years crediting period), (see Fig. 2).

Tab. 2: Comparison of Chinese and European MSW organic matter and its biodegradability (Sino-German RRU-BMW project, Raninger & Li 2008), (in m/m% FM).

MSW characterization		China [m/m%]		EU [m/m%]	
Rapidly & moderately degrading	Bioorganic municipal waste BMW (food- and kitchen waste, green garden waste)	78	Σ88	12	Σ59
Slowly degrading	Organic matter with a higher semi- and lignocelluloses content (wood, yard waste, paper, textiles, composite material.)	10		47	
Non degrading	Inert organic and inorganic matter (plastic, metal, glass, ash.)	12		41	
Total		100		100	



Fig. 2: Three of six planned cogeneration of heat and power (CHP) units of Shenyang, grid connection and gas flare, Laochuchong Landfill, 3,000 tons/day, operated as CDM project by Asja (Raninger 2009)

2.4 Landfill simulation Reserach

Various calculation models were developed for quantifying emissions from the decomposition of waste in MSW landfills, which provides different approaches to estimating landfill gas emission. The most widely used LFG calculation models in China are the US-Environmental Protection Agency (EPA) landfill gas emissions model (Land GEM) and the IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, Tier 1 method (2006). Most of the LFG CDM projects are using the methodology AM0025, and the Central American LFG model. All these models are depending on variables such as k_f factors and L_0 , which are difficult to choose, as long as waste classification in rapidly-, moderately- and slowly degrading substances is not sufficiently considered (Tab. 2). The EPA LFG recovery projection, which was so far mostly used for CDM projects in China, results in about five times higher amounts than the calculations based on the latest UNFCCC methodological tool (UNFCCC 2008). But also the UNFCCC methodology, the Central American and the EPA model are still overestimating the real net CERs generation in China by about 100% (see Fig. 3). In order to understand better the problem of low landfill gas capture rates in China, the biodegradation behavior of EU and Chinese waste was analyzed and compared in the ICEEE biotechnological laboratory by landfill simulation tests. After 500 days in the EU waste landfill (Reactor 4) 90% of the TOC of the MSW was still remaining in the landfill body, whilst in the Chinese waste (Reactor 2) only 66% of the TOC remains. In the Chinese waste 22% (25% after 750 days) of the TOC was lost through leachate and 12%

through other not biogas related losses (see Fig. 4). Biogas was not identified during that time, one reason might be the low pH between 5.2 – 6.2 in both cases.

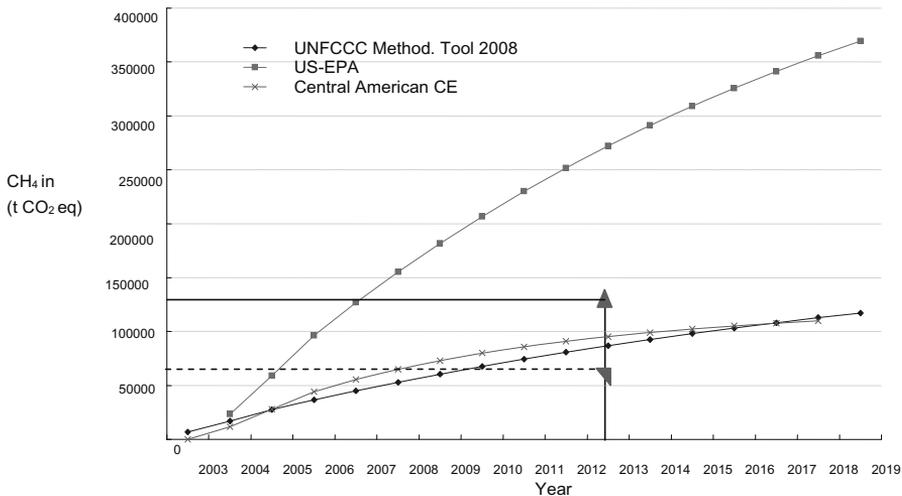


Fig. 3: Comparison of three landfill gas calculation models (US-EPA 2005, US-EPA Central American Model 2007 and UNFCCC 2008) on the example of Shenyang, Laochuchong Landfill, ▲ PDD estimation and ▼ expected CER result

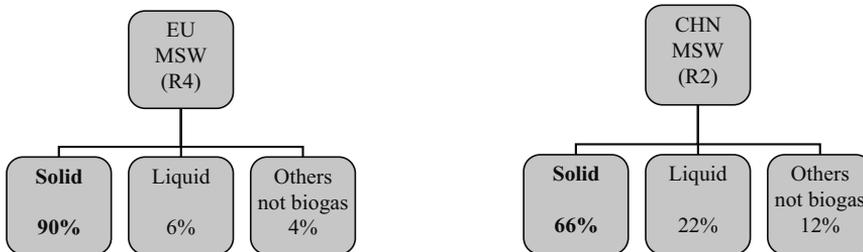


Fig.4: The TOC mass balance of the EU MSW and Chinese MSW after 500 days, landfill simulation including rainfall 600 mm/year, 37 °C, pressure load of 3.5 tons/m², biogas-inoculum, (Chen et al. 2009)

3 BIOGAS POTENTIAL FROM CHINESE MSW AND BMW

The biogas generation potential of the source separated bio-waste fraction of MSW (BMW which contains about 3 – 6% ballast matter) and of unsorted MSW (with about 20% ballast matter, see Tab. 1) from Shenyang was analyzed within the RRU-BMW project (Raninger et al. 2006, 2008). The characteristics and results for BMW are displayed in Tab. 3 and it is shown that the biogas generation potential of fresh bio-waste with 117 Nm³ biogas per ton of feedstock is comparable with BMW from Europe. A comparison with other feedstock materials, especially from the agricultural sector, is given in Fig. 5. BMW and its mixtures with manure provide the highest biogas yields. The landfill gas collection potential and the biogas yield from EU, from Chinese MSW landfills and Chinese MSW anaerobic digestion plants is estimated in Tab. 4. Under consideration of the waste composition (mainly the H₂O and TOC_{bio} content) and the practical circumstances at the landfills, respectively the biogas plants, it is evident, that the land-

fill gas yield at Chinese landfills is very low, but in the case the same feedstock is processed in closed biogas plants, full use can be made from the BMW biogas potential.

Tab. 3: BMW characterization and biogas potential, Shenyang (RRU-BMW, Raninger & Li 2008)

Parameter		
Dry substance	w/w% FS	25 – 30
Organic matter	w/w% DS	78 – 85
pH	–	5.2 – 5.8
Conductivity	mS/cm	1.2
TOC	m/m% DM	43 – 46
C/N ratio	–	18 – 23
Biogas potential (50days)	NI/kg FM	117
	NI/kg DM	474
	NI/kg VS (Ignition loss)	600 – 700
Methane, CH ₄	NI/kg DM	249
	v/v% in biogas	53

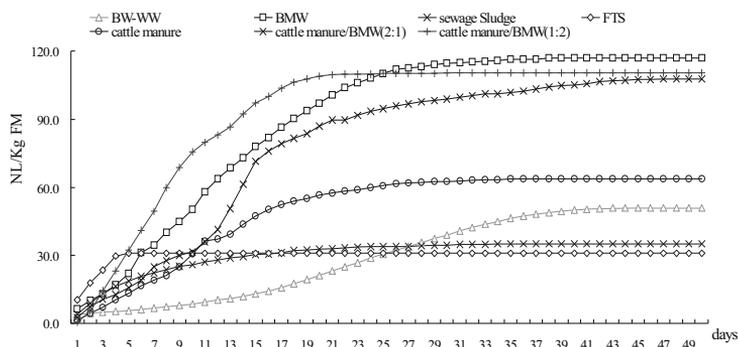


Fig. 5: Biogas potential and generation kinetics from different feedstock and co-feedstock material in China, (Raninger et al. 2006, 2008), BMW = Bioorganic municipal waste, BM-WW = BMW leachate, FTS = fat trap sludge from restaurants, FM = fresh matter

4 OPTION BIOGAS UTILIZATION

4.1 Biogas Plant Development in China

Agricultural livestock waste with 7.2 million tons of COD emissions in 2001 was the largest source of COD pollution in China. The number of Chinese commercial livestock farms was 4.3 million in 2008, from which about 20,000 were large and medium-sized livestock farms, from which only 3% are equipped with appropriate waste treatment facilities to meet the pollution control standards. The total quantity of livestock waste did reach 1.9 billion tons/year in 2004 and is continuously increasing and reached 2.1 billion tons/year in 2005, 2.7 billion tons/year in 2006 (China Statistical Yearbook 2007) and there are 3.4 billion tons/year forecasted for 2015. In the municipal waste sector the development of biogas plants failed so far, such as the projects of Biomax company in Beijing, Shanghai and Guangdong, where even the PDDs were not approved by UNFCCC (2006). In the course of this development which considers (i) the protection of the environment, (ii) the support of the Chinese efforts on GHG emission reduction (< 45% in 2020 based on the 2005 level) and (iii) the generation of renewable energy (15% in 2020), high priority is given to the development of middle size (biogas production > 50 Nm³/d) and large scale (> 300 Nm³/day) biogas plants, in particular in the agricultural sector.

Tab. 4: Landfill gas (LFG) collection and biogas (BG) yields from EU and Chinese MSW landfills (LF) and biogas generated at biogas plants (BGP)

MSW	TOC _{bio}	LFG/BG Potential **	H ₂ O	LFG/BG Potential *	LFG/BG Recovery rates	Total BG/LFG yield
	[m/m% DM]	[m ³ /ton DM]	[m/m% FM]	[m ³ /ton FM]	[%]	[m ³ /ton FM]
EU LF****	27	500	40	330	50	165
China LF	***38	700	70	200	10	20
China BGPs	43	800	80	160	**60	**98

* 1g TOC_{bio}/VS produces under normal conditions (i.e. 0 °C, 1 atm), 1,868 lt LFG

** VS (550 °C) in m/m% DM = TOC in Chinese MSW (VS = Volatile Solids)

*** Cumulated biogas potential, acc. biogas generation test 50 days, 37 °C (Raninger et al. 2006)

**** Average EU countries (Germany, Austria, EU) 1993 – 1996 (no BMW separation)

The number of agricultural medium and large scale biogas plants (MLBGPs) at mainly animal husbandries was 4,000 in 2007. Two cases, one 0.1 MW UASB technology from 2005 in Jiangxi and an advanced 2 MW CSTR project from 2008 near Beijing, are shown in Fig. 6. The policy target is to build 10,000 MLBGPs to produce 14 billion Nm³ biogas/year in 2020. But this target will be reached much more recent under the current governmental subsidy policy. The fact that at present only one biogas plant is claiming CERs, two are CDM registered and only three are connected to the public e-grid, reflects the actual low performance of MLBGP development.



Fig. 6: Left: Sichuan biogas plant, Jiangxi Province, liquid manure from 20,000 pigs, Up-flow Anaerobic Sludge Blanket (UASB) technology for liquid phase, 0.1 MWel installed capacity, invest: 0.7 million Euro, 2005. Right: Deqingyuan biogas plant, one of the largest in China, near Beijing, supported by Ministry of Agriculture (MOA), Ministry of Science & Technology (MOST), UNDP GEF, 212,000 tons/year manure from three million chicken, Continuous Stirred Tank Reactor (CSTR) with side mounted mixtures, two MWel-installed capacity, Deutz-CHP, biological desulfurization, electric grid connection, invest: 7 million Euro, no CDM (2008), (Source Raninger 2009)

4.2 The technical standard of Biogas Plants in China

The technological level and the operational performance of MLBGPs stays clearly behind “international best practice”. The reasons for this are the lack of:

- appropriate advanced technical standards and enforcement of the existing standards (NY/T1222-2006, NY/T 1704-2009),
- operational availability of technology,
- appropriate technologies for feedstock with high dry matter content (without removal) or the traditional use of passive AD technology to reduce the COD (effluent pollution) only,
- a systematic biogas utilization,
- safety and environmental protection measure (such as flaring),
- designer and supplier liability to stand for performance guaranties,
- awareness in regard to biogas plant operation for power production and
- motivation to develop viable and reliable business concepts as the current operation incentives (revenues from energy, heat, fertilizer, gate fees, etc.) are low.

The German Development Cooperation is currently launching the Sino-German Biomass Utilization Project’ (GTZ 2010) to improve the technical standard and the operational performance

of Chinese MLBGPs. About 120 biogas projects, financed jointly by an Asian Development bank loan (ADB 2009), though GEF and CEFPP grants, governmental subsidies and the companies' own investment, are the beneficiaries. Besides of capacity building activities for project developers, design institutes, operating personal, monitoring experts and besides of technical safeguarding the technical standard of these projects, demonstration projects will receive technical assistance (TA) support in regard to the following scope of innovation:

- large scale technology (incl. the largest Chinese biogas plant with 5 MW_{el}),
- new technological approaches: dry fermentation, co-feedstock processing and pretreatment, bio-methane, integration of new technologies into existing systems,
- biogas-utilization: large scale micro biogas grids (10,000 households) and biogas purification to bio-methane to be blended with liquefied natural gas (LNG) or directly used for vehicle operation as compressed biogas (CBG),
- design and operation fitting extreme cold climatic conditions in North and West China,
- new CDM modalities such as Program of Activities (PoA CDM), new or adapted methodologies related to new feedstock and cold climate conditions,
- new business models for centralized biogas plants, co-feedstock processing (separated BMW, manure, biomass from agriculture: straw, banana leaves, sugar cane),
- new institutional cooperation arrangements (e.g. Bureaus of Agriculture and Municipal Construction Administration, private-public-partnership (PPP) projects,) and
- revenues based on gate fees (not used in the agricultural sector) and CDM (for biogas CDM projects at current only one single success case exist in China, see UNFCCC 2009).

5 CONCLUSIONS

Under the aspect of enforcing circular economy, renewable energy production, environmental protection and climate change abatement, using biomass wastes in an area where arable land for energy crop production is basically not available, is a viable solution. Biogas fits to the demands of a centralized infrastructure related to megacities and a high grade of urbanization in China. International donors and multinational organizations are supporting this trend, but the awareness that the targets set in the renewable energy law (2007) with 3 GW_{el} from large scale biogas plants in China could be increased by ten times, if all stable biomass waste would be taken under consideration. The benefits of biogas are – besides a highly positive eco-balance – the multipurpose way of utilization, such as in decentralized modalities (32 million household scale biogas digesters in China, 2009), in grid connected gas- and electricity systems and as vehicle fuel. The bioorganic fraction of some 300 million tons of municipal waste is still an “undiscovered” and “underestimated” source of renewable energy in China, based on the experience that landfill gas collection does not sufficiently work. Therefore landfill gas collection should be still applied for existing landfill sites but not seen as a strategy to generate quantitatively biogas from MSW as a source.

LITERATUR

- ADB (2009) *Preparing the integrated Rural Energy Biomass Project, PPTA 4939*, for MOA, www.adb.org/Documents/Reports/Consultant/40682-PRC/40682-PRC-TACR.pdf.
- Chen, X., Raninger, B., Feng, L. & Li, R. (2009) *Why Chinese MSW Landfills do not generate the expected amount of Certified Emission Reduction (CERs)*, ORBIT China.
- China National Bureau of Standardization (2007) NY/T1222-2006, *Design Standards for Biogas Projects in large livestock breeding farms*, China.
- China Statistical Yearbook (2007) China statistical press, China.
- China Urban Construction Yearbook (2008 – 2010), China.
- GTZ (2010) *The Biomass Utilization Project*, www.gtz.de/en/weltweit/asien-pazifik/china/30750.htm.
- IPCC (2006) *Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, Tier 1 method*.
- National Development and Reform Commission, NDRC (2007) *Medium and Long Term Development Plan for Renewable Energy in China*, Beijing, China.
- Raninger, B. & Li, R. (2008) *Municipal Waste degradation at engineered landfills and its impact on the generation of greenhouse gas emission reduction in China*, ORBIT e.V., Germany.

- Raninger, B., Bidlingmaier, W., Li, R. & Lei, F. (2006) *Bioorganic Municipal Waste Management to deploy a sustainable Solid Waste Disposal Practice in China*, The Chinese Journal of Process Engineering, Vol. 6 No. 2, Apr., ISSN 1009-606x, 255 – 260, China.
- Raninger, B., Li, R. & Dong, R. (2007) *Bioorganic Municipal Waste Treatment - an Approach to strengthen Integrated Waste Management and Renewable Energy Production in China*, A&WMA'S 100th annual conference, Pittsburgh, PA, US.
- Raninger, B. (2009) *Landfill-gas versus Bio-gas from Bioorganic Wastes in China*, Biopower Generation Asia, Singapore, www.greenpowerconferences.com/biofuelsmarkets/biopower_asia_dl.html.
- The People's Republic of China (2006, amended 2009) *China Renewable Energy Law*.
- UNFCCC (2006) *Municipal Solid Waste Anaerobic Treatment and Biogas Utilization by BIOMAX*.
- UNFCCC (2008) *Methodological Tool to determine methane emission avoided from disposal of waste at a solid waste disposal site* (Version 04) <http://cdm.UNFCCC.int/methodologies/index.html>.
- UNFCCC (2009) *PDD, Ref 1906, Shenyang Laochuchong LFG Power Generation Project, version 03*.
- US EPA (2005) *Landfill Gas Emissions Model (Land GEM) version 3.02*, <http://www.epa.gov/>.
- US EPA (2007) *Washington DC, Central America Landfill Gas Model, version 1.0*, <http://www.epa.gov/>.
- Xu, H. (2008) *All the Waste in China*, ISWA, Waste Management World, 60 – 67.
- Xu, H. (2010) *Landfill gas recovery in China*, China Bio-energy Technology and Investment Summit, Lnoppen, Shenyang, China.

ABBREVIATIONS & ACRONYMS

AD	Anaerobic Digestion
ADB	Asian Development Bank
BGP	Biogas Plant
BMW	Bioorganic Municipal Waste
CBG	Compressed Biogas
CDM	Clean Development Mechanism (UNFCCC)
CEFPF	Clean Energy Financing Partnership Facility – ADB.org
CER	Certified Emission Reduction (CDM)
CHP	Cogeneration of Heat and Power
COD	Chemical Oxygen Demand
CSTR	Continuous Stirred Tank Reactor
DM	Dry Matter Content
DS	Dry Substance
FM	Fresh Matter Content
GEF	Global Environment Facility of the World Bank
GHG	Greenhouse Gas
GTZ	German Technical Cooperation (Gesellschaft für Technische Zusammenarbeit GmbH)
ICEEE	Institute for Clean Energy and Environmental Engineering
KfW	Deutschen Kreditanstalt für Wiederaufbau
LFG	Landfill Gas
LNG	Liquefied Natural Gas
MLBGP	Medium- and Large-scale Biogas Plants
MOA	Ministry of Agriculture
MSW	Municipal Solid Waste
NDRC	National Development and Reform Commission
PDD	Project Design Document (CDM)
PoA CDM	Program of Activities, CDM
PPP	Private Public Partnership
RRU	Resource Recovery and Utilization (Project)
UASB	Up-flow Anaerobic Sludge Blanket
UNDP	United Nations Development Program
UNFCCC	United Nations Framework Convention on Climate Change
VS	Volatile Solids (equal to Ignition loss, or total organic matter)

Abfallwirtschaft in China – Stand und Perspektiven der Abfallverbrennung

T. Dorn & M. Nelles
Universität Rostock, Rostock, Deutschland

S. Flamme
Fachhochschule Münster, Münster, Deutschland

D. Chen
Tongji Universität Shanghai, Shanghai, China

K. Wu
Universität Hefei, Hefei, China

KURZFASSUNG: Die Abfallwirtschaft in China befindet sich derzeit im Aufbau und die Abfallverbrennung spielt dabei noch eine untergeordnete Rolle. Dies liegt zum einen an den im Vergleich zur Deponierung hohen spezifischen Behandlungskosten und zum anderen an den hohen biogenen Anteilen und damit verbundenen hohen Wassergehalten des Abfalls. Die Verknappung von freien Deponieflächen, Verunreinigung von Agrarland durch Deponiesickerwasser, Feuer- und Explosionsgefahr auf den Deponien, steigende Transportkosten, Geruchsbelästigung und steigender Widerstand aus der Bevölkerung wegen unzureichender Abfallbeseitigung führen jedoch in immer mehr Städte zur Planung und Realisierung von Müllverbrennungsanlagen (MVA). Im Jahr 2009 waren 47 MVA in Betrieb, die kommunale Abfälle verbrannt haben, wobei aufgrund der geringen Heizwerte des Abfall in vielen Anlagen eine Stützfeuerung erforderlich ist. Hierzu wird in den meisten MVA Kohle eingesetzt. Alle MVA haben mit betrieblichen Problemen zu kämpfen und es gibt noch reichlich Optimierungsbedarf. Die Verbrennungskapazitäten wurden in den letzten Jahren konsequent ausgebaut und China plant zukünftig noch weitere 300 MVA in den städtischen Metropolen zu bauen. In ländlichen Gebieten sollen zusätzlich 175 neue MVA errichtet werden. Dies ergibt ein Potential von zusätzlich 475 MVA in den nächsten 5 – 10 Jahren.

1 EINLEITUNG

Mit dem beispiellosen Wirtschaftsaufschwung während der letzten 30 Jahre haben sich Lebensstandard der chinesischen Bevölkerung, sowie die sozialen und wirtschaftlichen Strukturen Chinas drastisch verändert. Der Übergang von staatlich geplanter Wirtschaft zur gesteuerten Marktwirtschaft setzte eine gewaltige Industrialisierung und Stärkung des Dienstleistungssektors in Gang. Die Kehrseite von Massenproduktion und steigendem Konsum in der Gesellschaft sind jedoch die Abholzung der Wälder, Ausbeutung der fossilen Brennstoffe und der Raubbau an natürlichen Ressourcen.

Von den zuständigen Regierungsbehörden wurde aber mittlerweile erkannt, dass Umweltschutz und damit auch eine funktionierende Kreislauf- und Abfallwirtschaft eine Grundvoraussetzung für eine nachhaltige Entwicklung der VR China sind. Im Herbst 2005 wurde von verschiedenen internationalen Expertengruppen und der Chinese Academy of Social Sciences ein Bericht zu dem Thema „Chinese Strategies for Promoting Circular Economy: Priorities and Policy System“ erstellt (Bilitewski 2006). In vier Unterpunkten beschreibt der Bericht Maßnahmen und Steuerungsmechanismen, um in China die Kreislaufwirtschaft einzuführen. Diese wird hier definiert als „ein ökonomisches Entwicklungsmuster, das auf den Umweltschutz, die Vermeidung von Emissionen und auf eine nachhaltige Entwicklung ausgerichtet ist, um Abfall und Emissionen bei dem Verursacher zu vermeiden und deren Entstehung bezogen auf die Produktionseinheit zu reduzieren“. So soll angestrebt werden, Ressourcen hocheffizient zu nutzen und Fehlfunktionen des Marktes, welche die Umwelt belasten, zu beseitigen.

Laut State Environment Protection Administration (SEPA), sollen zwischen den Jahren 2006 bis 2010 ca. 160 Mrd. US-Dollar in den Umweltschutz investiert werden. Mit dem aktuellen 11. Fünf-Jahres-Plan, der einen eigenen Schwerpunkt Umweltschutz setzt, stimmen diese Werte auch überein. Abgerundet wurde dies mit der Inkraftsetzung des „Gesetzes zur Unterstützung der Kreislaufwirtschaft“ zum 1. Januar 2009. Auch wenn absehbar ist, dass die genannten Ziele

nicht vollständig erreicht werden können, ist China bereit aus, den Erfahrungen anderer Länder zu lernen und sucht ganz gezielt den Erfahrungs- und Know-How-Austausch. Regelmäßig wird im Rahmen des bilateralen Dialogs zwischen Deutschland und China nach Technologietransfer gefragt. China hat dabei erkannt, dass Deutschland nach den Wirtschaftswunderjahren bzw. nach der Wiedervereinigung ähnliche Probleme zu bewältigen hatte und mittlerweile eine Spitzenposition in der Umwelttechnik belegt. Entsprechend groß ist das Interesse von dieser Erfahrung zu profitieren. Vor diesem Hintergrund engagiert sich die Universität Rostock seit 8 Jahren in China (z.B. Kooperation mit der Tongji-Universität Shanghai) und ist mit der Universität Hefei für den Betrieb des Chinesisch-Deutschen-Zentrums für Umwelttechnologie- und Wissenstransfer (CETK) in der Hauptstadt der Provinz Anhui zuständig. Die Schwerpunkte der Arbeit sind die Unterstützung des Aufbaus eines Umweltingenieurstudiengangs, Studenten- und Wissenschaftler austausch, Weiterbildung von Entscheidungsträgern, angewandte F&E- sowie Wissens- und Technologietransferprojekte im Bereich Abfallwirtschaft. Im Sommer 2007 ist das CETK von der Regierung als Anhui-Kompetenzzentrum für den Bereich der Abfallwirtschaft/Abfalltechnik ausgewählt worden und soll die abfallwirtschaftliche Entwicklung für die rund 65 Mio. Einwohner der Provinz Anhui maßgeblich mitgestalten. Ein wesentliches Ziel des CETK an der Universität Hefei ist es, europäischen Anbietern von hoch entwickelten Umwelttechnologien den Markteintritt in China zu erleichtern (Nelles et al. 2007).

Im Rahmen des Promotionsvorhaben zum Thema Umwelttechnologietransfer zwischen Deutschland und China laufen derzeit intensive Untersuchungen zum Thema Abfallverbrennung in der VR China und im Folgenden werden die Ergebnisse auszugsweise vorgestellt. Ausführlichere Darstellungen können u.a. Dorn et al. 2010 entnommen werden.

2 STAND UND PERSPEKTIVEN DER ABFALLVERBRENNUNG IN DER VR CHINA

Die Abfallverbrennung spielt in China noch eine eher untergeordnete Rolle in der Abfallentsorgung. Dies liegt zum einen an den im Vergleich zur Deponierung hohen spezifischen Behandlungskosten und zum anderen an den hohen biogenen Anteilen und damit verbundenen hohen Wassergehalten des Abfalls. Die Verknappung von freien Deponieflächen, Verunreinigung von Agrarland durch Deponiesickerwasser, Feuer- und Explosionsgefahr auf den Deponien, steigende Transportkosten, Geruchsbelästigung und steigender Widerstand aus der Bevölkerung wegen unzureichender Abfallbeseitigung führen jedoch in immer mehr Städten zur Planung und Realisierung von Müllverbrennungsanlagen (MVA). Im Jahr 2009 waren 47 MVA (32 Rostfeuerungsanlagen und 15 Wirbelschichtfeuerungsanlagen) in Betrieb, die kommunale Abfälle verbrannt haben, wobei derzeit aufgrund der geringen Heizwerte des Abfall in vielen Anlagen eine Stützfeuerung erforderlich ist. Hierzu wird in den meisten MVA Kohle eingesetzt, dies ist, wie später beschrieben, aus vergütungstechnischen Gründen vorteilhaft. Alle MVA haben mit betrieblichen Problemen zu kämpfen und es gibt noch reichlich Optimierungsbedarf. Die Verbrennungskapazitäten wurden in den letzten Jahren konsequent ausgebaut und China plant zukünftig noch weitere 300 MVA in den städtischen Metropolen zu bauen. In ländlichen Gebieten sollen zusätzlich 175 neue MVA errichtet werden. Damit ergibt sich ein Potential von insgesamt 475 neuen MVA in den nächsten 5 – 10 Jahren.

Im Rahmen der eigenen Untersuchungen wurden aufgrund großer Entfernungen in einem ersten Ansatz ca. 30 MVA zu Besuchen vorgesehen. Direkte Kontakte zu den Betreibern während einer Tagung der MVA Vereinigung in Shenzhen, sowie per Telefon ergaben, dass viele der Anlagen keine Besucher einlassen. Auf die Gründe hierzu wird später noch eingegangen. Von Ende April bis Ende Mai 2009 konnten insgesamt 15 MVA von 47 sich in Betrieb befindlichen Anlagen, die kommunale Abfälle einsetzen, besucht werden (32%). Es wurden Befragungen der Betreiber durchgeführt und die gewonnenen Informationen und Eindrücke sind im Folgenden stichpunktartig zusammengefasst:

- Die von den Betreibern angegebene durchschnittliche Behandlungskapazität pro Verbrennungslinie liegt bei ca. 345 Mg/d, wobei die Rostfeuerung mit 340 Mg/d etwas über den Wirbelschichtöfen mit 314 Mg/d liegt.
- Die meisten MVA werden für einen Heizwert (H_u) von 5 – 7 MJ/kg ausgelegt. In der Praxis erreichen die angelieferten Müllfraktionen wegen der hohen Organik und hohen Wassergehalte allerdings häufig nur eine Heizwert von < 5 MJ/kg und eine vollständige Verbrennung

- Der technische Standard der MVA ist sehr unterschiedlich und reicht von einfachen Verbrennungsanlagen, die die chinesischen Emissionsgrenzwerte mit Sicherheit nicht einhalten (auch wenn dies von den Betreibern anders dargestellt wird) bis zu MVA, die den europäischen Standards entsprechen. Diese Anlagen sind zumindest bei optimierter Betriebsweise in der Lage, die vorgeschriebenen Emissionswerte einzuhalten.
- Fernwärme kommt nicht zum Einsatz. In den wenigen Fällen, in denen Wärme ausgekoppelt wird, steht sie lediglich zum Anlagen-internen Verbrauch zur Verfügung. Dies liegt zum einen an den klimatischen Bedingungen, denn in Südchina (= südlich des Yangtze Flusses) ist Heizen nicht verbreitet. Zum anderen fehlen meistens Tarif- und Versorgungsrichtlinien, die eine Fernwärmeversorgung und Abrechnung wirtschaftlich ermöglichen würden.
- Alle Anlagen finanzieren sich über Anlieferungsgebühren und Stromeinspeise-Erlöse. Hier gibt es regional große Unterschiede, es wird allerdings seit der Gebührennovelle von 2005 ein wirtschaftliches Auskommen gesichert.
- Mehrere der nicht besuchten Anlagen gehörten zu Betreibergesellschaften (z.B. Wenzhou Wei Ming) deren „Referenz-Anlagen“ besichtigt werden durften. Ein wesentlicher Grund, warum Betreiber sehr selektiv mit Besuchern umgehen, liegt in der Tatsache, dass Anlagen oft mit sehr viel mehr Kohlezuführung betrieben werden als offiziell bekannt gegeben wird. Laut Aussagen der Betreiber müssen die mit erhöhter Kohlebefeuerung gefahrenen Anlagen zum wirtschaftlichen Gesamterfolg beitragen, da Anlagen mit „reiner“ Müllverbrennung gerade mal kostendeckend arbeiten. Die Müllverbrennung und -verstromung wird mit einem erhöhten Tarif (ca. 0,55 RMB/kWh) subventioniert. Der Normaltarif für Wasserkraftwerke liegt bei ca. 0,22 RMB/kWh, für Kohlekraftwerke liegt er bei 0,33 RMB/kWh. Dies bedeutet, dass ein Kraftwerksbetreiber unter „Beimischung von Hausmüll“ eine 60% höhere Rentabilität erreicht. Unter diesem Gesichtspunkt ist auch zu erklären, warum seit 2005 verstärkt Wirbelschichtverbrennungsanlagen in Dienst gestellt werden.

Nachdem sich die meisten Anlagen seit mehreren Jahren in kontinuierlichem Betrieb befinden, konnten die anfänglichen Probleme – vor allem verursacht durch den niedrigen Heizwert des chinesischen Hausmülls – überwunden werden. Im Wesentlichen wird dies durch eine aufwändige Durchmischung des Mülls, einer längeren Lagerung und damit verbundenen Entwässerung und Trockenstabilisierung bewerkstelligt. Durchschnittlich kann nach Aussagen der Betreiber dadurch eine Verbesserung des Heizwertes um 0,5 MJ/kg erreicht werden, so dass in der Regel ein weitgehender Abbrand gewährleistet werden kann. Einige Anlagenbetreiber gaben an, den Müll mit Stroh zu durchmengen (Tianjin), um einen besseren Heizwert zu erzielen oder in den Wintermonaten mit Gas (Changzhou) bzw. Diesel (Kunshan) zu zufeuern. Die besuchten Wirbelschichtanlagenbetreiber gaben an, im Durchschnitt bezogen auf den Gesamtinput zwischen 12% (Taiyuan, Erklärung folgt) und 18% (Hangzhou Xiao Shan) Kohle zur Stützfeuerung einzusetzen.

Als größtes Problem nannten die Anlagenbetreiber (40% aller Anlagen) die Korrosion im Abgassystem. Hier können zwei Dinge festgestellt werden:

- Die Wartungsintervalle, Revisionen und vorbeugende Reparaturen werden nicht eingehalten. Dies ist wesentlich darauf zurück zu führen, dass das entsprechende Personal nicht richtig für diese Aufgaben geschult wurde.
- Die verschlissenen Anlagenteile werden oft nur notdürftig repariert oder durch ungeeignete, lokal hergestellte nicht korrosionsresistente Werkstoffe ersetzt.

Im Betrieb werden daher oft die Wärmetauscher und die Abgasreinigung beeinträchtigt, was dann entweder die Wirtschaftlichkeit oder aber die Emissionen der Anlage negativ beeinflusst. Aufgrund der fehlenden Ersatzkapazitäten werden jedoch problembehaftete Anlagen nicht abgeschaltet sondern oft zu Lasten der Umwelt weiter betrieben.

20% der MVA-Betreiber gaben, an Probleme mit der Entsorgung des Bunkersickerwassers zu haben. In den meisten Fällen wurde die anlageninterne Abwasseraufbereitung nicht entsprechend ausgelegt, so dass sich das Wasser im Bunker langsam aufstaut. Dies beeinträchtigt zu

meist den Automatikbetrieb des Greiferkrans, der bei zu tiefem Absinken einen Kurzschluss erfahren kann (z.B. Tianjin).

Weitere 20% der Anlagen gaben an, mit der Anlageneffizienz und dem Energie-Eigenverbrauch Probleme zu haben. Hier konnte festgestellt werden, dass:

- bei der Anlagenauslegung auf den Eigenverbrauch nicht geachtet wurde und deshalb Pumpen, elektrische Motoren und andere Energieverbraucher zum Einsatz kamen (billige Produkte), die eine weit schlechtere Energieeffizienz besitzen als der Stand der Technik.
- Der allgemeine Zustand der Anlagen schlecht und damit Wartung und Pflege nicht entsprechend durchgeführt worden ist, was sich seinerseits auf die Systemeffizienz auswirkt.

Probleme mit der Anlagenwartung gaben 13% der Betreiber in der Befragung an. Hier kristallisierten sich zwei Punkte heraus:

- Es werden keine Budgets für Ersatzteile oder Wartung vorgesehen, so dass im Betrieb oftmals das Geld fehlt, um Originalteile zu erwerben. Die Wartungen werden dann erst ausgeführt, wenn ein Teil ausfällt und Ersatzteile müssen auf dem Lokalmarkt besorgt werden (Kopien, qualitativ minderwertige Teile).
- Die Betriebsmannschaft, speziell die Wartungsteams verfügen über keine oder nur eine unzureichende Unterweisung in Maschinen- und Anlagentechnik. Entsprechend werden Wartungsarbeiten gar nicht oder nur teilweise oder schlichtweg falsch ausgeführt (Ausfall der Krananlage in Shenzhen Baoshan).

In der Diskussion mit Anlagenbetreibern in Shenzhen, sowie während der Besuche vor Ort wurde zwar großes Interesse bekundet einen Erfahrungsaustausch zu initiieren, um Probleme und deren Lösungen zu besprechen. In der Praxis konnte dies bisher allerdings noch nicht umgesetzt werden. Zu groß waren die Ängste, sich eine Blöße zu geben und das Gesicht zu verlieren. Lediglich auf persönlicher Beziehungsebene ist daher ein Wissens- und Erfahrungsaustausch machbar. Viele der angesprochenen Punkte lassen sich auf mangelnde Fachkompetenz und fehlendes Wissen zurückführen. Weiterbildungsmaßnahmen scheitern derzeit allerdings an folgenden Punkten:

- Das Betriebspersonal der MVA besteht fast ausschließlich aus sehr einfachen Arbeitern, die aus der direkten Umgebung rekrutiert wurden und keine höhere Schulausbildung besitzen.
- Trainer mit entsprechenden Fachkenntnissen zu Anlagen und Betrieb können oft nur von ausländischen Lieferanten angeboten werden. Die entsprechenden Trainingskosten werden von den lokalen Betreibern als zu hoch angesehen.
- Die Sprach- und Kulturbarrriere zwischen Trainern und Trainees ist zu groß, um hier einen effizienten Austausch zu bewerkstelligen.

Vor diesem Hintergrund bilden Wartungs- und Inspektionsverträge zu regelmäßigen Prüfungen durch die Lieferanten die gängigste Lösung, um Probleme im täglichen Betrieb weitgehend zu verhindern. Aber auch diese Verträge werden in vielen Fällen nicht abgeschlossen, da diese aus Sicht der Anlagenbetreiber zu teuer sind. Stellt man die dadurch vermeidbaren Anlagenausfallzeiten von jährlich mindestens 1.000 Stunden dagegen, ist diese Einschätzung sicherlich falsch.

LITERATUR

- Bilitewski, B. (2006) *Circular Economy – Der chinesische Ansatz zur Kreislaufwirtschaft*. In: Lorber, K.E. et al. (Hrsg.): DepoTech 2006, Abfall- und Deponietechnik – Abfallwirtschaft – Altlasten. Tagungsband zur 8. DepoTech Konferenz, 109 – 112, ISBN 3-7739-6023-9.
- Dorn, T., Nelles, M. & Flamme, S. (2010) *Stand und Entwicklung der Abfallverbrennung in der VR China* in: Bilitewski, B., Faulstich, M. & Urban, A. (Hrsg.) Tagungsband zur 15. Fachtagung „Thermische Abfallbehandlung“, 13 – 34, ISBN 978-3-934253-57-5.
- Nelles, M., Morscheck, G., Nassour, A. & Toth, Z. (2007) *Abfall- und Stoffstromwirtschaft – ein Beitrag zur Nachhaltigkeit?!*. Tagungsband zum 10. Dialog Abfallwirtschaft Mecklenburg-Vorpommern, 111 – 139, ISBN 987-3-86009-004-6.

Mechanisch-biologische Abfallbehandlung – Erfahrungen aus einem Pilotprojekt in Maringá, Brasilien

P. Chlan, F. Budde & P. Degener
 ARGE BIOPUSTER, Wien, Österreich

KURZFASSUNG: Im Jahr 2006 wurden die ARGE BIOPUSTER und das Ingenieurbüro Hartung & Partner, Braunschweig eingeladen, einen Vorschlag für eine mechanisch-biologische Abfallbehandlung für die Stadt Maringá in Brasilien auszuarbeiten. Bei der Erstellung des Konzeptes waren neben den politischen und wirtschaftlichen Rahmenbedingungen auch landesspezifische technische und soziale Aspekte zu berücksichtigen. Um dem weitestgehend Folge zu leisten, wurde eine MBA geplant, welche auf bestehenden erprobten Technologien aufbaute und auf hochtechnische Geräte verzichtete. Die Forderung nach einer hohen Recycling- und Verwertungsrate stand bereits zu Beginn aller Überlegungen im Vordergrund. Der Slogan „Maringá Lixo Zero“ (abfallfreies Maringá) wurde politisch genutzt. Nach eingehender Prüfung der vorgeschlagenen Anlagenkonzeption durch die Vertreter der Stadt, wurde ein Probebetrieb über insgesamt 10 Monate beauftragt, bei dem die Eignung des Gesamtsystems für die speziellen Anforderungen nachgewiesen werden konnte. Im anschließenden Ausschreibungsverfahren zur Projektimplementierung wurde jedoch das Angebot, welches gemeinsam mit einem lokalen Partner gelegt wurde ausgeschlossen und der Auftrag an ein brasilianisches Unternehmen vergeben.

1 MECHANISCH BIOLOGISCHE ABFALLBEHANDLUNG IN MARINGÁ, BRASILIEN

1.1 Maringá

Die Stadt Maringá wurde 1947 gegründet und befindet sich im Süden Brasiliens im Bundesstaat Paraná. Mit ca. 320.000 Einwohnern zählt die Stadt zu den mittleren bis größeren Städten Brasiliens. Die Wirtschaft ist vorwiegend durch Landwirtschaft sowie Klein- und Mittelbetriebe (KMU) geprägt. Große Industriebetriebe sind nicht vorhanden. Als Wahrzeichen der Stadt gilt die 124 m hohe Kathedrale, welche die höchste Kirche Südamerikas sein soll.



Abb. 1: Lage der Stadt Maringá



Abb. 2: Kathedrale von Maringá

1.2 Die Abfallsammlung in Maringá

In Maringá fallen jährlich ca. 100.000 Mg Hausmüll und Straßenkehricht an, welcher über die kommunale Müllabfuhr gesammelt wird und bis Ende 2009 auf die gemeindeeigene Abfalldeponie verbracht wurde.

Darüber hinaus sind die „catadores“ wie in vielen brasilianischen Städten auch in Maringá tätig. „Catadores“ sind selbstständige Müllsammler/-verwerterInnen, die Wertstoffe entweder direkt beim Erzeuger (Geschäfte und Betriebe) abholen oder auf der Deponie einsammeln und zu Recyclingbetrieben bringen. Oft erfolgt eine Sortierung noch im Hinterhof ihrer Unterkünfte, wobei Unverwertbares zurück bleibt. Die „catadores“ sind zum Teil in „cooperatives“ gewerkschaftlich organisiert und stellen landesweit eine wichtige soziale Komponente dar.



Abb. 3: „catadores“ bei der Arbeit

1.3 Projektentstehung

Im Jahr 2006 erhielt die ARGE BIOPUSTER durch das Ingenieurbüro Prof. Hartung & Partner aus Braunschweig (Dipl.-Ing. Michael Struve) eine Anfrage über eine Vorbelüftung der Deponie Maringá als Vorbereitung für einen Rückbau. Im Zuge einer Erkundung der Deponie Maringá konnten erste Eindrücke über die abgelagerten Abfälle gewonnen werden. Bei der weiteren Planung des Deponierückbaues zeigte sich, dass die ordnungsgemäße Behandlung des täglich anfallenden Frischmülls von 300 – 400 Mg die vordringlichere Aufgabe für die Stadtverwaltung Maringá war. Dies nicht zuletzt deshalb, weil bereits seit mehreren Jahren ein Verfahren anhängig war, welches ein unbehandeltes Ablagern von Abfällen auf der Deponie Maringá untersagte. Ein darauf beruhender Schließungsbescheid der Deponie war in Berufung. Somit war unmittelbar dringender Handlungsbedarf für eine Abfallbehandlung gegeben und das Ingenieurbüro Hartung & Partner wurde eingeladen, ein Konzept für die Abfallbehandlung der Stadt auszuarbeiten.

1.4 Das Konzept

Bei der Erstellung des Konzeptes waren neben den politischen und wirtschaftlichen Rahmenbedingungen auch landesspezifische technische und soziale Aspekte zu berücksichtigen. Darüber hinaus musste das Verfahren auch internationalen Vergleichen standhalten können. Die Forderung nach einer hohen Recycling- und Verwertungsrate stand bereits zu Beginn aller Überlegungen im Vordergrund. Der Slogan „Maringá Lixo Zero“ (abfallfreies Maringá) wurde politisch genutzt.

Um dem weitestgehend Folge zu leisten, wurde vom Ingenieurbüro eine mechanisch-biologische Abfallbehandlungsanlage geplant, welche auf bestehenden erprobten Technologien aufbaut und auf „hightech“-Apparate und Geräte verzichtet. Ziel war einerseits den „catadores“ eine geregelte Beschäftigung und Einkommen zu verschaffen, in dem sie in einer Sortieranlage unter menschenwürdigen Bedingungen Wertstoffe aus dem Hausmüll sortieren können. Andererseits sollte aus dem organikreichen Hausmüll Kompost hergestellt werden, der in benachbarten Zuckerrohrplantagen als Ersatz für mineralische Dünger zu verwerten ist. Zusätzlich dazu sollten heizwertreiche, nicht verwertbare Abfallbestandteile aus dem Hausmüll in Form von

Sortier- und Siebresten als Ersatzbrennstoffe (EBS) gewonnen werden. Folgendes Anlagenkonzept wurde der Stadt Maringá vorgeschlagen:

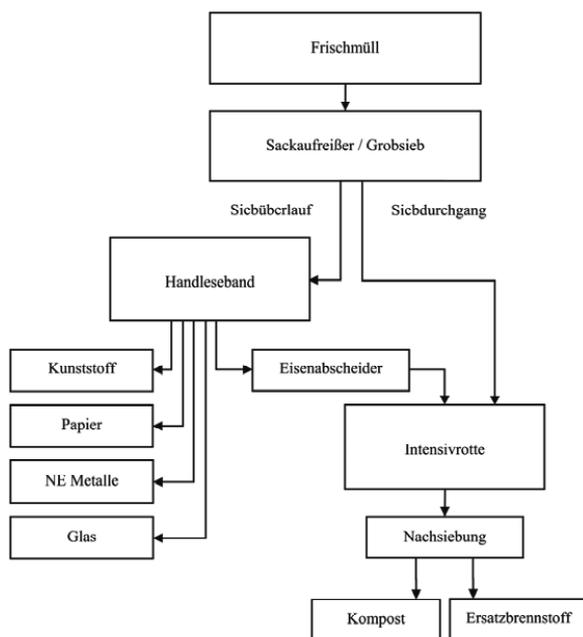


Abb. 4: Verfahrensschema

1.5 Umsetzung des Projektes

Nach einem ausführlichen Vergleich weltweit verfügbarer Abfallbehandlungstechnologien entschied die Stadtverwaltung, einen 4-monatigen Probetrieb als Pilotprojekt freihändig zu vergeben. Ziel des Pilotprojektes war, die Eignung des Verfahrens für die Behandlung des Abfalls aus Maringá nachzuweisen, dies mit technischen und wirtschaftlichen Daten zu unterlegen, um so die Möglichkeit einer Überführung in einen langfristigen Dauerbetrieb zu erhalten. Dies war das erklärte Ziel des Bürgermeisters von Maringá Hrn. Silvio Barros, einem Umweltingenieur.

Als Projektträger trat ein Konsortium aus BAL und SP4 auf. Die Fa. Biopuster América Latina Consultoria Ambiental Ltda (BAL) wurde von Herrn Struve vom Ingenieurbüro Hartung & Partner und Herr Buss, einem deutschen Geschäftsmann mit langjährigen Handelsbeziehungen in Brasilien, im Jahr 2007 gegründet. SP4 ist ein brasilianisches Unternehmen mit Sitz in Maringá.

Nach Beauftragung der ARGE BIOPUSTER zur Durchführung der Intensivrotte im Dezember 2007 durch die SP4, wurde eine Biopuster-Anlage nach Brasilien transportiert und im Frühjahr 2008 parallel zur Errichtung der mechanischen Abfallaufbereitungsanlage aufgebaut. Im April 2008 wurde die MBA Maringá in Betrieb genommen. Bei der Eröffnungszeremonie waren zahlreiche hochrangige Politiker und Beamte nicht nur der Stadt sondern auch des Bundesstaates Paraná anwesend, die das Vorhaben als Richtungweisend beurteilten.

Bis Juli 2008 wurden über 4 Monate in der MBA der gesamte täglich in Maringá anfallende Hausmüll behandelt. Bei der Wertstoffsortierung waren ca. 120 SortiererInnen im Dreischicht-Betrieb beschäftigt. Die Intensivbelüftung erfolgte mit dem BIOPUSTER® in Rotteboxen mit einer Länge von 21 m und einer Breite von 7,50 m. Im Endausbau waren 14 Rotteboxen vorgesehen. Die Boxenwände bestanden aus mit Kies gefüllten beschichteten Seecontainern, die Bodenplatte wurde betoniert. Die Belüftungslanzen (BIOPUSTER®) waren mittig von oben eingehängt, die Absauglanzen wurden an den Boxenwänden situiert. Pro Box wurden 3 Belüftungslanzen und 8 Absauglanzen installiert. Das Volumen pro Box betrug auf Masse um-

gerechnet ca. 1.000 Mg. Für die Befüllung und Entleerung der Boxen war ein Frontlader vorgesehen. Die Dauer der Intensivbelüftung betrug 4 Wochen. Bei der anschließenden Nachsiebung des gerotteten Materials wurden Kompost und Ersatzbrennstoff getrennt. Im selben Zeitraum wurde parallel zur Frischmüllbehandlung ein Abschnitt der Deponie Maringá versuchsweise für den Rückbau vorbelüftet und das geräumte Material ebenfalls in die MBA eingebracht.

Während der Pilotphase konnte der Nachweis über die Eignung des Verfahrens sowohl für die Kompostierung des organikreichen und feuchten Abfalls bei vergleichsweise großer Mienhöhe von bis zu 6 m als auch für die Vorbelüftung der Deponie erbracht werden.

1.6 Weiterführendes Projekt

Nach dem erfolgreichen Pilotprojekt versuchte die Stadtverwaltung Maringá aufgrund von „Alleinstellungsmerkmalen“ des Biopuster-Verfahrens einen 20-Jahres-Vertrag für die Frischmüllbehandlung freihändig zu vergeben. Durch vergaberechtliche Schwierigkeiten war jedoch dieser Weg nicht möglich; aufgrund des dadurch entstandenen „Müllnotstandes“ wurde stattdessen im Dezember 2008 die Fa. Maringá Lixo Zero (MLZ: Teilhaber SP4 und BAL) zur Durchführung eines 6-monatigen „Notvertrages“ zur Frischmüllbehandlung analog dem Pilotprojekt beauftragt. Während dieser Projektphase erlangte die MLZ die Genehmigung für die landwirtschaftliche Verwertung des erzeugten und qualitäts-kontrollierten Kompostes. Darüber hinaus konnte aufbauend auf den Erfahrungen des Pilotprojektes und des „Notvertrags“ gemeinsam mit dem brasilianischen Büro Carbon Market Consulting die Methodik AMS-III AF „Avoidance of methane emissions through excavating and composting of partially decayed municipal waste (MSW)“ entwickelt und bei UNFCCC genehmigt werden.

1.7 Ausschreibung und Vergabe

Nach dem bis Mitte Juni 2009 laufenden „Notvertrag“ gab die Stadtverwaltung Maringá eine öffentliche Ausschreibung für einen 1-Jahres-Vertrag zur Frischmüllbehandlung (94.000 Mg/Jahr) heraus, an der sich Biopuster América Latina unter Mitwirkung der ARGE BIOPUSTER beteiligte. Da man bereits auf eine bestehende Anlage am Standort der Deponie zurückgreifen konnte waren wir der Meinung, ein für die Stadt technisch und auch wirtschaftlich interessantes Angebot legen zu können.

BAL erreichte in diesem Verfahren aus wirtschaftlicher Sicht nach der Angebotseröffnung und dem anschließenden Bietverfahren den zweiten Platz. Der erstgereichte Bieter wurde jedoch auf Grund fehlender Unterlagen und Genehmigungen ausgeschieden. Aber auch in unseren Unterlagen (er) fand die prüfende Stelle einen Verfahrensfehler; außerdem wurde gleichzeitig der Bescheid des seit 9 Jahren laufenden Verfahrens gegen die Deponie rechtskräftig, wonach durch ein höchstrichterliches Urteil des Bundesstaates Paraná die Deponie geschlossen und sämtliche Aktivitäten auf der Deponie einschließlich des Betriebes unserer MBA eingestellt werden mussten.

Somit erging der Auftrag an den drittgereichten Bieter, der den Abfall in einem nicht als Deponie genehmigten und ausgestatteten Steinbruch verkippt.

2 RESUMEE

Trotzdem ein langfristiger Vertrag für eine MBA mit dem Biopuster-Verfahren in Maringá nicht zustande kam, wurden einige positive Aspekte erreicht:

- Bau und Betrieb einer MBA-Anlage, die aufgrund der Kombination von erprobten Technologien den rechtlichen, technischen und auch wirtschaftlichen Anforderungen in Brasilien gerecht wurde.
- Durch den Verzicht auf Automatisierung konnte für ca. 120 „catadores“ eine geregelte Tätigkeit durch händische Müllsortierung und somit ein regelmäßiges Einkommen sichergestellt werden.
- Es wurde eine Methode zur Generierung von CO₂-Zertifikaten für die Vorbelüftung und den Rückbau von Deponien entwickelt und bei UNFCCC genehmigt.

Landfilling of Solid Waste and Landfill Operation in the Marmaris Region

E. Erdin, Ş.B. Yılman & G. Akıncı

Dokuz Eylül University, Faculty of Engineering, Environmental Engineering Dept., Buca/Izmir, Turkey

E.B. Özkaraova Güngör

Ondokuz Mayıs University, Faculty of Engineering, Environmental Engineering Dept., Samsun, Turkey

ABSTRACT: A modern leachate treatment plant, a sanitary landfill, and a packing waste separation unit were established in “The union of Marmaris Environmental Protection, Construction of Substructure Foundations and Operation”. Yearly 50,000 tons of solid waste are entering the plant since 2003, from which approx. 10,000 tons of total waste is the valuable packing waste and 40,000 tons are other garbage and solid waste. Currently, the landfill is divided into two sections, with estimated volumes and landfill capacities of 650,000 m³ and 12 years and 350,000 m³ and 7 years respectively. Total landfill capacity is estimated as 19 years. However, another reserved area exists for a third section with a 650,000 m³ capacity, available in terms of further development. Landfill gas collection and its emission reduction by means of natural absorption way through the landfill construction technique was also materialised. Vertical, gravel-packed interceptor trenches have been used for gas drainage. Landfill leachate is continuously collected in a lagoon for recirculation and further treatment. Especially in the dry summer months, the leachate is recirculated to the completed landfill units, thus helping to prevent the drying of solid waste mass by introducing extra moisture into the waste body, which is working also as a trickling filter.

1 INTRODUCTION

The first thing noticeable in the 1980s was that the domestic wastewater and solid wastes in coastal towns with high touristic potential, such as Marmaris, were not treated according to the needs and data of today’s technology (Ünalán 1986). In order to solve the waste and wastewater problems of some special protection areas like Köycegiz, Dalyan and Marmaris (Fig. 1), a town with very important touristic potential, an “Environmental Technology” study was started in the 1980s within the South – West-Mediterranean Project.

Between 1982 and 1984 there were companies eager to establish incineration plants in developed touristic towns like Kuşadası, Marmaris and Bodrum or to establish a Dano-Biostabilisation composting facility in Izmir. They had either sold or were about to sell these plants and therefore were doing site selection. For the selection of the right site, the site selection criterion by Tabasaran (1977) were taken into consideration. A team also including young engineers like Ahmet Kahraman, Koray Eroğlu and Aysegül İyilikçi, investigated three potential places in the area for site selection. Finally it was decided for Armutalan, which obtained the highest score of 70% (Fig. 2). This site is also the site for which Tayfun Unalan made the landfill project as his thesis work in 1984. Additionally, Wolfgang Dunz from Stuttgart and Haluk Doğu, helped by both creating public awareness with meetings, as well as handing a perfect project example, which enabled a suitable application of the project to the local topographical structure and land. For its realization, an Union was created by convincing the rural administrators for the formation of an organizational infrastructure. With this co-operation, plans and projects could be developed and investigations could be started. Thus, the sanitary landfill of Marmaris was finally constructed and opened for operation in March 2003.



Fig. 1: Coves, bays, residential areas and forests in the Marmaris Region (Erdin et al. 2008)

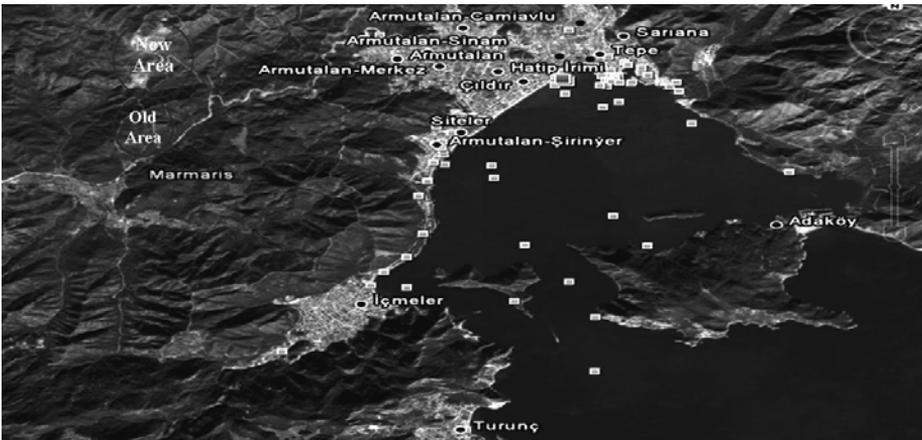


Fig. 2: Armutalan is located west of Marmaris; the new and old landfill sites are located in the west of Armutalan (the silhouettes of solid waste management buildings can be noticed in the forest) Daily picnic areas are generally southeast of Marmaris (Erdin et al. 2008)

2 THE SANITARY LANDFILL OF MARMARIS

The Marmaris sanitary landfill was constructed to manage the solid wastes generated within the contiguous areas of Maric-Belbir member municipalities and surrounding municipalities and villages, compromising human and environmental health, under certain technological and hygienic conditions.

The operation of the landfill should be carried out according to the required techniques and specific plans to have a proper solid waste embankment without harming the environment and prevention of early completion of the storage capacity before the scheduled time. Therefore, the operation should be based on the technical specifications and regulations for landfilling and general solid waste management techniques, which are on the agenda of the Ministry of Environment and Forests.

A plan (a) and detail (b) of the sanitary landfill and old dumping site (c) can be seen in Fig. 3. The projection was made according to volume calculations needed for the disposal of solid wastes remaining after separation and processing (composting and/or incineration) for 50 years.

At the end of operation, formation of an artificial hill in the forest is planned. The sections of the administration and social buildings, leachate collection and treatment units can also be seen.

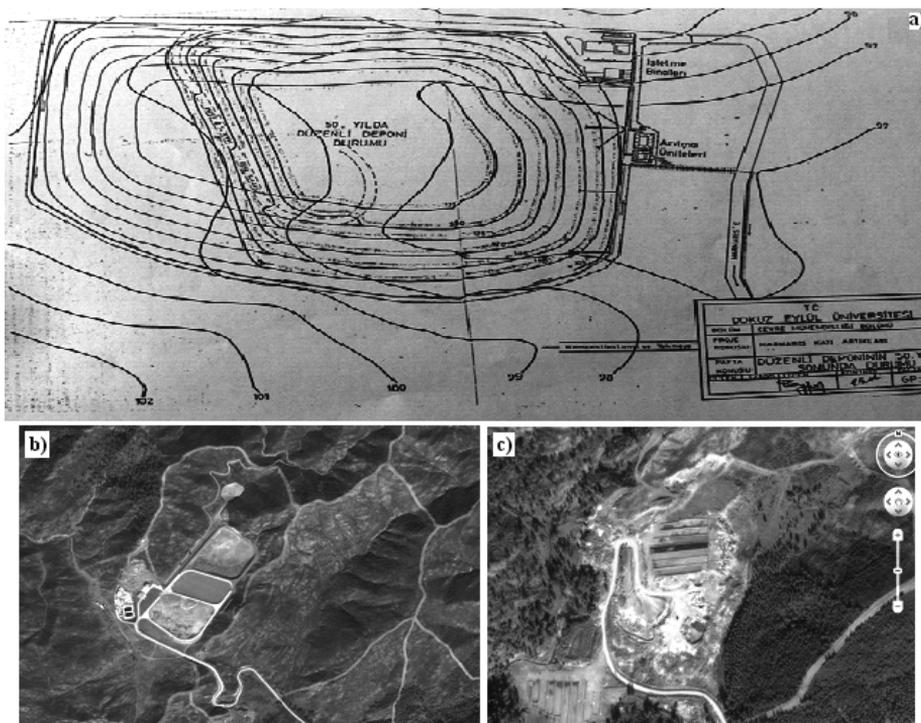


Fig. 3: The plan (a) and detail of the sanitary landfill and solid waste treatment facility (sorting and storage units) (Ünalın, 1986) (b) and old dumping site (c) of the Marmaris Region. (Google Earth, 13.11.2008)

As expected for a touristic region, the number of population increases in the summer months. This increase also leads to an increase in municipal waste. Fig. 4 represents the monthly average waste generation for the years 2005 – 2007. It can be observed that the monthly average of municipal solid waste amount collected in 2007 was highest (about 7,200 kg) in August and lowest (about 2,100 kg) in February.

According to the labour contract, the acceptance of domestic waste, waste spreading, routing, compaction of waste, transporting and spreading of daily cover layer from stock area, acceptance and burial of the medical waste, placement of a gas trenches, the maintenance of roads in the field and the environmental cleanliness, the maintenance of the green areas, the operation of the leachate treatment plant and daily periodic transactions are carried out by the serving company. Necessary measures have been taken to operate the field regularly in bad weather conditions. Solid wastes are delivered to the landfill 365 days a year; between 07:00 – 18:00 o'clock during winter and round-the-clock during summer.

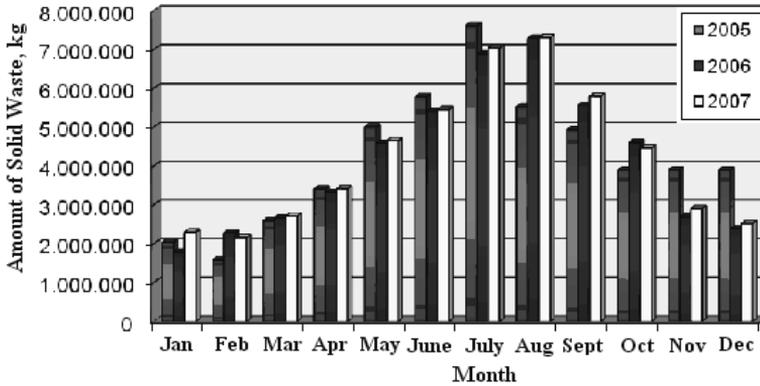


Fig. 4: Monthly average of the municipal solid waste collected in years 2005 – 2007 (Erdin et al. 2008)

2.1 Landfill Operation

Before waste collection, vehicles are allowed to enter the area of the operating cell, the leachate in the vessel of collection vehicle is discharged in the leachate discharge unit of the landfill, in order to protect the platform used for unloading the vehicles. The height of each cell is determined to be 5 m. After unloading, municipal wastes are spread towards the front of the cell and the steel-wheeled compactors with trash blade place the wastes in 50 cm layers with a slope of 3 : 1. The density of wastes increases from 0.3 ton/m³ to 0.8 ton/m³, after a five-time compaction by the compactor. At the end of each operating period a thin layer of soil about 30 cm is daily placed on the waste to prevent its exposure (Fig. 5).

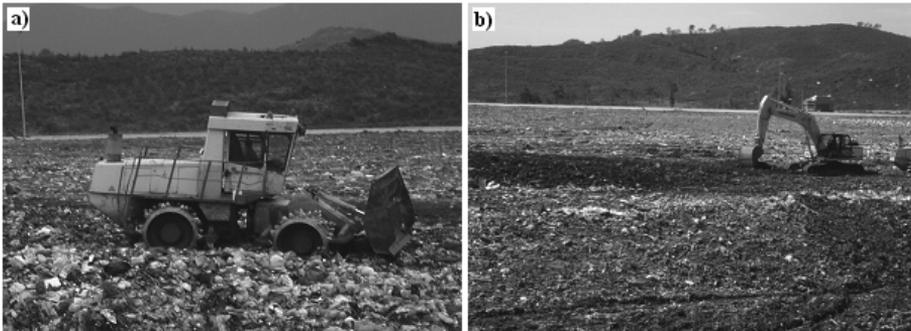


Fig. 5: The compaction of municipal waste (a) and installation of daily cover layer (b) (Erdin et al. 2008)

2.2 Leachate Control

The leachate generated within the operating unit is collected by the leachate collection system installed at the sanitary landfill, which has a liner implemented according to the permeability requirements of the Solid Waste Control Regulation. The collected leachate is transmitted to a treatment plant with the help of a collector. The amount of leachate produced is measured and registered daily. According to these values, it can be stated that during the summer months leachate is mainly created through the compaction of wastes. During the winter, on the other hand, it has been recognised that rain, percolating through the waste, is the main contributor to leachate (Fig. 6). After January 2006, the washing of vehicle containers is prohibited, in order not to increase the leachate generation.

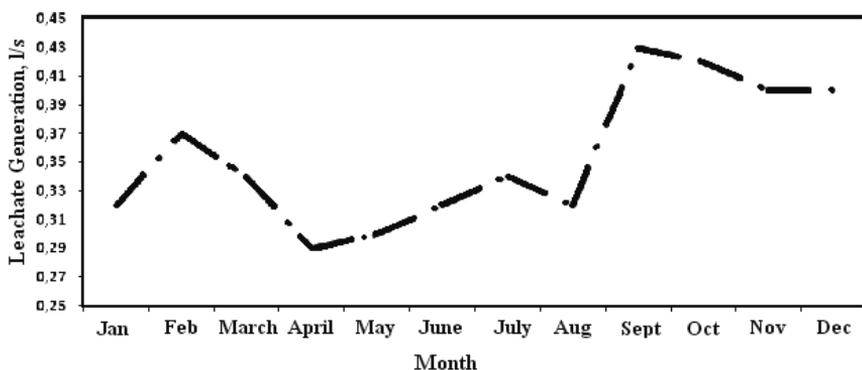


Fig. 6: Monthly average discharge rates of leachate to the treatment plant during 2007 (Erdin et al. 2008)

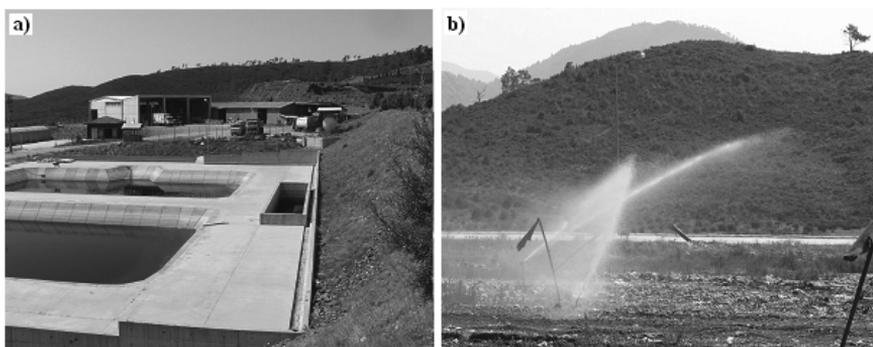


Fig. 7: The leachate holding ponds (a) and recirculation system (b) of the Marmaris sanitary landfill (Erdin et al. 2008)

2.3 Passive Control of Landfill Gases

Since 2007 the passive gas control of the operating and completed landfill units has been provided by installing vertical gravel packed interceptor trenches during operation. These trenches were placed into the unit with 40 m intervals assuring overlapping of the influence radius. The gas generation rate used in the project calculations of Marmaris sanitary landfill was $17 \text{ m}^3/\text{ton}/\text{year}$. The trenches were made of $\text{Ø } 90 \text{ mm}$ perforated HDPE pipes placed into a 60 cm diameter cage with $2 \times 2 \text{ cm}$ grids. The trenches were filled with gravel (mesh number 22) (Fig. 8a).

The methane content of landfill gas changes between 9 – 60%, which is mainly depending on the waste composition, organic matter and water content of waste (Erdin 2009). Unfortunately, the composition of landfill gases were not available. Accordingly, a periodic measurement of the gas generation rate and gas composition is necessary in addition to vertical waste sampling for further evaluation of current status of landfill.

2.4 Management of Ground and Surface Water

In order to prevent any damage from ground water intrusion to the waste units, leachate stabilisation ponds and chemical treatment plant, a drainage system was constructed. Thus, the groundwater under the SWTDF is drained and discharged to a stream close to the landfill. Additionally, monitoring wells with 25 m depth were installed for periodic analyses of groundwater samples. Thus, an early detection of any leakage to the groundwater from the landfill area is

possible. On the other hand, the management of surface water was provided by the construction of a trapezoidal concrete lined ditch for surface water drainage.

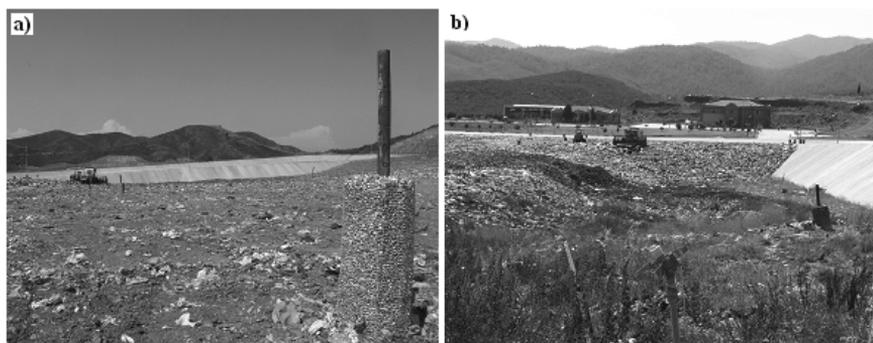


Fig. 8: Passive gas control with vertical trenches and operation/compaction of solid wastes at the Marmaris waste treatment and disposal facility (SWTDF) (at the back of landfill the management building of Marmaris SWTD can be noticed) (Erdin et al. 2007)

2.5 Landscape Activities

Landscaping activities were performed at the green areas of SWTDF. For this purpose plant species appropriate for the local climate conditions and soil type were selected and used. A gardener responsible for the care of trees, etc. was employed by the contractors.

3 CONCLUSION

In the 1960's Marmaris was as a silent region, considered as a famous touristic area. Family pensions and developments of small and economic housings enabled citizens to take a vacation to the delightful Marmaris region. This changed after the construction of luxurious five star hotels and rich people became attracted to this area, leading also to the development of yacht and cruise tourism. With the increase in domestic and international tourism, environmental protection became also important. For the management of wastes and wastewater in the region, the application of modern waste treatment technologies was necessary. Thus, a modern wastewater treatment plant, a sanitary landfill, and a separation of packing waste units were newly established in the Marmaris Region. Now, proper operation and maintenance of the waste treatment facilities is the key point for ensuring a healthy environment in the region. However, like in the Marmaris region, the establishment and management of sustainable waste treatment methods and techniques in all environmental protection areas and regions of touristic importance, is required.

REFERENCES

- Erdin, E., Engin, F., Ak, M. & Pamukoğlu, M.Y. (2007) Separate collection and landfill operation of solid wastes in Marmaris region, V. International Package Congress and Exhibition, Izmir, Turkey, 22 – 24 November 2007, 1,283 – 1,296.
- Erdin, E., Bilgin, M., Engin, E., Pamukoğlu, Y. & Ak, M. (2008) Solid Wastes and Landfill Operation in Marmaris and Köycegiz-Dalyan-Ortaca Region, Türkisch-Deutsche Abfalltage 2008, Zukunftsfähige Abfallwirtschaft und Abfalltechnik, 27 – 29 November 2008, Izmir, 343 – 367.
- Erdin, E. (2009) Lecture Notes of Solid Wastes, Dokuz Eylül University, Izmir.
- Tabasaran, O. (1977) Lecture Notes of Solid Wastes, Stuttgart.
- Ünalın, T. (1986) Marmaris Solid Waste Project, Dissertation, Dokuz Eylül University, Environmental Engineering Department, Izmir.

Nachhaltige Ressourcenschonung im Landes-Abfallwirtschaftsplan Steiermark 2010

I. Winter & W. Himmel

Amt der Steiermärkischen Landesregierung, Fachabteilung 19D – Abfall- und Stoffflusswirtschaft, Graz, Österreich

KURZFASSUNG: Der Landes-Abfallwirtschaftsplan Steiermark (L-AWP) 2010 bezieht sich auf die nicht gefährlichen Siedlungsabfälle und weitere über kommunale Strukturen gesammelte Abfälle. Es beschreibt ein umfassendes Bild der steirischen Abfallwirtschaft (Bestandsaufnahme des Abfallaufkommens, Darstellung der Behandlungsanlagen, Abfallmengenprognose, umzusetzende Ziele und Strategien) und stellt somit gleichzeitig die Evaluierung des L-AWP 2005 für den Betrachtungszeitraum 2003 bis 2008 und dessen Fortschreibung für die Planungsperiode 2010 bis 2020 dar. Das Leitbild einer nachhaltigen Stoffflusswirtschaft, welches im L-AWP 2005 in sieben Visionen festgeschrieben wurde, wird nunmehr weiterentwickelt und in einer einzigen Zukunftsvision fokussiert: Die Steiermark soll im Jahr 2020 eine Vorreiterrolle im nachhaltigen Ressourcenmanagement einnehmen. Die Strategien zur Umsetzung umfassen alle drei Dimensionen der nachhaltigen Entwicklung Umwelt, Gesellschaft und Wirtschaft. Konkrete Ziele betreffen insbesondere: verstärkte Maßnahmen zur Abfallvermeidung und getrennten Erfassung von Wertstoffen und reparierbaren Gütern („Re-use“), Umsetzung ressourcenschonender Maßnahmen auf Grundlage stoffflussorientierter Betrachtungen bei Produktions- und Verwertungsprozessen, Berücksichtigung sozialer Aspekte im Bereich der Abfallsammlung und -behandlung und Bewusstseinsbildung im Hinblick auf Ressourcenschonung bei allen Beteiligten.

1 EINLEITUNG

Der Landes-Abfallwirtschaftsplan Steiermark (L-AWP) 2010 (Amt der Steiermärkischen Landesregierung – FA 19D, 2010) wurde von der Fachabteilung 19D des Amtes der Steiermärkischen Landesregierung als Evaluierung und Fortschreibung des L-AWP 2005 erstellt und von der Steiermärkischen Landesregierung am 17. Mai 2010 einstimmig beschlossen. Gemäß den Vorgaben im Steiermärkischen Abfallwirtschaftsgesetz 2004 beinhaltet der L-AWP 2010 eine Bestandsaufnahme des Abfallaufkommens, eine Darstellung der Behandlungsanlagen, eine Prognose der Entwicklung des Abfallaufkommens, Ziele für eine nachhaltige Abfall und Stoffflusswirtschaft sowie Strategien zur Abfallvermeidung und Abfallbehandlung (Abfallverwertung und Abfallbeseitigung). Die abfallwirtschaftlichen Betrachtungen erfolgen auf Grundlage der Abfalldaten für die Jahre 2003 bis 2008 und beinhalten neben den nicht gefährlichen Siedlungsabfälle auch all jene Abfälle, für die kommunale (d.h. mit Siedlungsabfällen gemeinsame) Sammel- und Behandlungsstrukturen vorliegen. Der L-AWP 2010 vermittelt so ein umfassendes Bild der steirischen Abfallwirtschaft, lässt die wesentlichen Erfordernisse im Hinblick auf die zukünftige Entwicklung erkennen und dient als Grundlage der strategischen Planung zur Umsetzung der abfallwirtschaftlichen Ziele in der Steiermark.

Im L-AWP 2005 wurde die Weiterentwicklung von der Abfallwirtschaft hin zu einer nachhaltigen Stoffflusswirtschaft postuliert. Die Evaluierung des L-AWP 2005 zeigt, dass der Wandel von der Abfall- zur Stoffflusswirtschaft bereits in weiten Bereichen umgesetzt werden konnte. Nachhaltigkeit ist in den Abfallwirtschaftsgesetzen des Bundes und der Steiermark als Grundprinzip der Abfallwirtschaft verankert und wurde auch erfolgreich in das Bewusstsein vieler Beteiligter gerückt. Auf europäischer Ebene erfolgte durch die neue EU-Abfallrahmenrichtlinie (RL 2008/98/EG), welche von den Mitgliedstaaten bis 12.12.2010 in nationales Recht

umzusetzen ist, der vordringliche Aufruf zu Ressourcenschonung und Abfallvermeidung. In diesem Sinne führt die EU-Abfallrahmenrichtlinie als Zielvorstellung u.a. an, dass sich die europäische Bevölkerung zu einer „europäischen Recycling-Gesellschaft“ mit einem hohen Maß an Effizienz der Ressourcennutzung weiterentwickeln soll. Mit der Forderung nach Berücksichtigung der „allgemeinen Umweltschutzgrundsätze der Vorsorge und der Nachhaltigkeit, der technischen Durchführbarkeit und der wirtschaftlichen Vertretbarkeit, des Schutzes von Ressourcen, und der Gesamtauswirkungen auf die Umwelt und die menschliche Gesundheit sowie der wirtschaftlichen und sozialen Folgen“ bestätigt die neue EU-Abfallrahmenrichtlinie somit, dass auch im Bereich der Abfallwirtschaft das Prinzip der Nachhaltigkeit unter Berücksichtigung der drei Dimensionen Umwelt, Gesellschaft und Wirtschaft konsequent umzusetzen ist.

Maßnahmen auf europäischer Ebene zur effizienteren und nachhaltigen Nutzung natürlicher Ressourcen während ihres gesamten Lebenszyklus wurden auch in der „Strategie für die nachhaltige Nutzung natürlicher Ressourcen“ [KOM(2005) 670] festgelegt. Die Rohstoffinitiative der Europäischen Kommission [KOM(2008) 699] definiert als eine von drei Säulen zur aktiven Rohstoffsicherung in der EU, dass der Rohstoffverbrauch der EU durch die Erhöhung der Ressourceneffizienz und durch effizientere Sekundärrohstoffgewinnung (Recycling) zu senken ist.

2 RESSOURCENSCHONUNG IN DER STEIRISCHEN ABFALLWIRTSCHAFT – STATUS QUO

2.1 Bisherige Umsetzung in ausgewählten Bereichen

Voraussetzung für die umfassende und effiziente Abfallverwertung ist die getrennte Erfassung der einzelnen Wertstofffraktionen. Hier konnten in der Vergangenheit wesentliche Erfolge verbucht werden: Die Mengen getrennt gesammelter Wertstofffraktionen sind in der Steiermark im Vergleich zum Gesamtaufkommen kommunaler Abfälle (+ 18% im Betrachtungszeitraum 2003 bis 2008) überproportional gestiegen (Tab. 1). Beispielsweise konnten die Mengen der getrennt gesammelten biogenen Abfälle um 32% (von ca. 72.000 Tonnen/Jahr auf ca. 95.000 Tonnen/Jahr) und jene der Altstoffe und Verpackungen um insgesamt 24% (von knapp 169.000 Tonnen/Jahr auf ca. 209.000 Tonnen/Jahr) gesteigert werden. Im gleichen Zeitraum sind die kommunal gesammelten Mengen an Restmüll um nur 10% und somit unterdurchschnittlich gestiegen. Insgesamt betrug der Anteil des Restmülls am Gesamtaufkommen der kommunalen Abfälle im Jahr 2008 nur mehr 29% gegenüber 31% im Jahr 2003.

Tab. 1: Kommunales Gesamtabfallaufkommen in der Steiermark in den Jahren 2003 und 2008

Abfallfraktion	Menge 2003 in t	Menge 2008 in t	Änderung 2003 – 2008 in %
Gemischte Siedlungsabfälle (Restmüll)	134.588,8	148.052,6	+ 10
Sperrige Siedlungsabfälle (Sperrmüll)	46.606,6	43.058,6	- 7
Straßenkehrricht	3.274,8	2.014,0	- 39
Biogene Siedlungsabfälle (Bioabfall)	72.215,2	95.136,2	+ 32
Problemstoffe	3.261,4	3.530,2	+ 8
Elektro- und Elektronikaltgeräte	1.652,7	7.290,0	+ 341
Altstoffe und Verpackungen	168.813,4	208.953,2	+ 24
Gesamt	430.412,9	508.034,8	+ 18

Restmüll, ebenso wie Sperrmüll und Straßenkehrricht, wird in der Steiermark einer mechanisch-biologischen Abfallbehandlung (MBA) zugeführt. Die Altstoffe und Verpackungen werden entweder stofflich verwertet, d.h. sie ersetzen Primärrohstoffe bei der Herstellung von Gütern (z.B. Altpapier, Altglas, Metalle), oder thermisch verwertet (z.B. wird aus Teilen der Leichtfraktion ein hochwertiger Ersatzbrennstoff für die Zementindustrie hergestellt). Die getrennt gesammelten biogenen Abfälle („Biomüll“) werden zum überwiegenden Teil kompostiert und somit stofflich verwertet. Der Anteil der stofflich verwertbaren Fraktionen am gesamten

kommunalen Abfallaufkommen beträgt demnach in der Steiermark ca. 304.000 Tonnen bzw. 61%. Dieser Anteil besteht zu 31% aus biogenen Abfällen und zu 69% aus Altstoffen und Verpackungen. Zusätzlich werden aus MBA-Material ca. 4% Altstoffe abgetrennt und verwertet. Der stofflich verwertbare Anteil der Siedlungsabfälle beträgt somit 65% (46% des MBA-Anteils werden außerdem thermisch verwertet, sodass sich eine Verwertungsquote von insgesamt 79% ergibt).

2.2 Abschätzung der verfügbaren Potenziale

Neben der Schonung von Primärrohstoffen können durch das Recycling von Abfällen und die Verwendung von Sekundärrohstoffen auch Emissionen von Treibhausgasen vermieden werden. Unter Heranziehung von Literaturwerten (de Hesselle 2008, Hiebel & Pflaum 2009) über die CO₂-Emissionen bei der Anwendung von Sekundärrohstoffen im Vergleich zu Primärrohstoffen wurde das CO₂-Einsparungspotenzial durch Recycling der in der Steiermark kommunal gesammelten Wertstofffraktionen mit ca. 65.200 Tonnen CO₂-Äq pro Jahr abgeschätzt. Die Analyse des steirischen Restmülls (Vogel et al. 2009) hat gezeigt, dass nach wie vor relevante Mengen an Wertstoffen mit dem Restmüll entsorgt werden. Durch die konsequente getrennte Erfassung der im Restmüll enthaltenen Wertstoffe und deren Recycling könnten zusätzlich ca. 13.000 CO₂-Äq pro Jahr eingespart werden.

Die in einzelnen Abfallfraktionen enthaltene Energie und das daraus für die Steiermark resultierende Energiepotenzial aus dem Bereich der kommunalen Siedlungsabfälle einschließlich Klärschlamm sind in Tab. 2 dargestellt. Die im steirischen Siedlungsabfall enthaltene gesamte Energiemenge liegt bei etwa 3,47 Petajoule (PJ), das sind ca. 1,4% des gesamten Bruttoinlandsenergieverbrauchs der Steiermark (2005) von ca. 238 PJ (Landesenergiebeauftragter Steiermark 2009).

Tab. 2: Energiepotenziale relevanter kommunaler Abfallfraktionen in der Steiermark

Abfallfraktion	Heizwert (MJ/kg)	Menge 2008 (t)	Energiepotenzial (PJ/Jahr)	Anteil (%)
Restmüll	9,4	148.052	1,392	40,07
Sperrmüll	10	43.059	0,431	12,41
Leichtfraktion	25	25.708	0,643	18,50
Altspeiseöle	36,5	1.047	0,038	1,09
kommunaler Klärschlamm (TS)	10	34.000	0,340	9,78
Bioabfall (Biogaspotenzial)	2,6	95.136	0,247	7,10
Altholz	16	23.979	0,384	11,05
Summe			3,475	100,00

Das zukünftige Abfallaufkommen und damit die zur Verfügung stehenden Sekundärrohstoffe bzw. Sekundärbrennstoffe hängen von einer Vielzahl von sozioökonomischen Faktoren ab. Die Prognose des kommunalen Abfallaufkommens bis 2020 für die Steiermark (Beigl & Lebersorger 2010) besagt, dass bei einem realen Wirtschaftswachstum von 1% der zu erwartende Mengenzuwachs mit ca. 1,2% pro Jahr ähnlich stark wie jener im Zeitraum von 1997 – 2006 sein wird. Das kommunale Abfallaufkommen wird 584.000 Tonne/Jahr erreichen. Dramatische Mengenzuwächse ergeben sich bei den beiden Szenarien, die von gleich viel oder mehr Arbeitsplätzen sowie 2% realem Wirtschaftswachstum ausgehen (bis zu 670.000 Tonnen/Jahr). Aufgrund der demographischen Struktur sind diese Extremszenarien aber als unwahrscheinlich einzuschätzen. Bei stagnierender Wirtschaftsentwicklung ist hingegen mit einem Abfallaufkommen im Jahr 2020 von 540.000 Tonnen/Jahr zu rechnen.

3 UMSETZUNG DER NACHHALTIGEN RESSOURCENSCHONUNG IN DER STEIERMARK 2010 – 2020

Für die Planungsperiode 2010 bis 2020 steht die auch auf europäischer Ebene massiv geforderte nachhaltige Ressourcenschonung im Mittelpunkt. Als anzustrebende Vision wurde daher im L-

AWP 2010 definiert, dass die Steiermark im Jahr 2020 eine Vorreiterrolle im nachhaltigen Ressourcenmanagement einnimmt. Die Strategien zu ihrer Umsetzung berücksichtigen alle drei Dimensionen der nachhaltigen Entwicklung – Umwelt, Gesellschaft und Wirtschaft.

Das Prinzip der Nachhaltigkeit wurde bereits im L-AWP 2005 zum zentralen Thema der steirischen Abfallwirtschaft gemacht, und die Weiterentwicklung zu einer nachhaltigen Abfall- und Stoffflusswirtschaft wurde proklamiert. Zur Umsetzung wurden in der Vergangenheit beispielsweise Musterausschreibungen für öffentliche Vergabeverfahren im Bestbieterprinzip unter Festlegung konkreter nachhaltiger Zuschlagskriterien ausgearbeitet. Die Wirtschaftsinitiative Nachhaltigkeit (WIN) hat v.a. den steirischen Klein- und Mittelunternehmen (KMU) professionelle Unterstützung im Bereich des nachhaltigen Wirtschaftens angeboten. Mehr als ein Drittel der steirischen Gemeinden ist in Lokale Agenda 21 Prozesse eingebunden. Der steirischen Abfallwirtschaft in ihrer Gesamtheit wird jedoch eine zum Teil nur mäßige Beachtung des sozialen Aspektes attestiert (Gelbmann et al. 2009). Demnach wurden bisher in der praktischen Umsetzung vor allem ökonomische und ökologische Parameter betrachtet. Eine verstärkte Einbeziehung der sozialen Komponente ist daher in Zukunft im Sinne einer weiteren Forcierung der nachhaltigen Entwicklung noch erforderlich.

Ressourcenschonung beinhaltet im L-AWP 2010 die Ressourcen Boden, Deponievolumen, Rohstoffe, Wasser, Energie und Klima. Wesentliche Instrumente des Landes Steiermark zur Umsetzung sind

- ein aktives und gezieltes Wissensmanagement (Wissensaufbau, -verteilung und -nutzung),
- Bewusstseinsbildung im Bereich der Abfallvermeidung und nachhaltigen Ressourcennutzung auf allen Ebenen
- die Unterstützung von öffentlichen und privaten Einrichtungen/Unternehmen bei der Umsetzung konkreter Maßnahmen zur verbesserten Ressourcennutzung (z.B. Identifikation von Optimierungspotenzialen durch stoffflussorientierte Betrachtungen, Steigerung der Energieeffizienz, Maßnahmen zur Abfallvermeidung und getrennten Erfassung von Wertstoffen bzw. reparierbaren Gütern, Umsetzung des Standes der Technik).

Abfallwirtschaftliche Themen, welche in Zukunft verstärkt aus dem Blickwinkel der gesellschaftlichen Nachhaltigkeit zu betrachten sind, liegen in den Bereichen gleiche und barrierefreie Zugänglichkeit von Sammeleinrichtungen, sinnvolle Verwertung von Lebensmittelabfällen, Gestaltung der Abfallgebühren und verstärkte Einbindung von sozialökonomischen Betrieben insbesondere im Bereich der Vorbereitung zur Wiederverwendung („Re-use“). Die Wahrnehmung sozialer Verantwortung durch Unternehmen über das gesetzlich geforderte Mindestmaß hinaus (CSR) ist weiterhin zu unterstützen, um die Etablierung in der wirtschaftlichen Praxis auf lange Sicht sicherstellen zu können. Insbesondere die Nachvollziehbarkeit der nachhaltigen Entwicklung bei Unternehmen sollte durch geeignete Maßnahmen, etwa durch die Veröffentlichung von Nachhaltigkeits- oder CSR-Berichten, in Zukunft verbessert werden.

LITERATUR

- Amt der Steiermärkischen Landesregierung – FA 19D (ed.) (2010) *Landes-Abfallwirtschaftsplan Steiermark 2010*. Graz.
- Beigl, P. & Lebersorger, S. (2010) *Abfallmengenprognose für den Steiermärkischen Landesabfallwirtschaftsplan 2010*. Endbericht (Univ. f. Bodenkultur), Graz: Amt d. Stmk. LReg – FA19D.
- de Hesselte, M. (2008) Die Glasindustrie – Einsatz für den Klimaschutz. In: *Tagungsunterlagen Klimaschutz – Erfolge und Grenzen*, Berlin: Bundesministerium für Wirtschaft und Technologie.
- Gelbmann, U., Klampfl-Pernold, H. & Moser, C. (2009) *Integration nachhaltiger Entwicklung in der steirischen Abfallwirtschaft*. Unveröffentlichter Endbericht (Universität Graz) i.A. des Amtes d. Stmk. LReg. – FA19D.
- Hiebel, M. & Pflaum, H. (2009) Recycling für den Klimaschutz – CO₂-Emissionen bei der Verwertung von Sekundärrohstoffen im Vergleich zur Nutzung von Primärrohstoffen. *Müll und Abfall* 1, 4 – 7.
- Landesenergiebeauftragter der Steiermark (2009) *Energiestrategie Steiermark 2025*. Diskussionsgrundlage 8.6.2009. Graz: Amt d. Stmk. LReg. – FA17A.
- Vogel, E., Steiner, M. & Quickert, A. (2009) *Siebgestützte Restmüllanalyse im Land Steiermark*. Endbericht (TBU GmbH Innsbruck), Graz: Amt d. Stmk. LReg. – FA19D.

Szenarioanalyse Abfallwirtschaft Bayern 2030 – Ein Blick in die Zukunft

S. Kreibe, M. Schneider & S. Müller
bifa Umweltinstitut GmbH, Augsburg, Deutschland

KURZFASSUNG: Nachhaltiges Wirtschaften braucht langfristige Strategien, die nur auf Grundlage einer differenzierten Vorstellung von Zukunft fundiert entwickelt werden können. Dabei gilt auch für die Abfallwirtschaft: langfristige Entwicklungen sind nicht durch einzelne Einflussgrößen bestimmt. Sie hängen vom Zusammenwirken einer Vielzahl von Faktoren ab. Um plausible Zukunftsvorstellungen zu entwickeln, ist es erforderlich, sich von individuellen Denkhorizonten und aktuellen Trends zu lösen. In diesem Beitrag wird beschrieben, wie vier Szenarien für die regionalen, nationalen und internationalen Rahmenbedingungen der Bayerischen Abfallwirtschaft im Jahr 2030 entwickelt wurden. Ihre Auswirkungen auf Stoffströme, Entsorgungsstrukturen, das Verhalten wichtiger Akteure und die Ökoeffizienz wurden analysiert und damit eine wertvolle Grundlage für die Strategieentwicklung auch in Unternehmen geschaffen. Durch eine Szenarioanalyse unter Einbindung von etwa sechzig Experten über Interviews und Workshops haben die Ergebnisse eine hohe Relevanz und Konsistenz.

1 EINLEITUNG

Nachhaltiges Wirtschaften setzt langfristige Strategien voraus. Ob bewusst oder unbewusst: strategischen Entscheidungen liegen häufig persönliche Präferenzen und der verengte Blick auf aktuell diskutierte Themen zugrunde. Die Wahrnehmung ist eher auf kurzfristige Trends gerichtet und bietet keine gute Basis für eine langfristige Planung. Hier kann nur ein systematisches und methodisch fundiertes Vorgehen helfen.

Szenarien, wie sie in dem hier beschriebenen Vorhaben entwickelt wurden, beschreiben in sich plausible, mögliche Zukünfte, die eine gewisse Wahrscheinlichkeit aufweisen. Sie sind keine Prognosen, sondern beschreiben einen Korridor von Zukunft und liefern auf diese Weise differenzierte Hintergrundfolien für eine nachhaltige und damit langfristig angelegte strategische Planung. Szenarien sind nicht verlässlich, aber sie sind um ein Vielfaches belastbarer als die übliche Vorgehensweise: einfache Extrapolationen einzelner Trends oder Zukunftsvorstellungen, die „aus dem Bauch heraus“ entstehen. Auch die Entwicklung der Abfallwirtschaft ist von vielfältigen Trends bestimmt, die häufig unreflektiert in die Zukunft extrapoliert werden: Wachsender Ressourcenverbrauch, Klimawandel oder demographischer Wandel sind nur einige davon. Wie sich diese Trends in ihrer Gesamtheit tatsächlich in Zukunft entwickeln könnten, ob sie ihre Bedeutung behalten werden oder ob andere Faktoren in den Vordergrund treten, ist wesentlich für die langfristige Ausrichtung der Abfallwirtschaftspolitik, aber auch für eine strategische Planung in der von Abfallfragen betroffenen Wirtschaft. Um schon heute die Weichen für Morgen stellen zu können, hat daher das Bayerische Staatsministerium für Umwelt und Gesundheit die bifa Umweltinstitut GmbH beauftragt, einen Blick in die Zukunft der bayerischen Abfallwirtschaft zu wagen. bifa bedient sich dabei der Szenariotechnik, um Stakeholder und Experten systematisch in den Prozess einzubinden und methodisch fundierte Ergebnisse zu erhalten. Der Fokus dieser Analyse lag auf der Abfallwirtschaft in Bayern. Die berücksichtigten Einflüsse reichten aber weit über Bayern hinaus. Sie umfassten nationale Rahmenbedingungen ebenso wie die zunehmend wichtigere Politik der EU. Sie berücksichtigten örtliche demographische Trends, aber auch globale Einflüsse wie den Klimawandel, die wirtschaftliche Entwicklung in Schwellenländern und den wachsenden Ressourcenbedarf.

2 PROJEKTVERLAUF

Das Vorhaben war klar darauf ausgerichtet, sich durch Einbindung möglichst vielfältiger Perspektiven von individuellen Denkmustern und Erwartungen zu lösen. Die Methodik verband bei klarer Struktur die softwarebasierte Analyse von Trends und ihren Wechselwirkungen mit den Ergebnissen ausführlicher Expertenexplorationen und mit der Produktivität anspruchsvoller und gezielt konzipierter Workshops.

Zunächst wurden fünfzehn Bürger und dreißig Experten in ausführlichen Interviews zu ihren Zukunftsvorstellungen befragt. Die Ergebnisse wurden mit Hilfe der Szenarioanalysesoftware SINUS Szeno Plan, dem Statistikprogramm SPSS und unter Nutzung der langjährigen und differenzierten abfallwirtschaftlichen Erfahrungen der bifa-Mitarbeiter ausgewertet und schrittweise zu Szenarien verdichtet. In sieben Expertenworkshops mit wechselnden Teilnehmern wurden die Ergebnisse dabei immer wieder ergänzt und hinterfragt. Der Einsatz von Kreativitätstechniken und anderen gezielt konzipierten Moderationsmethoden half den Teilnehmern ihre gewohnten Denkroutinen zu überwinden. Insgesamt wurden etwa sechzig Experten in die Arbeiten eingebunden. Sie stammen aus der privatwirtschaftlichen und kommunalen Abfallwirtschaft, aus der abfallwirtschaftlichen Forschung und Beratung, aber auch aus wichtigen Bereichen des Umfelds der Abfallwirtschaft, etwa der produzierenden Industrie und des Handels. Eingebunden waren aber auch Nachhaltigkeitsexperten, Jugendforscher und Internetexperten. Auf diese Weise wurden vielfältige wichtigen Trends, Wirkungszusammenhänge, Bewertungen, Strategien und mögliche Entwicklungen von Abfallmengen, Verwertungsverfahren und Marktverhältnissen identifiziert und schließlich zu Szenarien zusammengeführt. Abb. 1 zeigt den Projektverlauf.

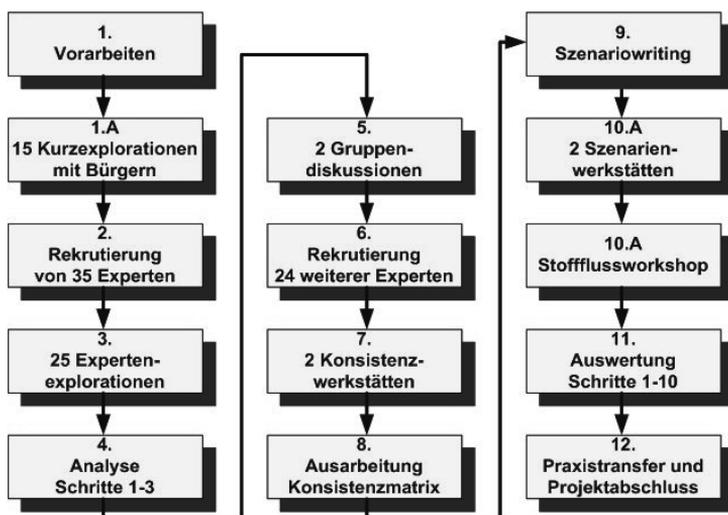


Abb. 1: Projektverlauf.

3 DIE SCHLÜSSELFAKTOREN

In ausführlichen Expertenexplorationen, durch Literaturanalyse und in Workshops wurde zunächst eine umfangreiche Sammlung von Einflussfaktoren, Trends und Akteursstrategien, von Wunschvorstellungen und von Befürchtungen gesammelt, die für die Entwicklung der bayerischen Abfallwirtschaft bis 2030 von Bedeutung sein könnten.

Ausgehend von den so identifizierten etwa 600 Einflussfaktoren konnten gemeinsam mit den Experten 24 Schlüsselfaktoren definiert werden, die entscheidend für die Entwicklung der

Bayerischen Abfallwirtschaft bis zum Jahr 2030 sind. Diese Faktoren wurden zu fünf Gruppen zusammengefasst:

- ökonomische Faktoren wie Wettbewerb in der Abfallwirtschaft, Rohstoffpreise, globale Marktstrukturen und konjunkturelle Entwicklung,
- politisch rechtliche Faktoren wie die Rolle der EU, die Bedeutung des Vollzugs oder die Nachhaltigkeitsorientierung der Politik,
- gesellschaftliche Faktoren wie Umweltverhalten und öffentliche Aufmerksamkeit, gesellschaftlicher Wohlstand und staatliche Leistungen oder Migration und Siedlungsstruktur,
- stofflich ökologische Faktoren wie Klimawandel, die Lebenszyklusorientierung des Stoffflussmanagements oder die Stoffintensität und
- technische Faktoren wie die Ausgestaltung von Sammel- und Sortiersystemen oder Verwertungs- und Beseitigungssystemen, oder auch der Einfluss von moderner IT und WEB2.0.

Zu jedem dieser Faktoren wurden mögliche Ausprägungen definiert. Abb. 2 zeigt beispielhaft die vier Ausprägungen des Schlüsselfaktors „Umweltverhalten und öffentliche Aufmerksamkeit“. Dieser Schlüsselfaktor beschreibt die gesellschaftlich relevante Aufmerksamkeit für umweltbezogene Themen, deren Mobilisierungspotenzial und Anschlussfähigkeit an das Handeln von Individuen, Gruppen und Organisationen.

<p>Langfristige Mobilisierung</p> <p>Umweltthemen haben flächendeckend eine hohe Relevanz und werden von den Akteuren nachhaltig berücksichtigt. Themen aus dem Feld der Abfallwirtschaft finden so einen fruchtbaren Boden und sind handlungsleitend.</p>
<p>Umwelthandeln als normalisierte Alltagspraxis</p> <p>Umweltthemen sind handlungspraktisch verankert, finden aber kaum mehr öffentliche Aufmerksamkeit. Es dominieren gut organisierte Handlungsrountinen wie etwa bei der Mülltrennung.</p>
<p>Abfolge kurzlebiger Umweltmoden</p> <p>Einzelne Umweltthemen finden zwar hohe öffentliche Aufmerksamkeit, jedoch spiegelt sich dies nicht im konkreten Handeln wider. Die stete Abfolge von ‚gehypten‘ Themen erschöpft sich jeweils rasch und führt zu keinen neuen Handlungsrountinen.</p>
<p>Umwelt ist kein Thema</p> <p>Weder in der öffentlichen Aufmerksamkeit noch im Handeln der Akteure entfaltet das Umweltthema prägende Kraft. Alle anderen Themen werden als wichtiger eingestuft, abfallwirtschaftliche Fragen finden keine Resonanz.</p>

Abb. 2: Ausprägungen zum Schlüsselfaktor „Umweltverhalten und öffentliche Aufmerksamkeit“

4 DIE SZENARIEN

Die Schlüsselfaktoren wurden in Workshops kritisch hinterfragt und entsprechend angepasst. Dann wurden für jeden Faktor geprüft, wie die möglichen Entwicklungspfade zu denen anderer Schlüsselfaktoren passen, ob sie einander ausschließen oder zueinander passen, ob sie sich gegenseitig verstärken bzw. abschwächen oder unabhängig voneinander sind. Der so entwickelte Set von Einzeltrends wurde zu Szenarien weiterentwickelt.

Mit Hilfe der Szenarioanalysesoftware wurden etwa 270 Szenarien generiert, und wurden einer Clusteranalyse unterworfen. Schließlich konnten diese Szenarien zu 24 Clustern gebündelt und davon ausgehend – durch eine multidimensionale Skalierung – 4 Szenarienfamilien mit hoher Konsistenz und Häufigkeit identifiziert werden. Abb. 3 zeigt schematisch, wie ausgehend

von der Ist-Situation durch diese Szenariofamilien die vorläufigen Endpunkte möglicher Entwicklungen entstehen.

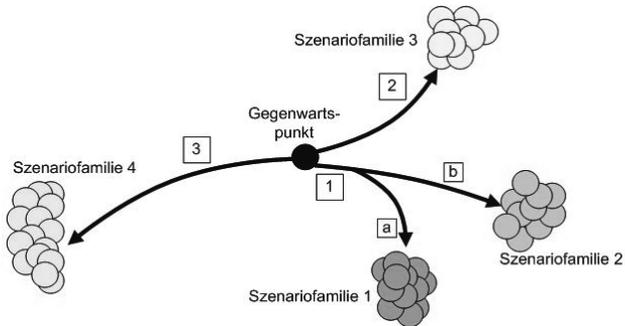


Abb. 3: Die Szenariofamilien

Diese Szenariofamilien wiederum wurden zu folgenden vier Szenarien verdichtet, die in einem aufwändigen mehrstufigen Prozess unter Einbindung von Experten vielfach überprüft, validiert und abgesichert wurden:

- Szenario 1: Policy first: Politik als Motor nachhaltigen Wirtschaftens,
- Szenario 2: Markets first: Der Markt macht erfinderisch,
- Szenario 3: Glocalisation: das EU-Recht wird regionalisiert und
- Szenario 4: Sustainability last: Tagespolitik statt Strategie.

Nachdem diese Szenarien weiterentwickelt waren und eine hohe Konsistenz aufwiesen, wurden ihre zu erwartenden Auswirkungen auf die Stoffströme und Entsorgungsstrukturen der Bayerischen Abfallwirtschaft herausgearbeitet. Dabei wurden Restmüll, Bioabfälle, Verpackungsabfälle und weitere Abfallströme analysiert. Neben den Schlüsselfaktoren und Szenarien waren dabei Ergebnisse aus den Experteninterviews und Workshops sehr wertvoll, die sich explizit auf wichtige Stoffströme und Abfallbehandlungs- und -verwertungsverfahren beziehen. Diese Stoffflusszuszenarien wurden in einer Ökoeffizienzanalyse auf ihre Umwelt- und Kostenwirkungen hin untersucht, um festzustellen, wie sich die heutigen Abfallwirtschaftsstrukturen in diesen Zukünften bewähren würden, welcher Verbesserungsbedarf bestünde und welche Stärken und Schwachstellen sie hätten. Hierzu wurde ein am bifa bereits vorhandenes Modell der bayerischen Entsorgungsstrukturen angepasst und eingesetzt.

5 SCHLUSSFOLGERUNGEN

Als Kernergebnisse der Arbeiten werden neben einer Vielzahl an Daten und Experteneinschätzungen vor allem plausible und in sich geschlossene Szenarien für die Bayerische Abfallwirtschaft und ihr Umfeld in einem Zeitraum von zwanzig Jahren zur Verfügung stehen.

Diese Szenarien und die bei ihrer Entwicklung gewonnenen vielfältigen Erkenntnisse zum Zusammenwirken von Einflussfaktoren, zum Verhalten wichtiger Akteure, zu den Folgen für Abfallströme und Technologien sowie zu den ökologischen und Kosteneffekten sind eine solide Basis für die Strategieentwicklung. Sie können nicht nur durch das Bayerische Staatsministerium für Umwelt und Gesundheit genutzt werden, sondern auch von anderen Behörden und Kommunen in Bayern, Deutschland und Europa sowie von Unternehmen und Verbänden der entsorgenden und produzierenden Wirtschaft.

Eine ausführliche Darstellung der Ergebnisse dieser Studie wird in Kürze in der Schriftenreihe bifa-Texte publiziert (erhältlich unter www.bifa.de).

Municipal Solid Waste Management Policies and Problems in Naples

S. Romano

Regional Environmental Center for Central and Eastern Europe (REC), Szentendre, Hungary

ABSTRACT: Waste management is gaining importance in today's decision-makers' agenda; the effectiveness of political actions on waste management directly affects the daily life of citizens, who are more and more sensitive to how waste strategies are implemented and waste processes take place. Over the last decades, waste started to be associated with management because of the need for plans and methodologies for its disposal; a procedure which requires specific and well-tailored policies. In order to look into the whole process, one single case will be depicted: the case of Naples which, in 2008, became infamous for its patent poor waste management. This case study will highlight the different phases of waste cycle, the involvement of different stakeholders, whether from the governmental – central and local – or the private sector, as well as the citizens themselves, and, last but not least, an examination of the legal framework regulating waste management. Leading topics of this paper will be the underlying and specific causes of such ecological disruption; the extent to which these are due to political negligence; and the solutions suggested for repairing the damage.

1 INTRODUCTION

In our current globalised world consumption patterns have significantly increased, resulting in huge quantities of waste produced, impacting our environment (OECD 2002a). If the initial phase of a good – production – has mainly an economic driver, followed by consumption – which mainly reflects the social pursuit for comfort – the final phase has a significant environmental impact, besides the social and economic ones.

The concept of waste management has therefore entered the current vocabulary not only of the environmentalists, experts, politicians, but also of common people, increasingly affected by efficient or poor waste management. When did waste emerge as a problem in our society? At the end of the 19th century, at the beginning of the industrial revolution, the whole society in Europe was still sober in consumption, and waste minimization was a natural lifestyle, with the reuse and recycle of materials. Society was naturally sustainable. Taking Italy as an example within Europe, it was after World War II that the industrial economic development exploded, for which new man-made products appeared bringing in not only plastics and different kinds of packaging, but above all the “throw-away” model, which nowadays dominates our societies, repressing the habit of recycling, reusing and recovering. Already in the First Report of the Italian Ministry of the Environment (May 1989), the then Minister, Giorgio Ruffolo conveyed the 1987 waste production data which totally amounted to 97 million tons, out of which only 16% was treated appropriately. The 80s witness an increase of public concern over waste disposal (Pinna 2009).

In order to better understand the waste management process, the actors involved, and what is needed to make the system efficient and effective, this paper will consider one single case, that of Naples, which, in terms of poor waste management caused a sensation in 2008. The analysis will start from an overall European scale, narrowing down to one single EU country – Italy – and focusing on one single city – Naples – the capital of the Region Campania, in Southern Italy.

It has to be pointed out that the subject of this paper is not waste in its totality, but only municipal solid waste (MSW).

2 WASTE MANAGEMENT: DEFINITION AND PROCESSES

In order to understand why MSWM failed in Naples, it should be clear how waste is processed once it is collected, and how it is disposed. MSW is defined as waste collected by a municipality. It is waste from households, small businesses, office buildings and institutions such as schools, hospitals, government buildings, waste from parks and street cleansing (Eurostat 2003). Ronchi Decree (22/1997) first and the Single Act on the Environment later define waste, in line with the European regulation (Directive 91/156/CEE), any substance or object that the holder throws away or is obliged to throw away. According to law 152/2006 waste is classified according to four main categories: no hazardous municipal waste; hazardous municipal waste; no hazardous special waste; hazardous special waste.

In our daily life hundreds of objects pass through our hands but we rarely think of the processes preceding their production and following their use. Being aware and knowing what to buy and how to recycle and/or dispose of them has a tremendous impact on our environment (Worldwatch institute 2004).

Waste management is regulated by a set hierarchy which stretches from a least favored option to a most favored option: disposal, energy recovery, recycling, reuse, minimization, and prevention represent the six procedures utilized.

In 1975 the Waste Framework Directive stressed the importance of waste minimization for the protection of the environment and human health. Since then the basic principles of reducing, re-using and recycling (the 3 R) gradually but increasingly have taken hold in waste legislations and policies. In 1992 Agenda 21 encouraged the commitment from the member states in “promoting waste prevention and minimization as the principal objective of national waste management programs [...] giving priority to waste reuse and recycling”. Agenda 21 introduced the waste hierarchy by indicating precise steps to be undertaken.

OECD (2000) defines “strict avoidance” the prevention of waste generation by reducing material or energy intensity in production, consumption and distribution. As suggested by EPA (2006) waste can be prevented by:

- using the least or reusable packaging,
- using and keeping durable equipment and supplies,
- using supplies and materials more efficiently and
- reducing the use of hazardous components, replacing them with substitutes easily recyclable or recoverable.

The so-called 3 R include reducing, re-using and recycling. Reducing at source involves minimizing material or energy consumption (OECD 2000) can be attained by developing a more efficient technology for production, for example reducing the weight of the product while it is functioning (Report on Waste Prevention 2006). Therefore by maximizing the use of available resources environmental impacts are reduced.

Product reuse involves the multiple use of a product in its original form, for its original purpose or for an alternative, with or without reconditioning (OECD 2000). Reusing, compared to recycling, saves consumption resources, while recycling implies processing (re-manufacturing or conversion into raw materials). Re-using reduces the need for new objects, consequently decreases the cost of production. Moreover reuse creates new jobs in service and repair industries.

Recycling means to use collected waste materials for other purposes than originally intended with reconditioning (OECD 2000). Recycling is an approach which saves resources by diminishing the amount of products ending up in landfills. The used product is pulled into different pieces which are reprocessed for their original use or a new one; the phases of this process include collection, sorting, reprocessing and manufacture (Waste Management Board, 2004). Besides the fact that many materials can be recycled, nowadays technological progress advances significantly in the design of recyclable materials. For a better modality of recycling, when waste is collected, the humid part should be separated from the dry ones (plastic, paper, etc.); the humid part can therefore be composted, for which the natural processes of decomposition can be accelerated with an aerobic treatment, transforming the organic waste in compost; if the aerobic treatment is applied with undifferentiated waste the result is stabilized

organic fraction (SOF); compost can be used for agricultural purposes as a fertilizer, SOF can be used for other purposes – i.e. daily cover of landfills (Istat 2007).

Incineration is the most used method to recover energy from waste; as it is explained in EEA glossary (2009), incinerators imply the process of burning solid waste under controlled conditions to reduce its weight and volume; through this methodology garbage is destroyed through burning, gasification and pyrolysis. Gases and ashes produced may be toxic but the original waste is reduced by 95 – 96 Vol.-%. The incinerator produces steam which through a turbine can generate electricity with high efficiency. In Italy, since 1st January 1999, only plants with energy recovery have been allowed to be built.

Another interesting energy recovery method is the mechanical/biologic treatment plant (MBT) which includes a mechanical separation of the waste and biological treatment (anaerobic and/or aerobic digestion). MBT plants are very flexible and can be built on a modular basis (IPPC 2006). The mechanical process can be configured to further separate the non-biodegradables into clean fractions for recycling. The remaining material can be combusted and so is referred to as Refuse Derived Fuel – RDF – (Juniper Consultancy services 2005).

Landfill is the site where waste is disposed; controlled landfills – areas subjected to a permit system and to technical control procedures in compliance with the national legislation in force (OECD/Eurostat 2000) – have to be distinguished from illegal landfills – areas where dumping is not authorized, causing severe environmental and health problems.

3 WASTE MANAGEMENT IN CAMPANIA IN 2007

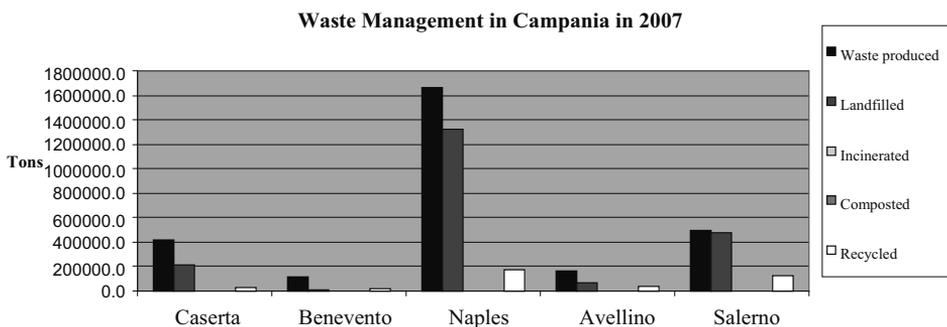


Fig. 1: Source: adapted from APAT/EEA 2007

In 2007 Naples produced 1,700 thousand tons of waste out of which 1,300 thousand was landfilled and only 172 thousand tons were recycled. The weak facilities and equipment might be one of the causes for which landfills were overfilled.

It is interesting to point out that Salerno, where in 2007 almost all waste was landfilled – now stands out as a case of excellence. Recycling patterns are in fact improving considerably since the mayor has strongly fought for a separate collection plan with the involvement of citizens, using a widespread awareness-raising campaign (“Salerno differenzia”) and severe fines for illegal dumping; the interview to the assessor to the environment, Gerardo Calabrese – reported by De Santo (2009) – shows that in Salerno separate collection is currently 45%, and in the three districts where it started is as high as 80%. The overall analysis of the Tab. shows how the waste problem in Naples is probably not due to the quantity of waste produced but to other elements.

4 HOW WASTE MANAGEMENT IS IMPLEMENTED IN CAMPANIA

Decree 22/97 set the criteria for the waste management cycle, for which the relevant plans had to be developed at regional and provincial level. According to the Decree, a regional self-

sufficient management had to be attained, for which the ATO (Optimal Management Area) was established – made up of a set number of municipalities, usually coinciding with the province's territory.

The responsibilities among the bodies are distributed as follows:

- the regions issue the regulations on waste according to the national laws. They elaborate regional waste management plans for which waste collection, treatment and disposal are to be carried out within the ATO. They set the guidelines for the separate collection – and the relevant financial tool – and for reducing the use of landfills. They grant permissions for the treatment, management and disposal facilities to be built.
- the provinces elaborate their waste management plan according to the regional laws. They coordinate municipalities in complying and harmonizing with waste management programs. They can help in the implementation of separate collection practices.
- municipalities deal with municipal collection and disposal; they set municipal regulations and targets.

In principle this is the structural system which assigns tasks and functions among the bodies; but the waste emergency in Campania of 1994 resulted in the establishment of an Extraordinary Commission, coping with the severe situation; but, instead of being a short and targeted interlude, the commission has lasted up until today and presents major flaws. Another important element of the structure in charge of waste management worth explaining, is the so-called “consorzio di bacino” responsible for the following services: street sweeping, separate and not separate waste collection, transport to the plants. They were later absorbed in the structure of the Extraordinary Commission. The employees of these consortia were recruited from lists of unemployed and the so called “workers socially useful” (mainly composed of ex convicts) whose temporary contract became permanent after a given period.

5 CHRONOLOGY OF EVENTS

In 1994 the waste emergency in Campania officially began on the 11th of February, when the then President of the Council of Ministers, Carlo Azeglio Ciampi, issued a Decree taking cognizance of the environmental emergency in various cities of the region. The problem was that the regional plan, issued the previous year, did not work; waste ended up in landfills which were close to the exhaustion. The government appointed the prefect of Naples as the Extraordinary Commissioner to the emergency of the waste; the offer of a contract for tender was called in 1998 and ended in 2000; the then president of the region and Extraordinary Commissioner, Antonio Bassolino, signed the contract with the winning company, FIBE – a consortium made up of different companies, among them Impregilo. Technically the project of FIBE scored only 4.2 – less than half of the competing company, Elettroambiente – owned by ENEL – which scored 8.6.

But the low prices and the short timeframe offered were the winning factors, therefore the emergency was read in time-terms rather than in quality terms. The integrated disposal plan of the MSW consisted of two incinerators producing energy – where RDF should have been burnt – and seven plants for the production of RDF and SOF. The incinerator proposed was outdated and did not offer good energy outputs; these plants would receive urban waste (undifferentiated); the biologic stabilization would separate the humid fraction from the dry fraction; the latter would be processed through a rotating shredder unit for chopping and grinding.

FIBE was supposed to deliver the incinerator by 31st December 2000. But by that date there was neither plant nor the permissions to build. The timing proposed was indeed not workable. A series of clauses were later added, allowing – for reasons beyond the ordinary control – extensions to the delivery without penalties. One of the clauses provided that the site would be chosen by the winner, without any consultation with the local institutions or with the citizens; without therefore taking into consideration the problems and the characteristics of the territory. The two incinerators were planned in two places next to each other (Acerra – recently opened – and Santa Maria La Fossa – only planned) with a high impact on the environment; and because of the powers of derogation of the Extraordinary Commission, Environmental Impact Assess-

ment (EIA) was not requested. As a result, this area which produces 70% of the famous cheese mozzarella di bufala, would be invaded by trucks arriving from hundreds of kilometers away bringing the waste of the whole region.

The seven plants planned for producing RDF should have given out a product to be afterwards burnt into the incinerator; but those plants, which grind and package waste, do not differentiate the product and do not produce RDF or SOF; the components resulting from the process are such as they enter the plant. The incinerator of Acerra has been recently inaugurated (27th March 2009) but the so called “eco-balls” – which are against regulations – cannot be burnt there (Parliamentary Report 2006). Traces of arsenic – exceeding the allowed limits – have been found, as well as whole pieces of products. The calorific value of this product is lower than it should be and the rate of humidity is too high to be processed in an incinerator. The volume of the outgoing garbage is bigger than the one at the entry, because of the additives. Hence the need to find new caves to dispose waste; additional million Euros needed to ship the balls to North of Italy or abroad. In this context, speculations and criminal infiltration could easily find their way.

6 ANALYSIS OF THE HYPOTHESES

Different hypotheses have been advanced and consequently inquired into in order to unravel the reasons of Naples’ problems concerning waste management:

- the lack of the political will to properly enforce and comply with waste management regulations,
- the lack of clarity and overlapping of competences of different public organs jeopardize the efficiency of environmental management in Naples,
- the lack of controlling and monitoring of entities in charge of waste collection facilitates corruption in waste management at public and private levels and
- the lack of involvement of citizens in the waste management decision-making process at public levels deters the identification of community concerns and needs regarding life conditions.

By combining these four hypotheses one can extrapolate the factors that determined the waste problem in Naples, which are the lack of political will, overlapping of competences and confusion of roles, scarce monitoring and controlling, limited involvement of citizens in the political processes of waste management. The complex analysis originates the waste crisis in Naples to one key concept: political inefficiency. The literature dealing with political efficiency is quite abundant, specially dealing with democratic deficits and democratic revitalization (at national and EU levels), on institutional reforms, on local empowerment, new public management or on capacity building in civil society (ECPR 2006).

7 RECOMMENDATIONS

The lack of political will undermined the implementation and therefore the overall efficiency of waste regulations in Naples, allowing private interests to gain ground in the public arena. In order to achieve real results, a strategic plan should be developed targeting both the short and the long term, both at political and technical level. The short term solutions should be introduced to immediately start the process of correcting and repairing the damage produced by years of waste mismanagement. But long term measures are necessary to address the problem at its core. Solutions should be aimed at improving the performance of the political class – primarily the actions of local administrators – and at devising technical measures to improve waste management.

The short term plan should be structured with outputs and outcomes: local administrators should be committed to these steps. Moreover, incentives and punitive actions should be set, considering meritocracy as the core element of a functioning system; bonuses should be given for good performances, but rather as awards granted to individuals (which might create resentment and obsession to attain the goal) team bonuses should be designed to reward

therefore groups, promote cooperation and encourage exchange of information (Osborne 1993). In this framework, it should be guaranteed that the private interests do not push and influence the decisions of political administrators.

The long term solutions revolve around the concept of an anticipatory government, acting rather than reacting and presenting rather than responding. The government should invest in the new generations, therefore pupils should be made aware of the respect for the environment, and should be taught how to comply with regulations. Educational campaigns for children should be promoted as follows: introducing at primary and secondary schools one/two classes per week on sustainable development – waste management would be one topic; the local government should organize training modules – free of charge – delivered by scholars and experts for graduates and undergraduates of technical universities, who in their turn should teach to school children, achieving cascading effect. At the same time cartoons for children and scientific documentaries for adults should be broadcast in the evenings.

8 CONCLUSIONS

In conclusion we may say that the lack of political will, combined with different elements, as neglecting the monitoring phase, creating confusion with installing external organs, caused the waste disruption in Naples. Recommendations aim at improving waste management in Naples, emphasizing the concept for which governance should be re-defined according to the needs of our society. For this reasons institutions need to be more flexible and adaptable. The political class dealing with waste management needs to be driven by experts adopting a holistic approach; inspecting schemes have to be regularly implemented within a user-friendly system, empowering citizens through a participatory democracy steered by an anticipatory government.

As Alvin Toffler (1978) observes in “Anticipatory Democracy” “the political technology of the industrial age is no longer appropriate technology for the new civilization taking form around us. Our politics are obsolete”. Therefore, the new direction should be to make public safety a community responsibility, transforming the police officer from an investigator and enforcer into a catalyst in a process of community self-help (Osborne 1993).

REFERENCES

- De Santo, A. (2009) *I conflitti ambientali e la comunicazione*. Roma, Italy: Fondazione Willy Brandt.
- ECPR (2006) Efficiency versus Democracy? Towards New Syntheses. Workshop at the Joint Sessions in Nicosia, Cyprus. 25 – 30 April 2006.
- EEA (2009a) Available at: <http://glossary.eea.europa.eu/>.
- Eurostat (2003) Waste generated and treated in Europe, 46.
- Eurostat (2009) Available at: <http://epp.eurostat.ec.europa.eu/portal/page/portal/waste/data/wastemanagement/treatment>.
- IPPC (2006) Reference Document on Best Available Techniques for the Waste Treatment Industries. Available at: <http://eippcb.jrc.es/>.
- ISTAT (2007) Statistiche Ambientali. Available at: www.istat.it/dati/catalogo/20070817_00.
- Juniper Consultancy Services (2005) MTB: a guide for decision makers, processes, policy and markets. Available at: http://www.juniper.co.uk/Publications/mbt_report.html.
- OECD (2000) Innovation and the Environment. OECD, Paris.
- OECD/Eurostat (2000) Questionnaire on the state of the environment.
- OECD (2002a) Towards Sustainable Household consumption. Paris. 158.
- Osborne, D. & Gaebler, T. (1993) *Reinventing Government*. Reading, MA, USA: Pengiun.
- Pinna, L. (2009) Il selvaggio tecnologico. Analisi del caso Campania. Available at: <http://www.energiaspiegata.it/2009/03/il-selvaggio-tecnologico-analisi-del-caso-campania/>.
- Worldwatch institute (2004) Good Stuff? A Behind-the-Scenes Guide to the Things We Buy. Available at: <http://www.worldwatch.org/taxonomy/term/44>.
- The Waste Management Board Reuse (2004) Available at: <http://www.ciwmb.ca.gov>.

Auswirkungen der Wirtschaftskrise 2008/09 auf die Abfallwirtschaft und die Lehren daraus

W. Hauer

Technisches Büro HAUER Umweltwirtschaft GmbH, Korneuburg, Österreich

KURZFASSUNG: Die wirtschaftlichen Umbrüche 2008/2009 haben gezeigt, dass viele Entwicklungen bzw. Systeme in unserer Wirtschaft und Gesellschaft nicht nachhaltig sind. Wirtschaftliches Wachstum war nur einem weit überproportionalen Verbrauch an Ressourcen verbunden.

Mit Hilfe einer Grenzbetrachtung wird die besondere Ineffizienz des Ressourceneinsatzes deutlich. Im Beitrag wird zwischen wachstumsorientierten und minderungsorientierten Politiken unterschieden. Die scheinbaren Gegensätze können mittels Synthese gelöst werden. Dazu sind effiziente Filter im täglichen Handeln einzusetzen.

Aus der Abfallwirtschaft können wesentliche Messgrößen in einen Regelkreis einfließen, der zu einer nachhaltigen Wirtschaftsweise führen kann.

1 EINLEITUNG

Die wirtschaftliche Entwicklung Ende 2008 bis 2010 stellt sich uneinheitlich dar:

Der private Konsum von Gütern des täglichen Bedarfs blieb nahezu unverändert gegenüber den Vorjahren. Der Konsum von dauerhaften Gütern verzeichnete zwischen 2008 und 2009 beträchtliche Zuwächse.

Dies Hausmüllmenge ist seit mehreren Jahren konstant und verläuft parallel mit dem Umfang des nicht dauerhaften Konsums.

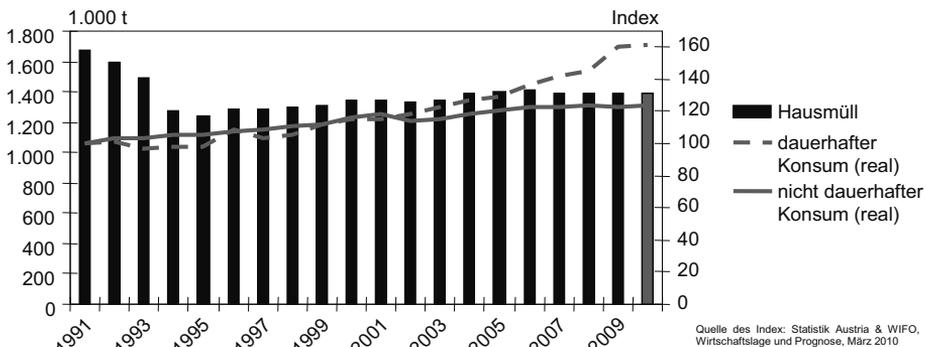


Abb. 1: Entwicklung von Hausmüllmenge und Konsumausgaben

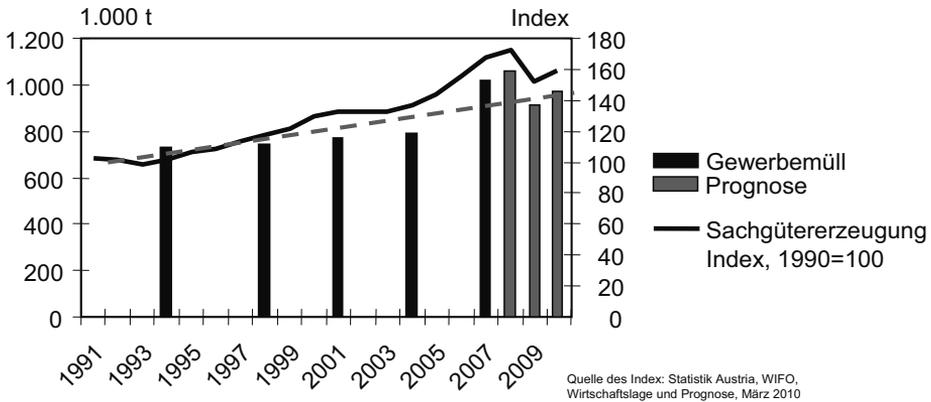


Abb. 2: Entwicklung von Gewerbemüll und Sachgütererzeugung

Für das BIP wurde ein Einbruch von 2008 auf 2009 um rund 4% angegeben, welches sich aus konstantem privaten Konsum und einem Rückgang der Industrieproduktion um rund 15% ergibt.

Mit diesem Rückgang der Industrieproduktion war jedoch ein Rückgang des Güterverkehrs um rund 30% verbunden, also wesentlich überproportional. Auch die Mengen an Gewerbemüll gingen stärker zurück als die Industrieproduktion.

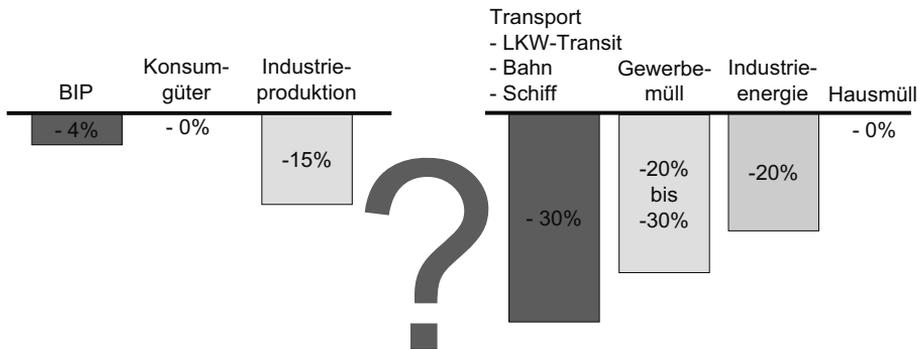


Abb. 3: Entwicklungen zwischen 2008 und 2009

Unter Beachtung der unterschiedlichen Entwicklungen lassen sich zwei Thesen ableiten:

These 1: „Jene Prozesse mit den höchsten Grenzkosten (in Geld und sonstigen Ressourcen) werden als erstes aufgegeben – gemäß Grenzbetrachtung der jeweils letzten Einheit.“

These 2: „In Zeiten des Wachstums wurden extrem hohe Grenzkosten akzeptiert. Das starke Wachstum 2004 bis 2007 war durch besonders hohen spezifischen Ressourcenverbrauch (hohe Grenzkosten) geprägt.“

2 HAUSMÜLL UND KONSUMAUSGABEN

Im Bereich des Hausmülls ist ersichtlich, dass die Mengen seit der flächendeckenden Realisierung der getrennten Altstoffsammlung auf etwa konstantem Niveau mit geringen Steigerungsraten sind.

Die gesamte Abfallmenge aus der kommunalen Sammlung (die Summe der Siedlungsabfälle) ist in den vergangenen Jahren deutlich gestiegen, und zwar vor allem bei den getrennt erfassten Altstoffen. Auch dies spricht für einen überproportionalen Ressourceneinsatz und sinkenden Grenznutzen.

Grenznutzen sind dabei die realen Erlöse/Umsätze aus dem privaten Konsum je Masseneinheit Produkt. Anders ausgedrückt: Für jeden weiteren EUR privaten Konsums wurde überproportional viel Material eingesetzt.

3 GEWERBEMÜLL UND SACHGÜTERERZEUGUNG

Bei betrieblichem Restmüll war bis 2004 eine eher konstante Entwicklung mit Steigerungsraten von rund + 1% pro Jahr zu beobachten. 2004 bis 2007 folgte eine Periode mit Wachstumsraten von fast 9% pro Jahr. Die Abfallmenge stieg innerhalb von drei Jahren um fast ein Drittel – und damit deutlich stärker als die Sachgütererzeugung. Die zusätzliche Sachgütererzeugung war äußerst ineffizient.

Die für 2009/10 zu erwartende Gewerbemüllmenge entspricht etwa jener Menge, als hätte sich die Entwicklung des Zeitraumes 1994 – 2004 fortgesetzt, ohne die hohen Werte 2004 – 2007.

Frage 1: Waren die starken Steigerungsraten 2004 bis 2007 bloß eine kurze Überhitzung und wir sind wieder zur „Normaltemperatur“ zurückgekehrt?

Für die Entsorgungswirtschaft ist die Entwicklung insofern schmerzhaft als alle Planungen auf den Steigerungsraten der „überhitzten“ Perioden aufbauen.

4 AUCH BEIM ENERGIEVERBRAUCH

Nicht nur beim Abfall, auch beim Energieverbrauch ist der besonders starke Anstieg des Verbrauches seit etwa dem Jahr 2000 festzustellen. Dies in den Sektoren „Verkehr“ und „Industrie“.

Auch hier ist ein Rückgang der Effizienz eingetreten! – Es wurden extrem hohe Grenzkosten (zusätzlicher Energieverbrauch für zusätzliche Produktion) akzeptiert.

Energieverbrauch stieg zuletzt schneller als BIP-Wachstum

Traditionell gingen Wirtschaftswachstum und Energieverbrauch Hand in Hand - bis 2000 war die Wachstumsrate des Bruttoinlandsproduktes (BIP) etwas höher.

In den vergangenen 5 Jahren weitete sich der Energiekonsum jedoch schneller als die inländische Wertschöpfung aus.

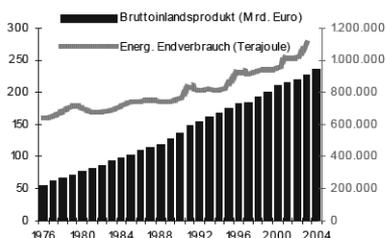


Abb. 4: Entwicklungen des Energieverbrauches

5 CHANCEN FÜR WACHSTUM

Neues Wachstum muss mit sinkendem Grenzaufwand, mit einem geringeren Grenzeinsatz von Ressourcen (Ressourcenverbrauch je zusätzlicher Produktionseinheit) verbunden sein. Das ist die Wachstumschance.

Künftige Entwicklungen sind an den Grenzkosten (Einsatz an Ressourcen je zusätzlichem Nutzen) zu messen, nicht an Durchschnittswerten!!

Hier sollten betriebswirtschaftliche Methoden auch in die Bewertung von anderen Ressourcen als Geld einfließen.

6 WACHSTUM UND MINDERUNG

Dem Wunsch nach Wirtschaftswachstum stehen die Wünsche nach einer Verringerung des Ressourcenverbrauches und nach einer Verringerung an Emissionen gegenüber. Es stehen sich wachstumsorientierte und minderungsorientierte Politiken gegenüber.

Wie können diese Gegensätze gelöst werden? Eine aktive Ressourcenpolitik kann als Mittler zwischen diesen gegensätzlichen Anforderungen fungieren. Die Ressourcenpolitik steht somit im Mittelpunkt, ohne die eine Versorgung mit Energie und Stoffen nicht langfristig gesichert werden kann.

wachstumsorientierte Politiken Blick auf permanente und kurzfristige Erfolge	minderungsorientierte Politiken Blick auf mittel- und langfristige Ziele
Sozialpolitik • Mindestsicherung • Wachstum	Abfallvermeidung • Rückgang
Wirtschaftspolitik • freier Warenverkehr • Wachstum	Ressourcenpolitik • Sicherung der Versorgung • nachhaltige Nutzung
Arbeitsmarktpolitik • Vollbeschäftigung • Wachstum	Klimapolitik • Rückgang

Abb. 5: Wachstumsorientierte und minderungsorientierte Politiken

Minderungsorientierte Politiken können nur dann erfolgreich sein, wenn sie integrativer Bestandteil von wachstumsorientierten Politiken werden. Jede einzelne Maßnahme einer wachstumsorientierten Politik ist dahingehend zu prüfen, ob sie nicht einer minderungsorientierten Politik zuwiderläuft.

Ziele der minderungsorientierten Politiken sind in der Regel längerfristig als jene der wachstumsorientierten Politiken. So wird im Zweifel der wachstumsorientierten Politik der Vorzug gegeben und die Inangriffnahme von Maßnahmen zu minderungsorientierten Politiken hinausgezögert – auch unter Inkaufnahme einer (späteren) Zielverfehlung.

Minderungsorientierte Politiken müssen daher als Filter eingesetzt werden, in der jede Maßnahme einer wachstumsorientierten Politik geprüft wird. Nur jene Maßnahmen dürfen durch den Filter, die den minderungsorientierten Politiken zumindest nicht im Wege stehen. Die Politiken dürfen nicht unversöhnlich gegenüber stehen, sondern müssen integrativ betrachtet werden.

Die Entscheidung wachstums- oder minderungsorientierte Politiken steht daher nicht an. Die Vernachlässigung einer Seite bedingt auch eine Schwächung der anderen Seite. Beide Seiten sind voneinander abhängig – jedenfalls langfristig betrachtet. Bei allen Entscheidungen sind Synthesen aus beiden Politik-Bereichen zu finden.

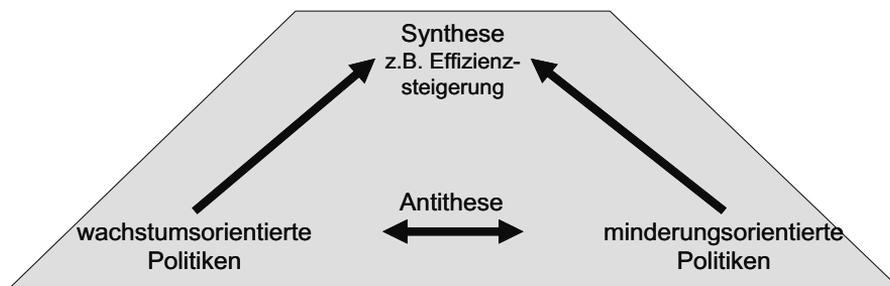


Abb. 6: Effizienzsteigerung als Synthese aus Wachstum und Minderung

Wird ein derartiger Filter für Maßnahmen auf Übereinstimmung mit bestehenden Politiken und Strategien auf allen Ebenen der öffentlichen und privaten Wirtschaft bzw. der Gesellschaft im Allgemeinen eingesetzt, so könnten viele gesetzliche Detailregelungen entfallen. Damit wäre eine wesentliche Entlastung des Rechtssystems und des Vollzuges möglich. Wenn jede Maßnahme vor deren Realisierung hinsichtlich ihrer Auswirkungen und der Übereinstimmung auf die demokratisch festgelegten Ziele geprüft wird, so dürften nur mehr Maßnahmen zur Realisierung kommen, die eine nachhaltige Entwicklung ermöglichen.

7 WELCHE AUSWIRKUNGEN HABEN DIE UMBRÜCHE NOCH?

Verwerten wurde gegenüber Beseitigen wirtschaftlich weniger attraktiv. Aufgrund geringerer Nachfrage nach Beseitigungskapazitäten und den gestiegenen Kapazitäten zur Beseitigung sinken die Preise zur Beseitigung. Die Spot-Preise der Müllverbrennungsanlagen haben sich in wenigen Monaten halbiert.

Die Differenz zwischen den Kosten für Beseitigung und den Kosten für Verwertung wird geringer. Vielfach lohnt sich die Aufbereitung zu Sekundärrohstoffen weniger oder nicht mehr.

These 3: „Es werden Maßnahmen (Investitionen) der Allgemeinheit erforderlich sein, um ein hohes Maß an Kreislaufwirtschaft aufrecht zu erhalten.“

Die Investitionen der Allgemeinheit sind notwendig, um die langfristige Anpassung der Überkapazitäten für Primärrohstoffe an den tatsächlichen Bedarf zu überbrücken.

Die stoffliche Verwertung ist jedoch extrem wichtig

Mit der thermischen Verwertung werden in günstigen Fällen je Energieeinheit Abfall nur 0,6 bis maximal 0,7 Energieeinheiten Primärenergieträger genutzt! Und die stofflichen Eigenschaften werden gar nicht genutzt.

8 ZUSAMMENFASSUNG

Die wirtschaftliche Entwicklung der vergangenen Jahre war nicht nachhaltig. Ein neues Wirtschaften ist daher erforderlich. Konzepte sowohl zu wachstums- als auch zu minderungsorientierten Politiken liegen in großer Zahl vor. Es ist Zeit, die Konzepte zu einer Synthese zusammenzuführen und zu realisieren und damit in eine nachhaltige Zukunft zu schreiten.

Eine aktive Ressourcenschonung setzt voraus:

- Wissen und Kenntnis um die in einem Produkt/in einer Leistung inhärenten Ressourcen z.B. durch Kennzeichnung von CO₂-Emissionen, Abfallmenge aus der Produktion, aufgewendete Arbeitsstunden.
- Harmonisierung von „objektivem Wert“ (definiert als Menge der eingesetzten Ressourcen) und „subjektivem Wert“ (monetärer Preis).
- Neudefinition von „Wachstum“, indem nachteilige Wirkungen eines Produktes oder eines Vorganges von den vorteilhaften Wirkungen abgezogen werden und der Saldo betrachtet wird (ganzheitliche Sichtweise).
- Gesellschaftliche Anerkennung von sparsamem Umgang mit Ressourcen.
„Die smarteste Lebensweise bringt Anerkennung, nicht der Besitz des größten oder mächtigsten Produktes“.
- Mut, besonders Ressourcen verbrauchende Güter und Leistungen weniger attraktiv zu machen z.B. durch Kennzeichnung, Besteuerung, Verbot.

Alle genannten Aufgaben können durch den Wirtschaftszweig „Abfallwirtschaft“ nur indirekt wahrgenommen werden. Die Abfallwirtschaft steht am Ende der Produktions- und Nutzen-Kette und muss die anfallenden Abfälle bestmöglich behandeln. Die Abfallwirtschaft kann jedoch wichtige Rückkopplungen an die vorgelagerten Produktions- und Konsumprozesse liefern. Diese „Messwerte“ müssen im Sinne eines Regelkreises in die vorgelagerten Prozesse einfließen und dort auch berücksichtigt werden.

LITERATUR

Statistik Austria & WIFO (2010) *Wirtschaftslage und Prognose*, Wien.

Hauer, W. (2009) *Abfallwirtschaft in wirtschaftlich schwierigen Zeiten – Konsequenzen für die Praxis*, Referat zum Entsorgungs- und Verwertertag 2009, Vösendorf.

TBH & FHA (2008) *Kontrolle der Restmengenziele von Verpackungsabfällen für das Kalenderjahr 2007*, Wien.

Das Kapazitätenmodell als Instrument zur Markteinschätzung von Sekundärrohstoffen

H. Klampfl-Pernold, R. Pomberger & G. Schmidt
Saubermacher Dienstleistungs AG, Graz, Österreich

KURZFASSUNG: In Anlehnung an das Konzept des Lebenszyklusmodells bildet das Kapazitätenmodell einen Erklärungsansatz für die Interdependenzen zwischen Primär- und Sekundärrohstoffmärkten entlang des Lebenszyklus von Abfallstoffen. In Abhängigkeit von Anlagenkapazität und Abfallmenge eruiert sich der Preis eines Abfalls entweder am Beseitigungsmarkt oder am Energie-/Rohstoffmarkt. Somit orientiert sich der Preis entweder an den Entsorgungs- bzw. Behandlungskosten oder am substituierten Primärrohstoffpreis. Je nach Position der einzelnen Sekundärrohstoffe im Kapazitätenmodell, ergeben sich strategische Implikationen und Hinweise auf die Steuerung des Produkt- und Leistungsprogramms des jeweiligen Unternehmens. Damit versetzt es Unternehmen der Abfallwirtschaftsbranche in die Lage, ihre Chancen für eine Erweiterung des Geschäftsfeldes sowie die Möglichkeiten zur Verlängerung der Wertschöpfungskette bestmöglich zu nutzen.

1 EINLEITUNG

Sekundärrohstoffe erlangen ihre betriebswirtschaftliche Bedeutung, indem sie Primärrohstoffe ersetzen und somit Kosten einsparen. An dieser Kosteneinsparung sind nicht nur die europäischen Volkswirtschaften und Industrien interessiert. Es ergibt sich eine entsprechende Nachfrage nach vergleichsweise preiswerten und in ausreichendem Ausmaß verfügbaren Rohstoffen, die die Abfallwirtschaft in Form von aus Abfällen gewonnenen Sekundärrohstoffen zur Verfügung stellen kann. Für die Unternehmen der Abfallwirtschaftsbranche ergibt sich der Bedarf nach einem Modell, das in der Lage ist, die Entwicklung einzelner Sekundärrohstoffe aufzuzeigen, nachvollziehbar darzustellen und Aussagen für deren zukünftige Entwicklung vom Abfall hin zum Energie-/Rohstoffmarkt zu untermauern. Auf dieser Basis sind Unternehmen in der Lage notwendige Kapazitäten abzuschätzen und zu planen. Einem abduktiven Ansatz folgend bietet das Kapazitätenmodell die Grundlage für das Auffinden von Hypothesen im Hinblick auf die Zusammenhänge und Interdependenzen zwischen Primär- und Sekundärrohstoffmärkten. Es greift dabei die Erkenntnisse aus grundlegenden und in der scientific community anerkannten Modellen, namentlich S-Kurven- und Lebenszyklusmodelle, im Bereich des Untersuchungsgegenstandes auf.

Je nach Position der einzelnen Sekundärrohstoffe auf der S-Kurve des Kapazitätenmodells ergeben sich strategische Implikationen und Hinweise auf die Steuerung des Produkt- und Leistungsprogramms des jeweiligen Unternehmens. Beispielsweise sollten ausreichend Produkte in der Einführungs- bzw. Wachstumsphase sein, sodass diese zu gegebener Zeit Produkte ablösen, die sich in der Reife- und Sättigungsphase befinden. Somit bietet das Kapazitätenmodell die Grundlage für ein Verständnis für die Gesamtdauer des Lebenszyklus einzelner Ersatzbrennstoffarten und Sekundärrohstoffe. Dieses Verständnis ist vor allem für das Management von zentraler Bedeutung, um die Entwicklung steuern zu können.

2 MATERIE ZWISCHEN ROHSTOFF UND ABFALL

Thompson definierte Abfall vom philosophischen Standpunkt als „Materie am falschen Ort“ (Thompson 1981). Aus dieser Sichtweise heraus leitet sich das rein subjektive Verhältnis eines

jeden Lebewesens gegenüber einer bestimmten Materie ab, die aus unterschiedlichen Stoffwechselprozessen entstanden ist. Abfall bezeichnet somit den subjektiv nicht erwünschten Output eines Stoffwechselprozesses im weitesten Sinn, der noch dazu zu jedem Zeitpunkt seine Stellung im Wertgefüge verändern und gleichzeitig von einem Subjekt als Abfall, vom anderen als wertvoller Rohstoff angesehen werden kann (Liesegang & Sterr 2003).

Während es in der Natur lediglich in begrenzten Zeiträumen Abfall gibt, weil die Natur in vollkommenen Kreisläufen operiert, kommt es durch den Eingriff des Menschen in die natürlichen Kreisläufe zu einem Ungleichgewicht (Prisching 2010). Materie stellt in einem räumlich und zeitlich abgegrenzten Raum nur in dem Maß Abfall dar, in dem diese nicht in ausreichendem, der Produktionsrate entsprechendem, Maß von den Wirtschaftssubjekten nachgefragt wird. Es handelt sich um ein Kapazitätenproblem, innerhalb dessen Materie sofort seine Abfalleigenschaft verliert, sobald sie von Wirtschaftssubjekten als Inputstoff nachgefragt und eingesetzt wird. Der negative Abfallpreis wird in einen positiven Rohstoff- bzw. Energiepreis übergeführt. Aus dieser Argumentation heraus stellt Materie, Abfall nur in Umfang des Nachfragedefizits dar, welcher dann in Form von anthropogenen Lagern (Abfallentsorgung in Form von Vorbehandlung/Verbrennung und Deponierung) akkumuliert wird. Materie kann somit speziell im Vorhinein kein positiver oder negativer Wert zugeordnet werden, sondern dieser ergibt sich erst aus dem subjektiven Wertesystem, das der Bewertung zu Grunde gelegt wird (Gelbmann 2001).

Für die marktliche Bewältigung von als Abfall definierter Materie ist es notwendig, dass zumindest eines der Wirtschaftssubjekte den Nutzen des Abfalls erkennt, diesen also innerhalb seines Wertesystems als positiv bewertet, und eine entsprechende Nachfrage induziert (hierzu und im Folgenden Gelbmann 2001). Kommt es zu einer Umdefinition von Abfall zu einer Ressource, der an anderer Stelle in den Stofffluss des Wirtschaftssystems wieder eingebracht wird und in dieser Art und Weise den Einsatz von Primärrohstoffen aber auch Energie einspart, darf dieser nicht mehr als wertlos angesehen werden. Aus einer derartigen Umdefinition ergeben sich somit vielerlei Interdependenzen mit anderen Industriezweigen und Branchen.

In Bezug auf die Interdependenzen zu Teilmärkten, die erheblichen Veränderungsprozessen unterliegen, ist die Einkoppelung der Abfallwirtschaft in die Rohstoffwirtschaft den dort herrschenden Schwankungen unterworfen und es bedarf passender Erklärungsmodelle wie dem Kapazitätenmodell, das die Unternehmen der Abfallwirtschaftsbranche in die Lage versetzt, ihre Chancen für eine Erweiterung des Geschäftsfeldes sowie die Möglichkeiten zur Verlängerung der Wertschöpfungskette bestmöglich zu nutzen.

3 MODELLBILDUNG

Um der Zielsetzung der zugrunde liegenden Arbeit gerecht zu werden, wird ein abduktiver Ansatz verfolgt, wie er von Charles Sander Peirce eingeführt wurde. Im Gegensatz zu den geäußerten logischen Schlüssen, Deduktion und Induktion, wird unter Abduktion „der Vorgang [verstanden], in dem eine erklärende Hypothese gebildet wird,“ wobei es nicht um eine Forschungsmethode sondern vielmehr um eine Form des Schlussfolgerns geht (Reichertz 2003). In diesem Sinn wird eine dreistufige Erkenntnislogik angewandt, innerhalb derer die Abduktion den ersten Schritt, nämlich das Finden von Hypothesen darstellt. Mittels der zweiten Stufe werden mittels der Deduktion Vorhersagen aus den aufgestellten bzw. gefundenen Hypothesen abgeleitet, die in der dritten Stufe mittels einer Datenrecherche induktiv vorerst bestätigt oder aber verworfen werden.

Die Grundlage für das Auffinden von Hypothesen im Hinblick auf Zusammenhänge zwischen Primär- und Sekundärrohstoffmärkten bildet das sog. Kapazitätenmodell, welches die Erkenntnisse von S-Kurven- und Lebenszyklusmodellen im Bereich des Untersuchungsgegenstandes zusammenführt. Aufgrund der starken Anlehnung an die genannten Modelle, werden diese im Folgenden kurz erläutert und deren Relevanz für die vorliegende Arbeit diskutiert.

3.1 Theoretische Fundierung

Im Laufe eines Produktlebenszyklus werden in Anlehnung an biologische Systeme verschiedene Phasen durchlaufen, innerhalb derer das Produkt bzw. die Dienstleistung von den Nach-

frager/Innen in unterschiedlichem Maß akzeptiert und nachgefragt wird (Corsten 2000, Mussnig et al. 2007). In diesem Sinne versteht Brockhoff unter einem Produktlebenszyklus den „in der Vergangenheit festgestellte[n] oder für die Zukunft zu erwartende[n] Verlauf des Absatzes eines Produktes während des gesamten Zeitabschnittes, in dem sich das Produkt am Markt befindet“ (Brockhoff 1993). Hinsichtlich der Phasen lassen sich idealtypisch die Einführungs-, Wachstums-, Reife-, Sättigungs- und Degenerationsphase unterscheiden (Corsten 2000). Diese Einteilung beruht auf vier Annahmen (Gerpott 2005, Corsten et al. 2006):

- Jedes Produkt, jede Dienstleistung aber auch jede Technologie verfügt über ein Lösungsprinzip, das sich im Zeitablauf einer Leistungsgrenze nähert.
- Am Anfang des Lebenszyklus sind die Problemlösungen selbst von Anlaufproblemen gekennzeichnet, was wiederum einen geringeren Leistungszuwachs nach sich zieht. Ab Vorliegen einer kritischen Wissensmasse nimmt dieser Leistungszuwachs aber rasch zu.
- Bei Annäherung an die Leistungsgrenze sinkt die Leistungsfortschrittsrate.
- Gleichzeitig wird die Wahrscheinlichkeit des Auftretens neuer Problemlösungen (Produkten, Dienstleistungen, Technologien) größer und es kommt zu einer Verdrängung bestehender Problemlösungen.

Ein derartiges Konzept ist im Sinne eines Denkmodells von Nutzen, da es ein Verständnis für die Bedeutung des jeweiligen Produkts, der jeweiligen Dienstleistung oder aber auch Technologie in den einzelnen Phasen in Zusammenhang mit Märkten und Wettbewerb ermöglicht (Schneider 2002). Es darf nicht vergessen werden, dass es sich hierbei um eine Darstellung eines idealtypischen Verlaufs handelt. Derartige Modelle liefern demnach auch keine inhaltliche Begründung für den oft als quasi-allgemein postulierten S-förmigen Verlauf der Kurve und es eignet sich in dieser grundlegenden Art auch nur bedingt für die Prognose von Entwicklungen (hierzu und im Folgenden Gerpott 2005). Sie eignen sich aber sehr wohl als Sensibilisierungshilfen hinsichtlich der Weiterentwickelbarkeit von Technologien, der Notwendigkeit der frühzeitigen Erwägung von Technologiewechseln, der zu erwartenden Leistungsfortschritte durch F&E-Anstrengungen und der Möglichkeiten und Grenzen zur Erlangung von strategischen Wettbewerbsvorteilen durch F&E-Einsatz im Unternehmen.

3.2 Kapazitätenmodell der Abfallwirtschaft

In Anlehnung an das Konzept des Lebenszyklusmodells bildet das Kapazitätenmodell einen Erklärungsansatz für die Interdependenzen zwischen Primär- und Sekundärrohstoffmärkten entlang des Lebenszyklus von Abfallstoffen (vgl. Abb. 1). In Abhängigkeit von Anlagenkapazität und Abfallmenge eruiert sich der Preis eines Abfalls entweder am Beseitigungsmarkt oder am Energie-/Rohstoffmarkt. Somit orientiert sich der Preis entweder an den Entsorgungs- bzw. Behandlungskosten oder am substituierten Primärrohstoffpreis.

In der Einführungsphase sind im klassischen Produktlebenszyklus allen voran die Markteintrittsbarrieren zu überwinden. Im Falle von Abfällen und den daraus gewonnen Sekundärrohstoffen bzw. Produkten spielen Technologien eine zentrale Rolle in der Etablierung des Geschäftsfeldes. Gerade am Anfang des Marktlebenszyklus sind die Existenz aber auch die Eigenschaften der neuen Produkte bzw. Sekundärrohstoffe aus Abfällen weithin unbekannt (Erlei 1998). Märkte müssen aufgebaut werden und es bedarf der intensiven Zusammenarbeit zwischen SekundärrohstoffproduzentInnen und möglichen KundInnen aus Industrie und Gewerbe. Regelmäßig bedarf es für den Einsatz von Sekundärrohstoffen entsprechender Marktinnovationen, die zu Veränderungen der bestehenden Produktionssysteme seitens der Industrie führen, damit diese in der Lage sind Sekundärrohstoffe einzusetzen (Gelbmann 2001).

Damit es zu einer Wachstumsphase im Lebenszyklus kommen kann, bedarf es einer Umstrukturierung des Konsumverhaltens zugunsten der neuen Sekundärrohstoffe (Erlei 1998). Stand bisher noch die Entsorgungsdienstleistung im Vordergrund, werden in der Wachstumsphase zunehmend Verwertungskapazitäten geschaffen. Es etablieren sich entsprechende Märkte, die in Konkurrenz zu den Primärrohstoffmärkten treten. Erfahrungs- und Lernkurveneffekte können durch das zunehmende Mengenwachstum gewonnen werden. In Kombination mit der steigenden Absatzmenge und einem rückläufigen Innovationsbedarf verbessert sich die Rentabilität der Herstellung von Produkten aus Abfall (Mussnig et al. 2007). Für den zeitlichen Verlauf des Produktionsvolumens bietet die Diffusionsforschung einen passenden Erklärungsrahmen und

bildet den theoretischen Hintergrund für die Ausbreitung der Technologien im gesamten sozialen System eines Landes bzw. einer Region (Hauschildt 2004).

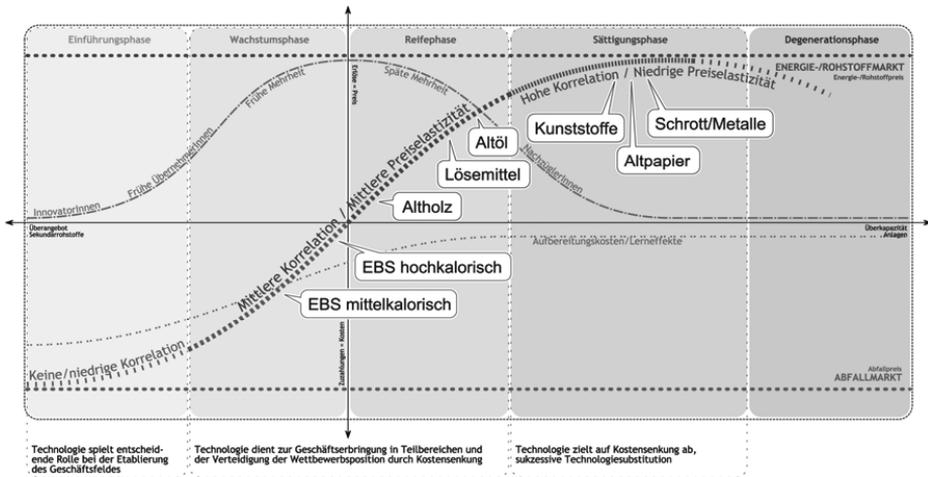


Abb. 1: Kapazitätenmodell der Abfallwirtschaft (Österreich 2007)

Vor dem Hintergrund der steigenden Rentabilität ist es sinnvoll, die Reife- und Sättigungsphase möglichst auszudehnen (Mussnig et al. 2007). Da aber alle Güter eines betrachteten Marktes ständig im Wettbewerb mit aufkommenden Ersatzprodukten stehen, sind auch die bereits am Markt etablierten Ersatzrohstoffe dieser Gefahr ausgesetzt. Aufkommende Substitute werden dabei immer dann akzeptiert, wenn sie „zumindest die gleichen Funktionen erfüllen wie die schon am Markt befindlichen Produkte und möglichst bezüglich mindest einer Komponente besser abschneiden, mit anderen Worten mit besseren Funktionen ausgestattet, leichter erhältlich oder billiger“ sind (Gelbmann 2001).

Über den Lebenszyklus des Produkts aus Abfall entstehen mit fortschreitender Marktreife zusätzliche Anlagenkapazitäten mit entsprechenden Verwertungsmöglichkeiten und der Preis nähert sich langfristig dem Rohstoffpreis des substituierten Primärrohstoffes an. Je entwickelter eine Abfallart ist, umso höher wird die Korrelation zum Primärrohstoffmarkt. Die Preisabweichung zum substituierten Primärrohstoff nimmt mit zunehmender Verwertungskapazität ab.

Dieser Grundaussage folgend, weisen verschiedene Abfallarten unterschiedliche Reifegrade entlang ihres Lebenszyklus auf:

- Abfälle, die als Sekundärrohstoffe international gehandelt werden können und für die ein breiter Abnahmemarkt besteht, weisen eine hohe Korrelation zu den Primärrohstoffmärkten auf. Es sind dies insbesondere Metalle/Schrott, Altpapier und Kunststoffe (zur stofflichen Verwertung), also Abfallarten, die meist schon lange als Substitution von Primärrohstoffen genutzt werden.
- Im Gegensatz dazu zeigen gefährliche Abfälle und relativ neue Produkte (z.B. EBS) oder Abfälle mit Handelsbeschränkungen (z.B. Notifizierungserfordernisse) und noch nicht weitentwickelten Abnahmemärkten (z.B. aufgrund Neuer Technologien, regionaler Bedeutung, etc.) lediglich eine mittlere Korrelation zu den Rohstoffmärkten. Die Rohstoffe haben zwar einen positiven Einfluss auf die Preisgestaltung, aber der Vorteil wird nur teilweise an die Abfalllieferanten/Innen weitergegeben. Diese Abfälle weisen weitere Preisentwicklungspotentiale auf und reagieren auf Preisschwankungen seitens der primären Rohstoffmärkte toleranter.
- Für Abfälle, die im Beseitigungsverfahren behandelt werden, können in der Regel keine oder nur geringe Gutschriften aus deren Nutzen generiert werden (z.B. MVA- und Deponiematerial). Die Korrelation zu den Rohstoffmärkten ist gering bis gar nicht vorhanden.

4 INTERDEPENDENZEN ERKLÄRT ANHAND DES KAPAZITÄTENMODELLS

Das Kapazitätenmodell ist dazu geeignet, Preisentwicklungen von Sekundärrohstoffen zu erklären und zu beschreiben, ohne über die Entwicklung der Primärrohstoffmärkte eine Aussage zu treffen. Mit der Wirtschaftskrise waren auch Sekundärrohstoffe in unterschiedlichem Ausmaß betroffen. Sekundärrohstoffe mit einer hohen Korrelation zu den jeweilig substituierten Primärrohstoffen und einer dementsprechend geringen Preiselastizität waren von den krisenhaften Entwicklungen besonders negativ betroffen. Demgegenüber sind Sekundärrohstoffe aus Abfällen mit einer mittleren bzw. geringen Korrelation und entsprechend ausreichenden Preiselastizitäten weitgehend verschont geblieben und konnten sich teilweise sogar positiv entwickeln (vgl. Abb. 2).

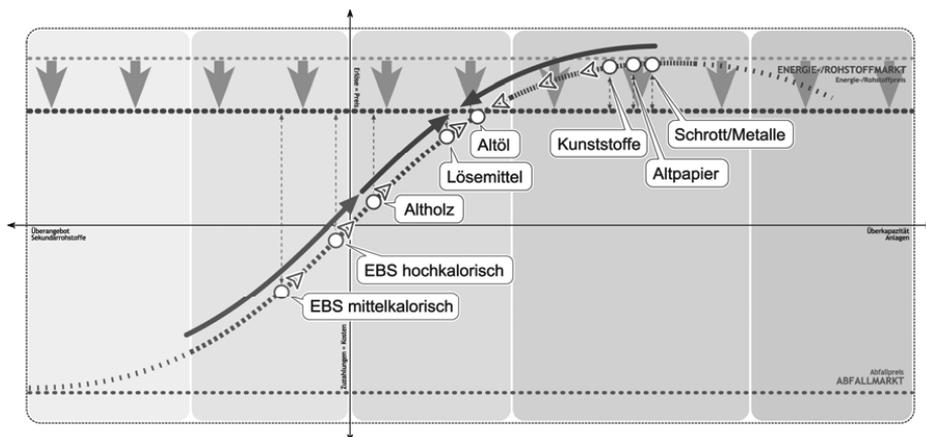


Abb. 2: Auswirkungen fallender Energie- und Rohstoffpreise (Österreich 2008 – 2009)

Die Korrelation der Schrottpreise zum Metallpreis führte zwangsläufig zu einer Anpassung des Schrottpreises an den gesunkenen Primärrohstoffpreis bei gleichzeitigen Kapazitätsrückgängen. Mit der gleichen Situation hatte der Kunststoffbereich zu kämpfen. Entsprechend der hohen Korrelation gepaart mit der geringen Preiselastizität kam es auch hier zu sinkenden Preisen. Eine Sonderstellung nimmt der Altpapiermarkt ein, da dieser nicht aufgrund des Primärrohstoffmarktes sondern aufgrund massiver Produktionseinschränkungen der Papierindustrie zusammenbrach. Die Anlagenkapazität sank kurzfristig deutlich und es kam zwangsläufig zu erheblichen Preissenkungen.

Im Bereich der Ersatzbrennstoffe (z.B. Altöl, Lösemittel, hoch- und mittelkalorische EBS) trat sogar der paradoxe Fall ein, dass sich trotz stark fallender Energiepreise die Konditionen von EBS weiter verbesserten. Aufgrund der mittleren Korrelation weisen diese eine ausreichende Preiselastizität auf, wodurch weiterhin positive Preisentwicklungen möglich sind. Auch wenn die Attraktivität der Substitution sinkt, so wird der Sekundärrohstoff eingesetzt solange dies im Vergleich zum substituierten Primärrohstoff ökonomische Vorteile bietet.

Entsprechend den beschriebenen Entwicklungen ist die Abhängigkeit von den Primärrohstoffmärkten vor allem seitens abfallwirtschaftlich fortgeschrittener Länder gegeben (Klampfl-Pernold, Gelbmann 2006). Abfallwirtschaft wird dabei „zunehmend [zu] eine[r] Branche [...], die den steigenden Bedarf an Rohstoffen decken wird“ (Faulstich 2008). Es lässt sich dementsprechend aufbauend auf dem Phasenmodell der Abfallwirtschaft (Klampfl-Pernold & Gelbmann 2006) eine Phase 6 mit dem Titel „Rohstoffbeschaffung“ definieren, in der die Entsorgungsunternehmen immer mehr zu Versorgern für die Industrie werden, die auch Mengen abpuffern und Qualitäten steuern. Mit zunehmendem Reifegrad ihrer Sekundärrohstoffprodukte sind diese aber sowohl positiven als auch negativen Preisentwicklungen am Primärrohstoffmarkt unterworfen. Für international agierende Unternehmen, die in CEE-/SEE-Länder tätig sind, ist zukünftig mit einer steigenden Abhängigkeit von den Primärrohstoffmärkten zu rechnen.

5 ZUSAMMENFASSUNG

Das Kapazitätenmodell bietet einen Erklärungsansatz für die Interdependenzen zwischen Primär- und Sekundärrohstoffmärkten entlang des Lebenszyklus von Abfallstoffen. Dabei entstehen mit fortschreitender Marktreife des jeweiligen Produkts aus Abfall zusätzliche Anlagenkapazitäten mit entsprechenden Verwertungsmöglichkeiten. Der Preis nähert sich langfristig zwangsläufig dem Rohstoffpreis des substituierten Primärrohstoffes an. Je entwickelter ein Produkt aus Abfall ist, umso höher wird die Korrelation zum Rohstoffmarkt und die Preisabweichung zum substituierten Primärrohstoff nimmt mit zunehmender Anlagen- und Verwertungskapazität ab.

Vor allem Unternehmen in abfallwirtschaftlich hoch entwickelten Ländern, in denen sich die Entsorgungsfunktion um eine Versorgungsfunktion erweitert hat, werden bei einzelnen Sekundärrohstoffen bereits massiv von den Preisentwicklungen am jeweiligen Primärrohstoffmarkt beeinflusst. Das Kapazitätenmodell zeigt, dass trotzdem bei einer Vielzahl von Sekundärrohstoffen auch im Falle negativer Preisentwicklungen innerhalb des Primärrohstoffmarktes positive Preisentwicklungen möglich sind.

Das Modell wurde anhand von Preisvergleichen verschiedener Primär- und Sekundärrohstoffe einer ersten Validierung unterzogen. Die bisherigen Ergebnisse sind vielversprechend, wobei sich im weiteren Untersuchungsverlauf zeigen wird, inwieweit das Modell auch zukunftsgerichtete Aussagen zulässt.

LITERATUR

- Brockhoff, K. (1993) *Produktpolitik*. Stuttgart: UTB.
- Corsten, H., Gössinger, R. & Schneider, H. (2006) *Grundlagen des Innovationsmanagements*. München: Vahlen.
- Corsten, H. (2000) *Produktionswirtschaft – Einführung in das industrielle Produktionsmanagement*. München: Oldenbourg.
- Erlei, M. (1998) *Institutionen, Märkte und Marktphasen. Allgemeine Transaktionskostentheorie unter spezieller Berücksichtigung der Entwicklungsphasen von Märkten*. Tübingen: Mohr Siebeck.
- Faulstich, M. (2008) Abfallwirtschaft im Sinne des Wortes. In: *Müll und Abfall* 11/2008, 545
- Gelbmann, U. (2001) *Externe Abfallbewältigung im Business-to-Business-Bereich – Entwicklung eines marketingorientierten Ansatzes und Instrumentariums*. Wiesbaden: Deutscher Universitäts-Verlag.
- Gerpott, T.J. (2005) *Strategisches Technologie- und Innovationsmanagement – Eine konzentrierte Einführung*. Stuttgart: Schäffer-Poeschel.
- Hauschildt, J. (2004) *Innovationsmanagement*. München: Vahlen.
- Klampfl-Pernold, H. & Gelbmann, U. (2006) *Quantensprünge in der Abfallwirtschaft – Entwicklung eines innovationsorientierten Phasenmodells der europäischen Abfallwirtschaft*. Aachen: Shaker Verlag.
- Liesegang, D. & Sterr, T. (2003) *Industrielle Stoffkreislaufwirtschaft im regionalen Kontext – Betriebswirtschaftlich-ökologische und geographische Betrachtungen in Theorie und Praxis*. Heidelberg: Springer-Verlag.
- Mussnig, W., Mödritscher, G. & Oberchristl, W. (2007) Werkzeuge des Strategischen Managements. In: Mussnig, W. (Hrsg.) *Strategien entwickeln und umsetzen*. Wien: Linde Verlag, 456 – 568.
- Prisching, M. (2010) Trash economy – Abfallmaximierung als Wirtschaftsprinzip. In: Wagner, A. (Hrsg.): *Abfallmoderne – Zu den Schmutzrändern der Kultur*. Wien: Lit Verlag, 29 – 43.
- Reichert, J. (2003) *Die Abduktion in der qualitativen Sozialforschung*. Opladen: Leske + Budrich.
- Schneider, D.J.G. (2002) *Einführung in das Technologie-Marketing*. München: Oldenbourg Wissenschaftsverlag.
- Thompson, M. (1981) *Die Theorie des Abfalls – Über die Schaffung und Vernichtung von Werten*. Stuttgart: Verlagsgemeinschaft Klett-Cotta.

Ökoeffizienz im Alltag – Innovative Umweltleistungen im KMU

W. Neumann

W. Neumann Consult, Oberbözberg, Schweiz

KURZFASSUNG: Die Klimaerwärmung durch den Ausstoß von Treibhausgasen stellt auch an mittelständische Unternehmungen unmittelbare Ansprüche an den Nachhaltigen Einsatz von Energie und den Schutz von Umweltgütern wie Wasser, Boden, Luft.

Das vorliegende Referat ist ein Erfahrungsbericht darüber, wie dieser Herausforderung im Alltag eines mittelständischen Unternehmens erfolgreich begegnet wurde.

Durch eine Ökoeffizienzanalyse nach DIN ISO 14001 werden die Unternehmensfelder analysiert, auf denen mit einem Minimum an Einsatz ein Maximum an Ökoeffizienz erzielt werden kann.

Am Beispiel der Verlagerung von 62.250.000 Tonnen/km Ferntransport von Altlasten-Material von der Strasse auf Schiene und Schiff gelingt die jährliche Einsparung von 7.200 Tonnen CO₂.



Innovative Umweltleistungen im KMU

Wolfgang Neumann, Dipl.-Ing, BBA

Abb. 1: Die Ökoeffizienz im Alltag

1 EINLEITUNG

Zum Erhalt der Schöpfung sind alle Beteiligten gefordert: Staaten, Unternehmungen und jeder Einzelne von uns. Mit möglichst geringem Aufwand ist ein Maximum an nachhaltigem ökologischen Nutzen zu erreichen.

Der ordnungspolitische Rahmen der Staaten wird durch dynamische Zertifizierungs-Instrumente wie z.B. die Umwelt-Norm 14001 ergänzt.

Nach einer systematischen Analyse, wo anzusetzen ist, folgt die innovative Lösung und die konsequente Umsetzung.

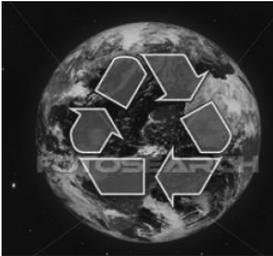


Abb. 2: Öko- und Energieeffizienz durch Recycling

2 SYSTEMATIK DER ANALYSE, WO ANSETZEN?

Ein Weg zur stetigen Nachhaltigkeitsoptimierung ist die ISO-Norm 14001:

Nach Analyse der umweltrelevanten Faktoren sind die Massnahmen durchzuführen, die mit geringstem Aufwand einen grösstmöglichen Umweltnutzen erbringen.



Abb. 3: Beispiel für ISO 14001 Zertifikat

3 ANALYSE DER RELEVANTEN UMWELTEINFLÜSSE AM BEISPIEL EINER KMU

Die Eberhard Unternehmungen sind ein Tiefbauunternehmen, das ab den 90er Jahren Recycling Aktivitäten aufgebaut und akquiriert hat. Durch diese Recycling Aktivitäten ist den Unternehmungen eine führende Rolle in der Sanierung belasteter Böden gelungen.



Abb. 4: Tätigkeitsfelder des betrachteten Unternehmens

4 ANALYSE NACH ISO 14001, UMWELTRELEVANTE FAKTOREN

In einem ersten Schritt werden die umweltrelevanten Faktoren nach den einzelnen Geschäftsbereichen festgelegt:

Anlagen		Relevante Umweltauswirkungen auf				
		Luft	Lärm	Wasser	Boden	Energie
	Recycling	○	○○			○
	Wäsche		○○			○
	Transport	○○	○			○○○

Abb. 5: Matrix zur Feststellung der Umweltrelevanz

5 ANALYSE DES VERBESSERUNGSPOTENTIALS

Die beiden Recycling Aktivitäten „Baustoffrecycling“ und „Bodenwäsche“ verfügen über Recycling-Quoten, die bereits betriebswirtschaftlich optimiert wurden und kaum noch Steigerungen zulassen.

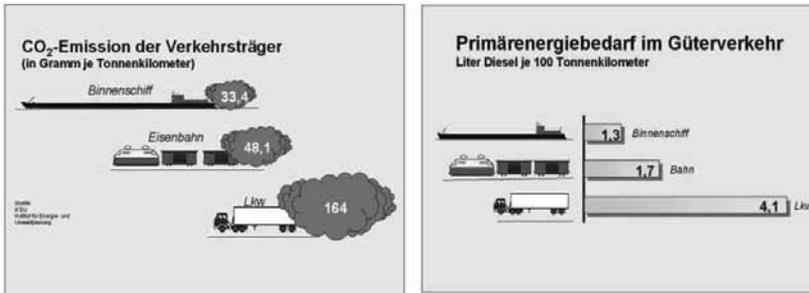
Eine deutliche Verbesserung der Ökoeffizienz ist nur durch die konsequente Verlagerung von Ferntransporten auf die Schiene zu erwarten.

Anlagen		Erreicht in 2007	Kommentar	Zu tun/ Potential
	Recycling	Recycling- quote 88%	CH-Meister	Potential erschöpft
	Wäsche	Recycling- quote 89%	CH-Meister	Potential erschöpft
	Transport	Verbrauch 2.0 l/100 to km bei 40 to/ LW	EU Durch- schnitt bei 44 to/ LW	Potential prüfen
		Verlagerung auf Bahn sporadisch	Die Verlagerung auf Bahn muss für grössere Strecken systematisch erfolgen	

Abb. 6: Matrix zur Potentialanalyse

6 ÖKOEFFIZIENZ VERSCHIEDENER VERKEHRSTRÄGER

Die ökologische Effizienz der verschiedenen Verkehrsträger wird nach CO₂-Emissionen und Primärenergiebedarf betrachtet.



Quelle: IFEU Institut für Energie und Umweltplanung Heidelberg im Auftrag der WSB Wasser- und Schifffahrtsverwaltung des Bundes (Deutschland)

Abb. 7: Vergleich verschiedener Verkehrsträger nach Primärenergiebedarf und CO₂-Emissionen

7 LÖSUNGSANSÄTZE ZUR VERLAGERUNG AUF DIE BAHN

Für das mittelständische Unternehmen war der Übergang des flexiblen LKW-Transports auf den Bahntransport nur im kombinierten Verkehr möglich. Die Container-Terminals dienten als Puffer-Lager die von den LKWs relativ flexibel an- und abgefahren werden konnten.

Tab. 1: Lösungsansätze zur Überwindung von Hindernissen beim Verlagern des Transports auf die Schiene

Verlagerung auf die Bahn	
Hindernisse	Lösung
<ul style="list-style-type: none"> • Rollmaterial für Schüttgüter begrenzt, • Fahrpläne für Güterzüge rigide, • Personenzüge haben Vorrang vor Güterzügen. 	Mit EIGENEN, genormten Transporteinheiten auf bestehende „Shuttles“ „aufspringen“ und mit LW kombinieren

8 REALISIERUNG EINES INTERMODALEN SYSTEMS

8.1 Beladen des LKW's auf der Baustelle

20' ISO-Container mit genormten Aussenmaßen wurden so angefertigt, dass sie feste, gefährliche Abfälle als Schüttgüter aufnehmen und entladen konnten und während des Transportes hermetisch verschlossen sind.

Auf diese Weise wurde ein perfektes Transportsystem für den kombinierten Verkehr geschaffen.



Abb. 8: Containerbeladung im Tessin für den Transport nach den Niederlanden

8.2 Ferntransport mit der Bahn

Die Container werden in Containerterminals auf Shuttlezüge umgeladen. Dies erlaubt eine flexible Anzahl von Containern je Zug, je nachdem, wie viel Material zur Zeit anfällt, das zur dieser Destination transportiert werden muss.



Abb. 9 und 10: Shuttle-Züge nehmen Container in flexibler Anzahl mit



Dipl.-Ing. Wolfgang Neumann, BBA
c/o W. Neumann Consult
Rumermatt 235
CH-5225 Oberbözing

Tel.: +41 79 610 13 00
Fax: +41 56 441 54 07

www.w-neumann.ch
info@w-neumann.ch

Abb. 11: Ankunft und Entladung der Container auf der Behandlungsanlage in den Niederlanden

9 SCHLUSSFOLGERUNG, ZUSAMMENFASSUNG

- Durch ISO 14001 Systematik wurde die optimale Einflussgrösse zur Energieeffizienz gefunden: Verlagerung von Tonnenkilometern auf Schiene und Schiff.
- Eine Interdisziplinäre Problemlösung, der Container-Entwurf durch Technik-, Logistik- und Gefahrgutexperten, ermöglichten den flexiblen, kombinierten Verkehr.
- Investition in 80 Container (ca. 2.4 Mio. CHF)
- 62.250.000 Tonnen/km in 2009 auf Schiene gebracht
- 7.200 Tonnen CO₂ reduziert

Andienungspflicht für Gewerbeabfälle: Risiken für eine ressourcenorientierte Abfallwirtschaft

R. Pomberger

Saubermacher Dienstleistungs AG, Graz, Österreich

M. Eisenberger

Umweltrechtsconsulting, Graz, Österreich

KURZFASSUNG: Gewerbe und Industrieabfallgemische sind in Österreich keine eigene Abfallart, obwohl bedeutende Mengen gesammelt und verwertet werden. Gemeinsam mit Siedlungsabfällen aus Haushalten unterliegen sie regional unterschiedlichen Andienungspflichten. Der unklare Begriff „Siedlungsabfall“ führt in der Praxis zu Konflikten um diesen Rohstoff zwischen kommunalen und privaten Entsorgern. Das Ressourcenpotential von Gewerbeabfällen ist im Vergleich zu kommunalen Siedlungsabfällen sowohl in stofflicher als auch energetischer Hinsicht bedeutend höher. Die getrennte Sammlung und Behandlung von Gewerbeabfällen und Siedlungsabfällen aus Haushalten ist daher ein Beitrag zur Ressourcennutzung und wird von mehreren Studienergebnissen unterstützt. Die stofflichen und energetischen Ressourcen des Rohstoffes Gewerbeabfall sollten zukünftig verstärkt genutzt werden. Zur Lösung des Abgrenzungsproblems wird die Einführung einer eigenen Abfallart für verwertbare und sortierfähige Gewerbe- und Industrieabfallgemische sowie die Einführung des Abgrenzungskriteriums der Menge vorgeschlagen.

1 EINLEITUNG

Sowohl für private als auch für kommunale Entsorgungsunternehmen ist die Sammlung und Behandlung von (hausmüllähnlichen) Gewerbeabfällen von erheblichem Interesse. Einerseits ist die Sammlung und Behandlung von Gewerbeabfällen ein historisch gewachsenes Kerngeschäft der privaten Entsorger, andererseits wird – regional unterschiedlich stark – versucht den Gewerbeabfall verstärkt in die bestehende kommunale Systemsammlung zu integrieren. Der Ausbau von Behandlungskapazitäten in den letzten Jahren und der durch die allgemeine Wirtschaftslage begründete Rückgang von Abfallmengen führen zu erhöhtem Interesse an den Abfallströmen aus Gewerbe und Industrie. Dabei dürften derzeit wirtschaftliche und politische Interessen überwiegen und dabei Argumente zurückdrängen, die eine abfallwirtschaftlich-technisch begründete ressourcenorientierte optimierte Nutzung begründen.

Die Frage welche Risiken für eine ressourcenorientierte Abfallwirtschaft durch die Andienungspflicht entstehen, hat technische und rechtliche Aspekte. Die Abgrenzung von Abfallgemischen aus produktions- oder dienstleistungsspezifischen nicht gefährlichen Abfällen zu den an die kommunalen Einrichtungen andienungspflichtigen gemischten Siedlungsabfällen („Restmüll“) könnte auf Basis wissenschaftlich abgesicherter Kriterien erfolgen. Die gesetzlichen Grundlagen der Siedlungsabfalldefinition lassen derzeit aber weiten Interpretationsspielraum offen, sodass – je nach Interessenslage – sehr unterschiedliche Auslegungen und Entscheidungen in der Praxis erfolgen. Je nach Region kann in Österreich ein und derselbe Abfall einer strikten Andienungspflicht unterliegen oder kann der Abfallerzeuger (Betrieb) seinen Abfall am freien Markt an das dem Wettbewerb unterliegende Entsorgungsunternehmen vergeben.

Gewerbeabfall ist in rechtlicher Hinsicht ein „unbekannter“ Abfall. Der Begriff ist im Bundesrecht im Gegensatz zum Begriff „Siedlungsabfall“ nicht definiert. Im Abfallkatalog Ö-NORM S2100 gibt es für Gewerbeabfallgemische lediglich eine zutreffende Schlüsselnummer (SN 91101 „Siedlungsabfall und ähnliche Gewerbeabfälle“). Siedlungsabfall und „ähnliche“ Gewerbeabfälle werden einer Abfallart zugewiesen. Für „nicht ähnliche“ Gewerbeabfälle fehlt, logisch nicht nachvollziehbar, die entsprechende Abfallart. In der Praxis handelt es sich bei Gewerbeabfall aber um eine übliche Abfallart mit hoher Menge und offensichtlich damit ver-

bundenen Problemen. 2008 veranstalteten deshalb das UBA und der ÖWAV dazu eine Tagung (Sperrmüll und Gewerbeabfälle: Sammlung, Zwischenlagerung und Behandlung).

Das Bundesabfallwirtschaftsrecht (AWG 2002) gibt u.a. als Ziel die „Ressourcenschonung“ und als Grundsatz die „Abfallverwertung“ vor. Auch die Europäische Union sieht Abfall als Ressource und verfolgt das Ziel der „Recyclinggesellschaft“ (Richtlinie 2008/98/EG). Energie- und Ressourceneffizienz sind auch als Lösungsansätze für globale Probleme akzeptiert. Weizsäcker definiert das Recycling von Abfällen als eine von 8 Strategien, die zu einer grundlegenden Verbesserung der globalen Ressourceneffizienz führen kann (Weizsäcker 2010). Es liegt daher nahe, die in heimischen Abfällen erkannten Ressourcen, in Zukunft möglichst effizient zu nutzen. Jedenfalls sollten die gesetzlichen Regelungen diese verstärkte Nutzung fördern und verstärken.

2 UNKLARE BEGRIFFE UND DAMIT VERBUNDENE PROBLEME

Die Frage ob (hausmüllähnliche) Gewerbe- und Industrieabfälle gemeinsam mit Abfällen aus privaten Haushalten („Siedlungsabfällen“) gesammelt und behandelt werden sollen, wird vorrangig über die Begriffsbestimmungen des nationalen Abfallrechtes beantwortet. Allerdings wird vielfach bei der Sammlung und Behandlung von gewerblichen Abfallgemischen bereits aufgrund der Zuordnung zur Schlüsselnummer 91101 („Siedlungsabfälle und ähnliche Gewerbeabfälle“) eine Andienungspflicht an die Gemeinden abgeleitet. Ob die Zusammensetzung dieser Abfallgemische tatsächlich denen aus privaten Haushalten entspricht und ob für diese nicht ressourceneffizientere Behandlungsmethoden bestehen, wird üblicherweise nicht betrachtet oder nur in aufwändigen Einzelbeurteilungen geklärt. Folgende Begriffe sind für das Thema von besonderer Bedeutung:

Siedlungsabfall (gem. AWG 2002): „Abfälle aus privaten Haushalten oder ähnliche Abfälle, die aufgrund ihrer Beschaffenheit oder Zusammensetzung Abfällen aus privaten Haushalten ähnlich sind“.

Der Siedlungsabfallbegriff ist leider unklar formuliert, weit interpretierbar und erfüllt offensichtlich nicht die Funktion einer eindeutigen Definition. Insofern ist das Ziel jeder Begriffsdefinition, nämlich die klare und nachvollziehbare Festlegung der vom Begriff umfassten Sachen, in diesem Fall nicht erreicht. Wie wäre es sonst denkbar, dass in den neun österreichischen Bundesländern Gewerbeabfälle auf Basis der gesetzlichen Regelungen sowohl strikt andienungspflichtig oder aber auch völlig liberal gehandhabt werden.

Problematisch ist, dass in der Siedlungsabfall Definition der unklare Begriff der „Ähnlichkeit“ entscheidende Bedeutung erlangt. Wer aber entscheidet, ob ein Abfall dem Siedlungsabfall aus Haushalten ähnlich ist. Derzeit werden dazu ausschließlich rechtliche Argumente herangezogen. In technischer Hinsicht ist Ähnlichkeit etwas Subjektives, nicht messbar und daher nicht eindeutig festlegbar.

Problematisch ist auch das Fehlen des Kriteriums „Menge“. Dieses wäre messbar und nachvollziehbar, da ja für Haushalte umfangreiche Daten zum Mengenaufkommen vorliegen. Ein Betrieb, der sein Gewerbeabfallgemisch in Großcontainern entsorgt (in einem 30 m³ Container mit Gewerbeabfall befindet sich ca. die 15-fache Menge des Restmülls eines durchschnittlichen Haushaltes!) kann bisher – aufgrund des fehlenden Mengenkriteriums – durchaus als „haushaltsähnlich“ eingestuft werden und damit der Andienungspflicht unterliegen.

Entsorgungsautarkie (gem. Richtlinie 2008/98/EG): Mitgliedsstaaten sind demnach verpflichtet geeignete Maßnahmen zu treffen „zur Verwertung von gemischten Siedlungsabfällen, die von privaten Haushaltungen eingesammelt werden“. Entscheidender Unterschied zur alten Regelung (Richtlinie 2006/12/EG) ist, dass nunmehr Beseitigung und Verwertung genannt werden und die Einschränkung auf „gemischte Siedlungsabfälle aus privaten Haushaltungen“. Die Ergänzung „auch wenn dabei Abfälle anderer Erzeuger eingesammelt werden“ lässt wieder Interpretationsspielraum, allerdings wird von EuroparechtsexpertInnen auf die Notwendigkeit einer engen Auslegung verwiesen, nämlich dass der Andienungspflicht sich nur auf Siedlungsabfälle aus Haushalten bezieht und auf Gewerbeabfälle, die im Zuge der Sammlung der Siedlungsabfälle aus Haushalten mit gesammelt werden können (Petersen 2009).

Daseinsvorsorge: Unter Daseinsvorsorge wird die staatliche Aufgabe zur Bereitstellung der Grundversorgung, d.h. die Bereitstellung der für ein sinnvolles menschliches Dasein notwendigen Güter und Leistungen, verstanden.

Der Begriff Daseinsvorsorge ist in den abfallrechtlichen Regelungen nicht vorhanden. Er wird allerdings in der Diskussion eingesetzt, um den Anspruch der kommunalen Entsorger auf gewisse Abfälle zu legitimieren.

Das Argument der Daseinsvorsorge ist bei Siedlungsabfällen aus Haushalten gerechtfertigt, da sichergestellt werden soll, dass die Leistung und die Infrastruktur der Abfallentsorgung allen Haushalten zur Verfügung steht. Im Abfuhrbereich sind AbfallverursacherInnen berechtigt und verpflichtet, ihren Hausmüll bzw. haushaltsähnlichen Gewerbemüll durch die Kommune abholen und behandeln zu lassen. Als Begründung wird oft ins Treffen geführt, dass private Entsorger kein wirtschaftliches Interesse haben, entlegene Liegenschaften zu betreuen, was tatsächlich zwischen Unternehmen nicht gelten kann, da dies lediglich eine Frage des Preises darstellt. Daseinsvorsorge bei Unternehmen ist nicht erforderlich, da die Entsorgung von Gewerbeabfällen auch ohne Zwangsmaßnahmen funktioniert und durch die Wirtschaft selbst bereitgestellt werden kann.

Wenn für Siedlungsabfälle auf Landesebene eine Andienungspflicht festlegbar ist und nur unklar geregelt ist, welche Abfälle dieser Siedlungsabfall umfasst, so besteht das Risiko, dass – je nach Interessenslage – mehr oder weniger Abfall diesem Begriff zugeordnet werden. So ist heute schon erkennbar, dass Regionen (Bundesländer) mit Landes- oder regionseigenen Abfallbehandlungsanlagen striktere landesgesetzliche Regelungen und Verwaltungspraxis haben, als Regionen, die keine eigenen Anlagen betreiben. Die Auslastung der Anlagen, an denen die öffentliche Hand direkte oder indirekte wirtschaftliche Interessen hat, beeinflusst offensichtlich die Entstehung gesetzlicher Regelungen und die Verwaltungspraxis.

Das sinnvollste Behandlungsverfahren für einen Abfallstrom oder eine bestimmte Abfallart ist in den gesetzlichen Regelungen als Entscheidungskriterium für oder gegen die Andienungspflicht derzeit kein Kriterium. Genau das widerspricht aber den Zielen und Grundsätzen des AWGs und einer ressourcenorientierten Abfallwirtschaft.

3 RESSOURCENPOTENTIAL VON GEWERBEABFÄLLEN

Nach der in Österreich noch immer gültigen ÖNORM S2100 (Abfallkatalog) gibt es im Bereich der Gewerbeabfälle (SN Gruppe 912) keine Zuordnungsmöglichkeit für Abfallgemische aus Betrieben. Dies führt dazu, dass sowohl für Hausmüll (Restmüll) als auch für Gewerbeabfallgemische mangels Alternative eine Zuordnung zur Schlüsselnummer SN 91101 „Siedlungsabfälle und ähnliche Gewerbeabfälle“ erfolgen muss (Pomberger 2008).

3.1 Zusammensetzung und Eigenschaften

Dabei könnten auch die hausmüllähnlichen Gewerbeabfälle nach dem Vorbild Deutschland nach der Art der Sammlung weiter in Geschäftsmüll (jener Anteil des gewerblichen und haushaltsähnlichen Abfalls der nicht gesondert erfasst, sondern zusammen mit dem Hausmüll gesammelt wird) und Gewerbemüll (Gemische aus produktions- oder dienstleistungsspezifischen nicht gefährlichen Abfällen) unterteilt werden. Dabei bezeichnet „Geschäftsmüll“ den Teil des hausmüllähnlichen Gewerbeabfalls, der über die Systemabfuhr gemeinsam mit dem Hausmüll gesammelt wird. „Gewerbemüll“ beschreibt (hausmüllähnliche) Gewerbeabfälle, die getrennt vom Hausmüll durch private Entsorger gesammelt werden. Abb. 1 zeigt eine schematische Darstellung der Abfälle aus Industrie und Gewerbe unterteilt nach Art der Sammlung und deren Bezug zu Haushaltsabfällen (Pomberger & Gungl 2010).

Gewerbeabfallgemische weisen je nach Herkunft (Branche) sehr unterschiedliche Zusammensetzung auf (Kranert 2006). Die Unterscheidung von Siedlungsabfall aus Haushalten und Gewerbeabfällen ist objektiv auch durch eine optische Methode möglich, da typische erkennbare Unterschiede vorliegen (Lorber et al. 2004). In Tab. 1 sind typische Eigenschaften von Gewerbe- bzw. Hausmüll dargestellt.

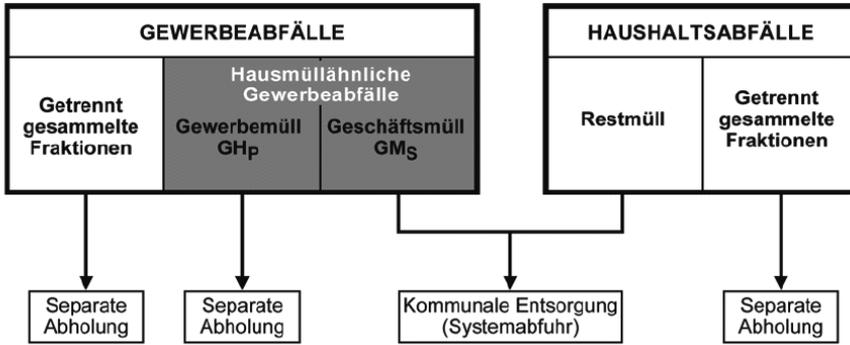


Abb. 1: Schematische Darstellung der Abfälle aus Industrie und Gewerbe unterteilt nach Art der Sammlung und deren Bezug zu Haushaltsabfällen

Tab. 1: Eigenschaften: Gewerbemüll – Hausmüll

Gewerbemüll	Hausmüll
Trocken	Feucht
Hoher Heizwert	Geringer Heizwert
Geringer, biogener Anteil	Hoher biogener Anteil
Gut mechanisch aufbereitbar	Relev. Anteil an Hygieneartikel

Mit Ausnahme von Gewerbeabfällen aus typischen Branchen mit hohen biogenen Anteilen, unterscheiden sich Gewerbeabfallgemische wesentlich von Hausmüll. Abb. 2 zeigt anhand der Kriterien Anteil nativer Organik und Anteil stofflich verwertbarer Fraktionen die unterschiedliche Zusammensetzung.

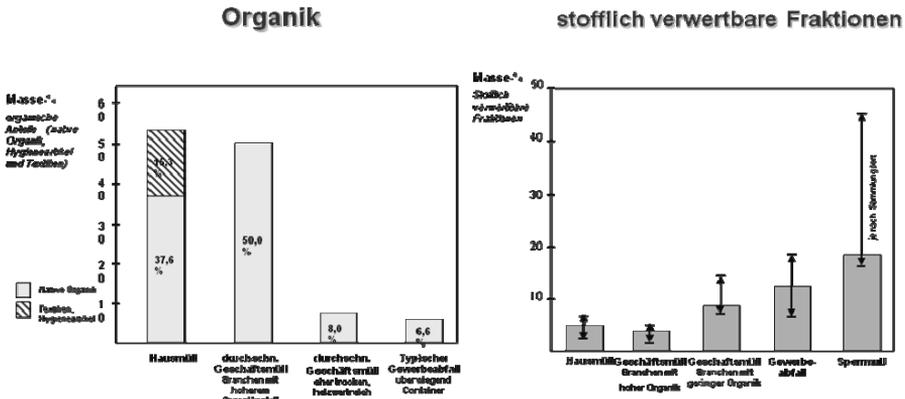


Abb. 2: Qualitative Unterschiede zwischen Hausmüll und Gewerbeabfällen. Anteil native Organik – Anteil stofflich verwertbare Fraktionen (Pomberger 2008)

3.2 Verwertung

Getrennt gesammelter Gewerbeabfall wird vor einer nachfolgenden mechanischen Behandlung üblicherweise sortiert. Dabei werden zwischen 5 – 20 Masseprozent an stofflich verwertbaren Anteilen gewonnen und einer stofflichen Verwertung („Recycling“) zugeführt. Im Wesentlichen handelt es sich um Metalle, Karton, Altholz und Kunststoffe, die als Sekundärrohstoffe verkauft werden können und für die ein funktionierender Markt besteht.

Der überwiegende Anteil des Gewerbeabfalls wird zu Ersatzbrennstoffen (EBS) aufbereitet. Durch den Anteil an Fraktionen mit hohen Heizwerten können neben mittelkalorischen EBS (z.B. für Wirbelschichtenanlagen) auch hochkalorische EBS für Zementwerke gewonnen werden. Damit kann eine höhere Energieausnutzung im Vergleich zu alternativen Verwertungssystemen ohne getrennte Sammlung und Behandlung erreicht werden (Hutterer 2008).

3.3 Mengen und Ressourcenpotential

Das jährliche Aufkommen an Gewerbeabfall wird in Österreich auf 1,3 – 1,5 Mio. Tonnen geschätzt (Hauer 2008). Bei der Hochrechnung der für die Steiermark abgeschätzten Mengen (Laner 2008) ergeben sich für Österreich ca. 1,0 Mio. Tonnen/Jahr. Damit kann das Potential an Rohstoffen für die stoffliche und die energetische Verwertung grob abgeschätzt werden. Der Real-Case basiert dabei auf erreichten Praxiswerten, der Best-Case auf Einschätzungen des technischen Fortschritts in 3 – 5 Jahren und berücksichtigt aktuelle Forschungsergebnisse.

- Real-Case-Abschätzung: Bei einem derzeitigen stofflichen Verwertungsanteil von 15 Masseprozent ergibt sich eine jährliche Menge an Sekundärrohstoffen für Recycling von 150.000 – 225.000 Tonnen. Bei einem derzeitigen energetischen Verwertungsanteil von 60 Masseprozent ergibt sich eine jährliche Menge an Ersatzbrennstoffen (hoch- und mittelkalorisch) für die Industrie von 600.000 – 900.000 Tonnen.
- Best-Case-Abschätzung: Bei einem erreichbaren stofflichen Verwertungsanteil von 30 Masseprozent (bei Einsatz neuer Technologien) ergibt sich eine jährliche Menge an Sekundärrohstoffen für Recycling von 300.000 – 450.000 Tonnen.

3.4 Schlussfolgerungen

Unter Berücksichtigung aktueller wissenschaftlicher Studien und Publikationen (Laner 2008, Hutterer 2008, Pomberger 2007) können folgende Feststellungen getroffen werden:

- Produktions- oder dienstleistungsspezifische Abfälle aus Gewerbe- oder Industriebetrieben unterscheiden sich grundlegend von Siedlungsabfällen aus Haushalten.
- Im Gegensatz zu Siedlungsabfall aus Haushalten (feucht, hohe Dispersität, geringer Heizwert, hoher nativer organischer Anteil) sind Geschäftsmüll aus diversen Branchen und Gewerbeabfälle gut aufbereitbare, gut aufschließbare und energiereiche Rohstoffe für die mechanische Behandlung und nachfolgende Ersatzbrennstoff-Produktion und energetische Verwertung in industriellen Feuerungsanlagen.
- Grundsätzlich handelt es sich bei Hausmüll und Gewerbeabfall um Abfälle mit unterschiedlicher Herkunft und Zusammensetzung, hohen Mengen und großer wirtschaftlicher Bedeutung. Die Zuordnung zu einer Schlüsselnummer erscheint heute nicht mehr zeitgemäß.
- Gewerbeabfälle weisen ein hohes stoffliches und energetisches Ressourcenpotential auf.

4 ANDIENUNGSPFLICHT AUS TECHNISCHER SICHT

Durch die Andienungspflicht ergibt sich eine Reihe von Nachteilen für die ressourcenorientierte Entwicklung der österreichischen Abfallwirtschaft.

4.1 Innovation

Der stofflich verwertbare Anteil von Gewerbeabfall liegt deutlich über dem Siedlungsabfall aus Haushalten und könnte durch Einsatz neuer Sortiertechnologien (z.B. Nahinfrarotsortierung) weiter gesteigert werden. Die aktuelle Entwicklung der Sortiertechnologien lässt erwarten, dass zukünftig auch Gewerbeabfallgemische als Rohstoff für stoffliche Verwertung dienen können. Wenn die neue Abfallhierarchie der Abfallrahmenrichtlinie (ARRL) ernst genommen wird (Vorrang des Recycling), sollte dieser Vorteil der getrennten Aufbereitung zukünftig genützt und ausgebaut werden. Andienungspflicht verhindert diese innovative Entwicklung.

Sortierung von Gewerbeabfallgemischen könnte auch als Dienstleistung für Betriebe erfolgen, die aufgrund ihres Mengenaufkommens oder ihrer räumlichen Gegebenheiten die getrennte Erfassung von Altstoffen im Betrieb nicht optimal umsetzen können. Die nachträgliche Tren-

nung dieser Gemische in verwertbare Fraktionen könnte durch Dienstleister in neuen Sortieranlagen erfolgen. Auch diese Entwicklung wird durch die Andienungspflicht verhindert.

4.2 Rohstoffpotential

Das Rohstoffpotential von Gewerbeabfällen ist bedeutend. Werden die Gewerbeabfälle ohne Sortierung, gemeinsam mit Siedlungsabfällen gesammelt und behandelt, so ist die Nutzung des stofflichen Verwertungspotentials nicht möglich. Durch die Vermischung mit kommunalem Siedlungsabfall erleiden die sortierfähigen Gewerbeabfälle Qualitätseinbußen in Hinsicht auf stoffliche, aber auch in Hinsicht auf die energetische Verwertbarkeit (Laner 2008).

Besonderes Risiko ist, dass die energetisch verwertbaren Anteile der Gewerbeabfälle als Energierohstoff (Ersatzbrennstoff) der heimischen Industrie entzogen werden. Problematisch ist dies insbesondere für Industriebranchen, die in internationalem Wettbewerb stehen (z.B. Zementindustrie). Bereits heute müssen relevante Mengen an Abfällen importiert werden, um den Bedarf an Ersatzbrennstoffen zu decken. Durch die Andienungspflicht wird der Rohstoff Gewerbeabfall weitgehend der Industrie entzogen.

4.3 Ergebnisse aktueller Studien

Die Firma denkstatt GmbH hat die Studie „Andienungspflicht: Aspekte einer sinnvollen Eingrenzung“ erstellt (Hutterer 2008). Darin wurde ein praktisch-wirtschaftlicher und ökologischer Vergleich von Andienungspflicht und freier Entsorgung durch private Entsorgungsunternehmen vorgenommen. In dieser Studie wurden u.a. verschiedene ökologische Effekte untersucht, insbesondere die Energieeffizienz bei Sammlung und Behandlung. Demnach haben die Nachteile an der Sammelseite, auch dann, wenn eine eher ungünstige Situation betrachtet wird, eine viel geringere Bedeutung als die Vorteile auf der Seite der Nutzung der Energieinhalte. Dies ergibt sich daraus, dass diese Abfälle einerseits eine merklich andere Zusammensetzung aufweisen und im Schnitt einen deutlich höheren Heizwert haben als Abfälle aus Haushalten und dass andererseits die durchschnittliche Nutzung des Energieinhaltes in der Gewerbemüllschiene besser ist als bei den kommunalen Entsorgungsmethoden. Denkstatt kommt dabei zu folgenden Resümee: „Aus ökologischer Sicht entspricht eine Grobanalyse dafür, einen Gutteil der heute gemeinsam mit Abfällen aus Haushalten gesammelten Gewerbeabfälle in eine getrennte Gewerbemüllerausfuhrung überzuführen.“

Die Ergebnisse der KRIGEZ Studie zeigen am Beispiel der Steiermark, dass die getrennte Sammlung und Behandlung von Gewerbeabfällen und Siedlungsabfall aus Haushalten sinnvoll ist. Am Beispiel von Szenarien und Modellabfällen wurden die Auswirkungen auf den kumulierten Energie Aufwand (KEA), Treibhausgaspotential, Verbrauch von Deponievolumen und Schadstoffe bilanziert. Die getrennte Sammlung und Behandlung von Gewerbeabfällen führt dabei zu den besten Ergebnissen und ist daher zu bevorzugen. Auf Basis der Ergebnisse der KRIGEZ Studie wurde von der FA 19D der Steiermärkischen Landesregierung gemeinsam mit der Wirtschaftskammer Steiermark ein Programm zur Beurteilung von Abfallgemischen („betrieblicher Abfallcheck“) entwickelt und bereitgestellt (www.abfallwirtschaft.steiermark.at, Pomerberger & Gungl 2010), um die Abgrenzung zu objektivieren.

5 ANDIENUNGSPFLICHT AUS RECHTLICHER SICHT

5.1 Siedlungsabfall

Gemäß den Begriffsbestimmungen des Abfallwirtschaftsgesetzes 2002 (§ 2 Abs. 4 Z 2) wird unter Siedlungsabfall nach österreichischem Recht Abfall aus privaten Haushalten und andere Abfälle, die aufgrund ihrer Beschaffenheit oder Zusammensetzung den Abfällen aus privaten Haushalten ähnlich sind, verstanden. Der Gesetzgeber führt weiter aus, dass bei der Zuordnung von Abfällen zum Begriff Siedlungsabfall das europäische Abfallverzeichnis zu berücksichtigen ist. Diese vom Gesetzgeber auftragene Verpflichtung zur Berücksichtigung des europäischen Abfallverzeichnisses hat in letzter Zeit zu Entscheidungen des Verwaltungsgerichtshofes geführt, welche die Nichtanwendbarkeit des österreichischen Abfallverzeichnisses (Abfallverzeichnisverordnung iVm ÖNORM S2100) für die Zuordnung von Abfällen zur Abfallart Sied-

lungsabfall festlegen, die eigentlich dem reinen Gewerbeabfall, der nicht einmal Hausmüll ähnlich ist, vorschreiben.

Die genannten Entscheidungen widersprechen den EU-rechtlichen Bestimmungen. Der Verwaltungsgerichtshof führt jeweils unter Hinweis auf den europäischen Abfallkatalog und unter Außerachtlassung der österreichischen Umsetzungsakte des europäischen Abfallkataloges (Abfallverzeichnisverordnung, ÖNORM S2100) aus, dass hausmüllähnliche Gewerbeabfälle, egal ob sie betrieblicher Natur sind und egal welcher Schlüsselnummer sie zuzuordnen sind, jedenfalls dem Siedlungsabfall unterworfen sind und daher in jenen Bundesländern, in denen es eine Andienungspflicht für Siedlungsabfälle gibt, auch dieser Andienungspflicht unterliegen.

Neben der rechtlichen Problematik, dass diese massive Ausweitung des Siedlungsabfallbegriffes durch die österreichischen Höchstgerichte wohl EU-rechtswidrig ist (gegen die Republik Österreich ist eine Staatshaftungsklage anhängig) führt diese Ausweitung des Siedlungsabfallbegriffes und die Erfassung von reinen Gewerbeabfällen zu Umweltauswirkungen, die den Zielen und Grundsätzen einer dem Vorsorgeprinzip und der Nachhaltigkeit verschriebenen Abfallwirtschaft widersprechen.

5.2 Gewerbeabfall

Der Gewerbeabfall selbst ist im Bundesabfallwirtschaftsgesetz nicht dezidiert genannt. In den Landes-AWGs tauchen jedoch Begriffsbestimmungen wie „betriebliche Abfälle“ auf. Aus den gesetzlichen Bestimmungen lässt sich ableiten, dass alle Abfälle, die nicht dem erweiterten Kreis des Siedlungsabfalls zuzuordnen sind, Abfälle gewerblicher oder industrieller Natur sind.

Da das Bundes-AWG zwar regelt, was unter Siedlungsabfall zu verstehen ist, für die Entsorgung dieser Abfallart jedoch keine Regelungen aufstellt, obliegt es den Ländern, aufgrund der in der Bundesverfassung festgelegten Generalklausel, die Entsorgung der Siedlungsabfälle zu regeln. In allen Bundesländern besteht aufgrund der bundesrechtlichen Bestimmungen eine Entsorgungsverpflichtung der öffentlichen Hand für Siedlungsabfälle. In den meisten Fällen sind die Gemeinden für die Sammlung und Abfuhr der Siedlungsabfälle zuständig und die Abfallwirtschaftsverbände für die Beseitigung und Verwertung dieser Abfallart. Auf der anderen Seite sind Abfallerzeuger von Siedlungsabfällen verpflichtet, sich der kommunalen Entsorgung anzuschließen und damit die von ihnen erzeugten Siedlungsabfälle anzudienen.

Diese Andienungspflicht führt nun aufgrund der ständigen Erweiterung jener Abfälle, die unter dem Begriff des Siedlungsabfalls subsumiert werden, in der Praxis zu großen Problemen.

5.3 Ausblick

Die derzeitige Regelung der Andienungspflicht wird von namhaften Rechtsexperten problematisch gesehen und könnte einerseits Grundrechte verletzen (Mayer 2003) und andererseits Konflikte mit EU Regelungen des Binnenmarktes und des Wettbewerbsrechtes ergeben (AbfallverbringungsVO, Dienstleistungs- und Niederlassungsfreiheit, Missbrauch einer Monopolstellung) (Eilmannsberger 2008).

In der Novelle zum AWG besteht neben der Notwendigkeit zur Anpassung an die AbfRR die Chance einer klaren Begriffsdefinition von Siedlungsabfällen und die eindeutige Regelung der Andienungspflicht. Keinesfalls sollte durch weitere Unklarheiten den Ländern die Möglichkeit für „beliebige“ Regelungen der Andienungspflicht für Gewerbeabfälle gegeben werden.

6 LÖSUNGSANSÄTZE

Eine rechtliche Möglichkeit, diese Ressourcenverschwendung hintanzuhalten wäre, für stofflich und thermisch verwertbaren Gewerbeabfall statt der bisher verwendeten Schlüsselnummer 91101 der ÖNORM S2100 eine neue Schlüsselnummer einzuführen. Diese neue Schlüsselnummer könnte die „nicht ähnlichen“ Gewerbeabfälle umfassen und z.B. folgend lauten: „Gewerbe- und Industrieabfallgemische“ in den Anmerkungen müsste festgelegt werden, dass nur sortierfähige Gemische, die überwiegend aus verwertbaren Teilfraktionen bestehen, davon umfasst sind. Durch die Herkunft und die Zusammensetzung ist diese Abfallart eindeutig definiert, dies könnte auch durch abfalltechnische Gutachten im Einzelfall nachgewiesen werden.

Vom Gesetzgeber sollte klargestellt werden (z.B. in den Erläuterungen zum AWG), dass die Formulierung „gemischte Siedlungsabfälle aus privaten Haushaltungen, auch wenn dabei Abfälle anderer Erzeuger eingesammelt werden“ bedeutet, dass das gleiche Sammelfahrzeug und die gleichen Umleerbehälter verwendet werden. Damit könnte sichergestellt werden, dass das Kleingewerbe in der Systemsammlung verbleibt und Gewerbe und Industriebetriebe ihre Großcontainer am freien Markt entsorgen lassen können. Generell wäre die Wiedereinführung des Kriteriums „Menge“ für Siedlungsabfälle eine einfache und klare Lösung für das Problem der Abgrenzung.

7 ZUSAMMENFASSUNG

Aus ressourcenorientierter Sicht sind Gewerbe- und Industrieabfallgemische ein Rohstoff, der zukünftig verstärkt stofflich/energetisch genutzt werden sollte. Die Andienungspflicht ist für Siedlungsabfälle aus Haushalten sinnvoll, behindert aber die ressourcenoptimierte Nutzung von Gewerbeabfällen massiv. Der unklare Siedlungsabfallbegriff führt zu Fehlentwicklungen in der Praxis. Er sollte eindeutig und technisch nachvollziehbar formuliert werden damit zukünftig eine klare Abgrenzung möglich wird. Die Einführung einer eigenen Abfallart für verwertbare und sortierfähige Gewerbe- und Industrieabfallgemische ist überfällig. Wenn das Ziel der EU einer „Recyclinggesellschaft“ ernst genommen wird, so müssen Gewerbeabfälle vom Gesetzgeber zukünftig als Rohstoff angesehen und gefördert werden. Die Andienungspflicht für Gewerbeabfälle ist daher ein Risiko und für eine ressourcenorientierte Abfallwirtschaft kontraproduktiv.

LITERATUR

- Eilmannberger, T. (2006) *Rechtsgutachten zur gemeinschaftsrechtlichen Beurteilung der Andienungspflicht nach dem Stmk.* Abfallwirtschaftsgesetz, Rechtsgutachten im Auftrag der WK Steiermark.
- Hauer, W. (2008) Herausforderungen bei Sammlung und Qualitäten von Gewerbeabfällen und Sperrmüll. In: *Sperrmüll und Gewerbeabfälle: Sammlung, Zwischenlagerung und Behandlung*, ÖWAV, Wien.
- Hutterer, H. (2008) *Andienungspflicht: Aspekte einer sinnvollen Eingrenzung: Praktischer, wirtschaftlicher und ökologischer Vergleich von Andienungspflicht und freier Entsorgung*. Endbericht, Studie der denkstatt GmbH, im Auftrag der Wirtschaftskammer Österreich, Wien.
- Kranert, M. (2006) Gewerbeabfall – das unbekannte Wesen. In: *Müll und Abfall* 10, 2006, Berlin.
- Laner, D. & Brunner, P.H. (2008) Endbericht zur Studie „*Kriterien zur Trennung von Siedlungsabfall aus Industrie und Gewerbe als Voraussetzung zur Zuordnung zu Behandlungsverfahren (KRIGEZ)*“ im Auftrag der Steiermärkischen Landesregierung, Fachabteilung 19 D, Graz.
- Laner, D., Pomberger, R., Brunner, P.H. & Scherübl, T. (2009) Voraussetzungen für eine zielorientierte Bewirtschaftung hausmüllähnlicher Gewerbeabfälle. In: *Müll und Abfall* 10/2009, Berlin.
- Lorber, K.E., Staber, W., Novak, J., Prochaska, M., Maier, J. & Kastl I. (2004) Unterscheidung von Siedlungs- und Gewerbeabfall – Kriterien zur „optischen“ Unterscheidung. In: Lorber, K.E., e.a. (Hrsg.): *Konferenzbericht der 7. DepoTech*, Fachtagung Leoben/Österreich, Verlag Glückauf GmbH, Essen.
- Mayer, H. (2003) *Rechtsgutachten über den Andienungszwang für hausmüllähnliche Abfälle für Betriebe unter verfassungs- und gemeinschaftsrechtlichen Aspekten*, Rechtsgutachten im Auftrag der WK Stmk.
- Petersen, F. (2009) Die Umsetzung der EU Abfallrahmenrichtlinie in Deutschland. In: *ÖWAV Jahrestagung, Volatile Rohstoffmärkte – Wohin geht der Abfall*, Salzburg.
- Pomberger, R. & Gungl, E. (2010) Neue Wege der Bewirtschaftung von Gewerbeabfallgemischen in der Steiermark (Österreich). In: *ReSource* 3/2010, Rhomos Verlag, Berlin.
- Pomberger, R. (2007) Ersatzbrennstoffe aus Siedlungsabfällen – Anforderungen, Möglichkeiten, Betriebserfahrungen. In: UBA GmbH, VÖEB: *Abfallwirtschaft als Ressourcenlieferant der Zukunft?*, Wien.
- Pomberger, R. (2008) Mechanische Vorbehandlung und Mitverbrennung: Sinn und Unsinn von Behandlungskonzepten. In: *Sperrmüll und Gewerbeabfälle: Sammlung, Zwischenlagerung und Behandlung*, ÖWAV, Wien.
- Weizsäcker, U, Hargroves, K. & Smith, M. (2010) *Faktor Fünf – Die Formel für nachhaltiges Wachstum*, Droemer Verlag, München.

Ökobilanzierung von Recyclingstrategien und Rezyklaten in der Fahrzeugentwicklung

D.J. Hofer, H. Rabitsch & E. Haberschreck
MAGNA STEYR Fahrzeugtechnik AG & Co. KG, Graz, Österreich

KURZFASSUNG: In der innovativen Automobilentwicklung stehen Leichtbau, Verbrauchsreduktion und Senkung von Emissionen durch Antriebsstrangoptimierungen stark im Fokus. Dabei muss berücksichtigt werden, dass neue Werkstoffe, Verarbeitungs- und Produktionstechnologien für High-Tech Fahrzeugkomponenten sowohl in der Herstellung, in der Nutzungsphase und schließlich beim Recycling energieeffizient, umweltgerecht und ressourcenschonend sind. Da die umweltgerechte Produktentwicklung ein fixer Bestandteil in der Fahrzeug- und Systementwicklung bei MAGNA STEYR ist, kann sichergestellt werden, dass jedes neu entwickelte Produkt über den gesamten Lebenszyklus ökologisch optimiert ist. Dabei kommt die Bewertung von Konzeptalternativen für Materialien, Systeme und Fahrzeuge mittels Ökobilanzierung gem. ISO14040 zum Einsatz. Dies trägt zur Erhöhung der Nachhaltigkeit neu entwickelter Produkte und zur Wahrung der Verantwortung eines umweltbewussten Unternehmens bei.

1 EINLEITUNG

Im Umfeld der heutigen Diskussionen um Rohstoffbereitstellung, Ressourcenschonung und der ungeklärten Frage nach der zukünftigen „sauberen“ Energiebereitstellung sind alle Akteure am globalen Markt zunehmend damit beschäftigt ihre Unternehmen, Dienstleistungen und Produkte ökonomisch und ökologisch so nachhaltig wie möglich zu gestalten.

Wenn man globale Energie- und Ressourcenverbräuche den Vorkommen und Lagerstätten gegenüberstellt und in diese Betrachtungsweise noch die wachsende Bevölkerungszahl der Erde mit einbezieht, ist eine weltweite Neuorientierung hinsichtlich politischer Rahmenwerke und eine damit einhergehende wirtschaftliche Umstrukturierung klar erklärbar. Abb. 1 zeigt den Zusammenhang zwischen Bevölkerung und Energieverbrauch vom 19. Jahrhundert bis zum Jahr 2050 (UN 2007, Jung 2006 und Ultsch 2010).

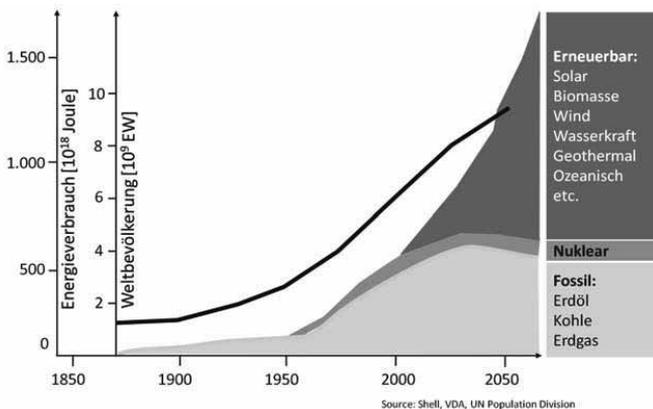


Abb. 1: Weltbevölkerung und globaler Energieverbrauch 1850 – 2050

2 RAHMENBEDINGUNGEN

Weltweit – sei es in Europa, Amerika (insbesondere Kalifornien), Japan, Korea, Indien oder China – sind Gesetzgeber und Politik gemeinsam mit den wirtschaftlichen Akteuren darum bemüht, Emissionen in Luft, Wasser und Boden zu reduzieren, v.a. getrieben vom weltumfassenden Kampf gegen die Erderwärmung. Dem gegenüber steht der weltweite Wettbewerb um die Nutzungsrechte der (noch) vorhandenen Rohstoffe, was vor allem in der Europäischen Union mit ihrem knappen Rohstoffvorkommen zu vielen Debatten über die Sicherung der zukünftigen Versorgung führt. Erst kürzlich hat die Kommission die Verknappungsgefahr wichtiger Rohstoffe untersucht, die maßgeblich für High-Tech-Produkte wie Telekommunikation, IT und Energiespeicherung benötigt werden. Dabei ist man u.a. zum Resultat gekommen, dass der Europäische Recyclingmarkt geschützt und gestärkt und die sog. „Urban Mines“ (Synonym für wertstoffhaltige Abfälle und Produkte am Ende ihres Gebrauchs) innerhalb der EU genutzt werden sollten. Die Realität derzeit ist, dass diese potenziellen Rohstoffe oftmals aus der EU exportiert und in den sog. „Emerging Markets“ unter wenig umweltgerechten Umständen meist ohne Schadstoff-Entfrachtung wieder aufbereitet und verarbeitet werden, um sich dann in Importprodukten am EU-Markt wiederzufinden (COM 2008, Alwast 2010 und Ruzicka 2010).

Dieser Trend spiegelt sich auch in der Mobilität mit ihren komplexen Zusammenhängen und Strukturen wieder. Im Speziellen der Personenverkehr und die Automobilbranche stehen in beinahe jeder Ökologierungsdebatte an vorderster Front, neue Technologien und Lösungen zu präsentieren, um den gesellschaftlichen Ansprüchen auf „grüne“ Produkte für die Fortbewegung bestmöglich gerecht zu werden.

3 METHODENIMPLEMENTIERUNG BEI MAGNA STEYR

MAGNA STEYR als wichtiger Zulieferer und weltweiter Automobilentwicklungspartner internationaler Fahrzeughersteller arbeitet mit Nachdruck daran, seine Produkte und Dienstleistungen umweltorientiert und nachhaltig weiterzuentwickeln und zu optimieren.

Dazu wurde in mehrjähriger Forschungs- und Entwicklungsarbeit gemeinsam mit wissenschaftlichen Projektpartnern spezifische Prozesse und Werkzeuge zur umweltgerechten Produktentwicklung im Unternehmen entwickelt und in der Systemlandschaft des Unternehmens implementiert (Beigl et al. 2007). Einen Überblick der resultierenden Infrastruktur und Einbettung in die MAGNA STEYR Systemlandschaft gibt die nachstehende Abb. 2.

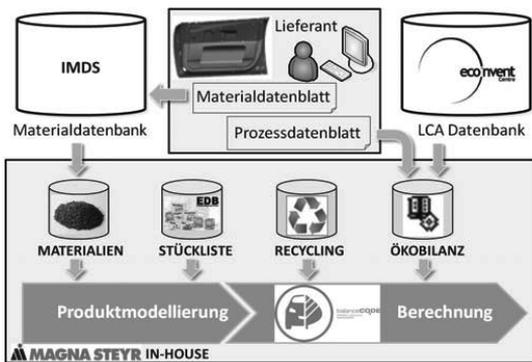


Abb. 2: Implementierung von Ökobilanz in die Systemlandschaft bei MAGNA STEYR

Die Feststellung, welche Umweltauswirkungen die in der Designphase eines Produktes getroffenen Entscheidungen haben, erfolgt bei MAGNA STEYR mittels begleitender Produktökobilanzen nach ISO 14040ff. Diese werden ab frühesten Entwicklungsphasen in laufender Abstimmung mit Design, Konstruktion, Projektmanagement und Kunden durchgeführt und ökologische Verbesserungen bis zum Start der Produktion effizient umgesetzt (ISO14040 2006).

Im Sinne eines simultanen und begleitenden Entwicklungsprozesses werden Produktvarianten bzw. zur Entscheidung stehende Alternativkonzepte bereits beginnend in der Konzeptphase bis hinein in die spätere Serienentwicklungsphase abhängig von der verfügbaren Datenqualität in mehreren Berechnungsschleifen auf ihre Umweltverträglichkeit untersucht.

Mittels vereinfachter Ökobilanzierung resultieren bereits sehr früh in der Feasibility- und Konzeptphase auf Basis von Input- und Outputdaten unterschiedlicher Detaillierungstiefe richtungsgebende, qualitative Aussagen. Durch gezielte Vereinfachungen ist es möglich, dass Umweltauswirkungen zeitgerecht und mit reduziertem Aufwand bewertet werden können, ohne dabei für die Bewertung wichtige Informationen zu verlieren. Dabei werden nur diejenigen Prozesse berücksichtigt, die als ökologisch relevant identifiziert werden und deutliche betriebspezifische Unterschiede erwarten lassen. Im Gegenzug sind jene Prozesse – unter Verwendung von umweltbezogenen Datenbanken – pauschal in Ansatz zu bringen, die bei allen Betrieben bzw. Rahmenbedingungen nur marginale Unterschiede aufweisen.

Im Laufe der Serienentwicklung werden die als ökologisch am besten bewerteten Alternativen mit detaillierten Material- und Gewichtsdaten aus dem IMDS (Internationales Materialdatensystem) sowie betriebspezifischen Prozessdaten ergänzt und einer beschreibenden Ökobilanz unterzogen, um belastbare quantitative Ergebnisse zu erhalten (Rabitsch 2009).

Mit der beschriebenen Vorgangsweise werden Zeit und Kosten in der operativen Arbeit der Ökobilanzierung eingespart und es ist auf sehr effiziente Weise möglich, die wichtigen Stellgrößen für eine ressourcenschonende Produktentwicklung zu identifizieren, zu bewerten und schließlich zu optimieren. Damit ist es MAGNA STEYR nicht nur möglich Produkte zu entwickeln, die den gesetzlichen Umwelanforderungen entsprechen, sondern auch die Nachhaltigkeit der Produkte und die ökologischen Wettbewerbsvorteile zu steigern.

4 RESULTATE AUS DER ÖKOBILANZIERUNG

In der Automobilentwicklung wird oft die Nutzungsphase eines Fahrzeugs als jene Phase mit den wesentlichen negativen Auswirkungen auf die Umwelt erkannt. Daher konzentrieren sich Verbesserungsbestrebungen hauptsächlich auf diesen Abschnitt des Produktlebensweges. So wurden in der Automobilindustrie in den letzten Jahren verstärkt Leichtbauweisen forciert, um den Treibstoffverbrauch während der Nutzungsphase zu verringern. Zusätzlich werden Forschungen zur Steigerung der Treibstoffeffizienz durchgeführt und umgesetzt (Krinke et al. 2010). Die Annahme, dass die Nutzungsphase am bedeutendsten für die ganzheitliche Umweltbewertung eines Fahrzeuges ist, gilt jedoch nur bei Betrachtung eines Teils der insgesamt entlang des Lebensweges auftretenden negativen Auswirkungen und rechtfertigt nicht die Vernachlässigung der Auswirkungen aller anderen Lebenswegabschnitte, welche in bestimmten Emissionskategorien ebenfalls einen wesentlichen Beitrag zur Schädigung oder Verbesserung der Umwelt beitragen können.



Abb. 3: Produktlebenszyklus eines Fahrzeuges

Beim Vergleich der Umweltauswirkungen mehrerer Materialien (Primär- wie Sekundärware) für den gleichen Einsatzzweck muss der gesamte Lebensweg berücksichtigt werden, da eine geringere bzw. höhere Umweltauswirkung in einer Lebensphase eines Materials eine höhere, respektive niedrigere, Umweltauswirkung in einem nachgelagerten Lebensabschnitt zur Folge haben kann. Die Bewertung erfolgt standardisiert über alle Produktlebensphasen – beginnend mit der Rohmaterialbereitstellung über die Werkstoffherstellung, Fertigung, Produktion und Nutzung bis hin zum Recycling, wie Abb. 3 zeigt.

4.1 Betrachtung der Ökobilanz für Sekundärmaterialieinsatz

Ein spezieller Fokus wird auf den Einsatz von Sekundärrohstoffen und nachwachsenden Rohstoffen gelegt. Dabei ist die Einhaltung hoher qualitativer Anforderungen an die Materialien Grundvoraussetzung. Beim Recycling ersetzt ein Sekundärmaterial, als Rezyklat oder als Regenerat, einen Teil des Primärrohstoffes (Hofer 2002). Dies schont Ressourcen und senkt die Umweltauswirkungen in Luft, Wasser und Boden. Stellgrößen wie der Energieverbrauch oder CO₂-Anteil in der Rohmaterialbereitstellung können damit drastisch gesenkt werden. Damit geht MAGNA STEYR im Sinne einer umweltbewussten Produktverantwortung über die fahrzeugspezifisch bedeutende Nutzungsphase hinaus und bezieht die wesentlichen Produktlebensphasen der Herstellung und des End-of-Life entsprechend in die Fahrzeugentwicklung mit ein (Sailer 2004 und Sunk 2004). Die nachstehende Abb. 4 zeigt die ermittelten Umweltentlastungen bei technisch möglichem Einsatz von Rezyklaten und Sekundärrohstoffen in einem zukünftigen Kleinwagen (Fahrzeugleergewicht ca. 1.100 kg, alternativer Elektro-Antriebsstrang). Es ist ersichtlich, dass beim Einsatz qualitativ hochwertig aufbereiteter Post Consumer Rezyklate (Metalle und thermoplastische Kunststoffe) sowie bei sukzessiver Reduktion und Rückführung von Beschnitten und Produktionsabfällen eine Senkung des Treibhauspotenzials von bis zu 30% im Vergleich zu herkömmlicher Materialverwendung nach dem Stand der Technik ermöglicht wird. Dabei wurde methodisch das Allokationsmodell der ersten Verantwortung gewählt, Gutschriften für das Recycling wurden also ausschließlich auf Basis des Materialinputstromes generiert (Van de Sand et al. 2007 und Möhle 2008).

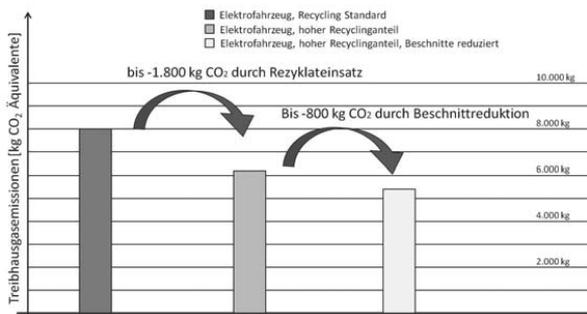


Abb. 4: Reduktion der Treibhausgasemissionen bei der Herstellung eines Elektrofahrzeuges

4.2 Ökobilanzierung verschiedener Recyclingstrategien

Gerade die verschiedenen Möglichkeiten in der Phase des End-of Life von Fahrzeugen und seinen Komponenten können zu einer entscheidenden Entlastung der Umwelt führen. Ein sauberes und hochgradiges Verwerten des Produktes senken die Umweltauswirkungen.

Der Recyclingprozess für Altfahrzeuge gliedert sich in einen vorgeschalteten Demontageprozess inklusive Fahrzeugtrockenlegung und -entfrachtung sowie eine sich anschließende mechanische Aufbereitung. Diese besteht aus einer Reihe von Zerkleinerungs- und Separationsschritten. Das Ziel ist, die gesetzlich geforderte Recycling- bzw. Verwertungsquote in der Höhe von 85 bzw. 95 Gewichtsprozent umweltschonend und mit begleitender Schadstoffentfrachtung zu erreichen (2000/53/EG 2000). Die Separationstiefe verschiedener Aufbereitungskonzepte bestimmt die Qualität der gewinnbaren Outputmaterialien, die wiederum die Wiedereinsatzmög-

lichkeiten in verschiedenen Qualitätsprodukten, wie beispielsweise neue Bauteilsysteme für Fahrzeuge, bestimmt. Der Anteil von Recycling, Verwertung und Beseitigung beträgt je nach gewähltem Recyclingszenario bis 10% der Umweltauswirkungen eines Fahrzeuges (Schmidt et al. 2004 und Salhofer et al. 2009). Dabei lässt sich zwischen Umweltauswirkungen, die bei der Aufbereitung der Materialien entstehen und jenen bei der Verwertung von Bauteilen oder Materialien unterscheiden. Unterschiede ergeben sich naturgemäß aufgrund der Allokationen und unterschiedlichen Recyclingstrategien. Es ist – u.a. auch für das weitere Hochwertrecycling zu verkaufbaren Sekundärrohstoffen – ein Unterschied, ob die Recyclingstrategie für das Altfahrzeug mit einer Demontage ausgewählter Komponenten oder auf einer Aufbereitung mittels Post-Shredder-Technologie basiert. Erstere findet verstärkt in Niedriglohnländern statt. Der Post-Shredder-Ansatz hat sich im Westlichen in Europa aufgrund gut ausgebauter Anlagenkapazitäten und besonders wegen der sehr effizienten Altfahrzeugverwertung stärker durchgesetzt. Insofern ist es bereits in der Produktentwicklung wichtig darauf zu achten, dass am Produktlebensende alle Möglichkeiten bestehen, Wertstoffe möglichst effizient und vollständig nutzbar zurück zu gewinnen. Dies nicht zuletzt deshalb, weil der verstärkt geforderte Rezyklatgehalt in neuen Fahrzeugen aus einer qualitätsgesicherten Recyclingwirtschaft und Aufarbeitung von End-of-Life Produkten kommen muss. Es ist zu erkennen, dass bei hundertprozentiger Deponierung der Shredderleichtfraktion im Vergleich zu 50% thermischer und 50% stofflicher Verwertung Primärenergie von mehreren hundert Megajoule eingespart werden kann. Das bedeutet, dass es sehr wohl einen bedeutenden Einfluss in der Gesamtökobilanz mit sich bringt, ob Beseitigung durch thermische oder stoffliche Verwertung ersetzt wird (Herrmann 2008).

Die folgende Tab. 1 gibt einen Überblick über die Ergebnisse hinsichtlich Quoten und Treibhauspotenzial GWP100a (global warming potential 100 years gem. CML) aus drei untersuchten Realszenarien für das Altfahrzeugrecycling in Europa. Dabei wurde ein für den Europäischen Raum erarbeitetes, generisches Recyclingszenario nach heutigem Stand der Technik für ein am Markt befindliches Mittelklassefahrzeug (ca. 1.600 kg Gesamtfahrzeuggewicht, Ottomotor) zugrunde gelegt (Standardszenario). Es wurde verglichen, welche Beiträge an Treibhausgasemissionen das Recycling im besten Fall liefert. Das Best Case Szenario beinhaltet einen hohen Grad an sortenreiner Aufarbeitung der Wertstofffraktionen mittels Demontage und die Nutzung einer hochtechnologischen Post-Shreddertechnologie. Dem gegenüber steht das Worst Case Szenario mit der Annahme eines hohen Altfahrzeugexportanteils bzw. Materialverlusts und eines hohen Deponierungsanteils anstelle von Recycling oder energetischer Verwertung.

Tab. 1: Ergebnisse aus der Recyclingbetrachtung von Altfahrzeugen über den Gesamtlebenszyklus

Szenario	Recyclingrate	Verwertungsrate	GWP100a ¹	GWP100a relativ
Standard	73 Gew.-%	83 Gew.-%	7.200	100%
Worst Case	8 Gew.-%	18 Gew.-%	9.700	135%
Best Case	85 Gew.-%	95 Gew.-%	6.300	88%

¹ Treibhauspotenzial in kg CO₂ Äquivalenten ohne Berücksichtigung der Nutzungsphase

Aus den Ergebnissen ist ersichtlich, dass die Reduktionsmöglichkeiten von Klimagasen durch intelligentes Recycling bei weitem noch nicht ausgeschöpft sind. Wichtig ist festzuhalten, dass die technologischen Möglichkeiten durch recyclinggerechte Fahrzeugentwicklung und verfügbare Recyclingtechnologien in Teilen Europas bereits vorhanden sind. Das bedeutet, dass für jene Altfahrzeuge, die einer Verwertung im Shredder mit vorgelagerter Demontage und anschließender Verwertung der Shredderleichtfraktion (z.B. Sicon-Verfahren, Scholz-Galloo-Recycling) in West-Europa zugeführt werden, bereits Best Case Szenario Ergebnisse erhalten werden (Hang 2008 und Mäurer 2008). Problematischer sind jene Länder und Märkte zu sehen, in denen dieser technologische Fortschritt noch nicht Einzug gehalten hat und Altfahrzeuge in Hinterhöfen ohne Einhaltung von Arbeitsschutz- und Umweltschutzanforderungen behandelt werden.

5 SCHLUSSFOLGERUNG, ZUSAMMENFASSUNG

Als Fazit ist festzuhalten, dass das Ausmaß der umweltgerechten Fahrzeugentwicklung durch den Einsatz von Produktökobilanzen sehr gut bewertbar ist. Die objektiv ermittelten Ergebnisse

aus der Bewertung von diversen Konzeptalternativen mittels Ökobilanzierung tragen maßgeblich zur gesamthaft ökologischen Verbesserung der neu entwickelten Fahrzeuge bei. Vor allem für neue Technologien im Bereich des Fahrzeugleichtbaus und bei der Entwicklung neuer Antriebskonzepte ist eine Betrachtung der Umweltauswirkungen über den gesamten Fahrzeuglebenszyklus unverzichtbar, auch wenn dies über den aktuell geforderten Stand der internationalen Gesetzgebungen für Fahrzeugzulassungen hinaus geht. Wenngleich heute noch die Nutzungsphase eines Fahrzeuges durch vorgeschriebene Emissionsbeschränkungen öffentlich sehr stark fokussiert wird, sind viele namhafte internationale Automobilentwickler und -hersteller schon einen Schritt weiter und suchen durch effiziente Materialauswahl unter Einbezug von Sekundärrohstoffen oder innovativen Recyclingtechnologien zukünftiger Altfahrzeuge das Optimum für eine nachhaltige Mobilität.

LITERATUR

- 2000/53/EG (2000) *Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften, Richtlinie 2000/53/EG des Europäischen Parlamentes und des Rates vom 18. September 2000 über Altfahrzeuge Nr. L269/34*. Brüssel.
- Alwast, H. (2010) Europa auf dem Weg zur Ressourcenwirtschaft. In: *Recycling und Rohstoffe Band 3*. Neuruppin, Deutschland: TK Verlag.
- Beigl, P., Schneider, F. & Salhofer, S. (2007) *Methodik und Fallbeispiele für die Ermittlung von Umweltauswirkungen im Automobilbau. Projektbericht für MAGNA STEYR Fahrzeugtechnik*. Wien, Österreich.
- COM (2008) *The Raw Materials Initiative – Meeting our critical needs for growth and jobs in Europe. COM(2008) 699*. Brussels, Belgium: Commission of the European Communities.
- Hang, W. (2008) BMW erprobt Post-Shredder-Technologie – Recycling-Großtest wirtschaftlich. *Automotive Materials* 06/08, 16 – 19.
- Herrmann, C., Salhofer, S., Schilffleitner, A., Stachura, M. (2008) *Dokumentation des Profils: Generic Eco Recycling Profile. Bericht für MAGNA STEYR Fahrzeugtechnik*. Graz-Wien, Österreich.
- Hofer, D.J. (2002) *Diplomarbeit Recycling- und Demontageuntersuchungen an Türmodulen im Automobilbau*. Leoben, Österreich: IED MUL.
- ISO 14040 (2006) *Environmental Management – Life Cycle Assessment – Principles and Framework*. 2nd edition. Genf, Schweiz: International Organisation for Standardization.
- Jung A. (2006) Kampf um Rohstoffe. Die knappen Schätze der Erde. *Spiegel Spezial* Nr.5/2006, 10 – 129.
- Krinke, S., Koffler, C. Deinzer, G. & Heil, U. (2010) Automobil Leichtbau unter Einbezug des gesamten Lebenszyklus. *Automobil Technische Zeitung* 06/2010, 438 – 445.
- Mäurer, A. & Schlummer, M. (2008) Reine Kunststoffe aus Shredderrückständen. *Umweltmagazin* Januar – Februar 2008, 35 – 36.
- Möhle, H. (2008) *Detaillierte Erhebung zum Sekundärmaterialeinsatz bei den Metallwerkstoffen des Golf VI*. Wolfsburg, Deutschland: Volkswagen AG.
- Rabitsch, H. (2009) *N10106 IMDS – Passive Bemusterung. N10107 IMDS – Aktive Bemusterung*. Graz, Österreich: MAGNA STEYR Fahrzeugtechnik.
- Ruzicka, J. (2010) Rohstoff-Engpässe befürchtet. *Der Standard* 18.06.2010, 23.
- Sailer, S. (2004) *Diplomarbeit Behandlung und Recycling von Automobilteilen und -materialien aus Kunststoff*. Graz, Österreich: Industriewirtschaft, FH Joanneum GmbH.
- Salhofer, S. & Schiffleitner, A. (2009) *LCA Beispielfahrzeug. Bericht für MAGNA STEYR Fahrzeugtechnik*. Graz-Wien, Österreich.
- Schmidt, W., Dahlqvist, E., Finkbeiner, M., Krinke, S., Lazzari, S., Oschmann, D., Pichon, S. & Thiel, C. (2004) Life Cycle Assessment of Lightweight and End-of-Life Scenarios for Generic Compact Class Passenger Vehicles. *The International Journal of Life Cycle Assessment* Int J LCA 9 (6) 2004, 405 – 416.
- Sunk, W. (2004) *Diplomarbeit Recycling von Aluminium und Magnesium in der Automobilindustrie*. Leoben, Österreich: NEM, MUL.
- Ultsch, C. (2010) Die Umverteilung der Welt. *Die Presse* 20.02.2010, 1 – 4.
- UN (2007) *World Population Prospects The 2006 Review Executive Summary*. New York, USA: United Nations Department of Economic and Social Affairs, Population Division.
- Van de Sand, I., Acosta-Fernández, J. & Bringezu, S. (2007) *Abschätzung von Potenzialen zur Verringerung des Ressourcenverbrauchs im Automobilsektor*. Wuppertal, Deutschland: Wuppertal Institut für Klima, Umwelt und Energie GmbH.

Charakterisierung von Abfällen aus dem Handelskettenbereich

M. Barth & G. Kreindl

Montanuniversität Leoben, Institut für Nachhaltige Abfallwirtschaft und Entsorgungstechnik, Leoben, Österreich

R. Pomberger

Saubermacher Dienstleistungs AG, Graz, Österreich

KURZFASSUNG: In Österreich werden hausmüllähnliche Gewerbeabfälle je nach der gesetzlichen Lage jedes Bundeslandes entweder gemeinsam mit der kommunalen Systemmüllabfuhr oder getrennt behandelt. Tatsache ist, dass kaum Datenmaterial zur umfassenden stofflichen und chemisch-physikalischen Charakterisierung von Restmüll und Biomüll einzelner Branchen existiert. So wurde im Rahmen einer Untersuchung jener Teilstrom des Rest- und Biomülls, welcher im Handelskettenbereich anfällt, stofflich und chemisch-physikalisch charakterisiert. Dabei wurden zehn repräsentative Supermärkte aus dem Gebiet der Stadt Wien ausgewählt und zwei Sortieranalysen inklusive Probenahmen zur Laboranalytik durchgeführt. Diese lieferten zu Tage, dass der untersuchte Restmüll zu mehr als der Hälfte aus biogenen Fraktionen besteht. Im untersuchten Biomüll wurden 70% biogenes Material ohne jegliche Verpackung vorgefunden und 23% bestanden aus überlagerten Lebensmitteln. Der restliche Anteil ist den Fraktionen „trockene Wertstoffe“ und „Sortierrest“ zuzuordnen. Es kann festgehalten werden, dass die Restmüll- und Biomülltonnen aus dem Handelskettenbereich nicht mit jenen aus Haushalten vergleichbar sind und daher auch andere Verwertungslösungen, als primär die Müllverbrennung anzustreben sind.

1 EINLEITUNG

Es wurden Untersuchungen zur Zusammensetzung des Abfalls aus Handelsketten in Wien und im Einzugsgebiet von Wien in Kooperation mit einem privaten Entsorgungsunternehmen durchgeführt. Gegenstand der Untersuchungen war der gemeinsam mit dem Hausmüll über die Systemabfuhr erfasste Rest- und Biomüll aus Handelsketten mit dem Ziel die stoffliche und chemisch-physikalische Zusammensetzung zu untersuchen und dabei differenziert nach einzelnen Handelsketten vorzugehen. Besonderes Augenmerk galt dem in der Restmüll- und Biomülltonne enthaltenen biogenen Material.

2 SYSTEMATIK UND VORGEHENSWEISE

Ausgehend von bereits vorliegenden Literaturdaten und im Zuge von Sortieranalysen, Probenahmen und analytischen Untersuchungen im Labor soll eine Charakterisierung des Rest- und Biomülls von Handelsketten durchgeführt werden. Um saisonale Effekte zu minimieren, wurden zwei Untersuchungskampagnen zeitversetzt durchgeführt.

2.1 Ermittlung der zu untersuchenden Märkte und Probenahme

Die Erfassung der von Handelsketten zu entsorgenden Biomüll- und Restmülltonnen erfolgte in enger Abstimmung und Kooperation mit dem Entsorgungsunternehmen. Anhand der Kundendatei wurden die zu entsorgenden Handelsketten ermittelt. Weiters wurden Informationen zur Verteilung, d.h. zum Vorkommen der einzelnen Handelsketten im Sammelgebiet eingeholt, die durchschnittlichen Verkaufsflächen einzelner Handelsketten, Betriebscharakteristik sowie Informationen zu Entleerungszyklen und Größe der verfügbaren Abfallbehälter für die Abfallfrak-

tionen Restmüll, Biomüll, Papier/Pappe, Glas (bunt und weiß), Verpackungen und sonstigen Abfällen ermittelt.

Unter Einbeziehung von Wirtschaftsdaten und der Kundenden des Entsorgungsunternehmens wurden die näher zu untersuchenden Lebensmittelmärkte definiert. Dabei wurde wie bereits erwähnt besonders auf die Repräsentativität in Bezug auf das Warenangebot, die Größe des Marktes und deren Entleerungszyklus geachtet, wobei zehn Lebensmittelmärkte in die Untersuchungen einbezogen wurden.

Zur Probenahme wurden bei den ausgewählten Märkten die zur Abfuhr gemäß Entleerungsplan bereitstehenden Restmüllbehälter (i.d.R. 1.100 Liter-Behälter) und die Biomülltonnen (240 Liter- und 770 Liter-Behälter) gegen leere Behälter ausgetauscht. Die eingesammelten Behälter wurden mittels eines Aufklebers, auf dem ein Kürzel für den entsprechenden Supermarkt vermerkt wurde, markiert und zum Sortierort gebracht.

Pro Filiale wurden alle vorhandenen Restmüll- und Biomülltonnen getauscht, sowohl die vollen als auch die leeren Tonnen. Hierdurch konnte auch die Auslastung des zur Verfügung gestellten Behältervolumens überprüft werden und Anhaltspunkte für etwaige Volumsänderungen aufgezeigt werden. Der gemeinsame Tausch von Rest- und Biomüll war insofern von Bedeutung um die Trennschärfe zwischen Biomüll und Restmüll zu ermitteln.

2.2 Methodik der Sortierung

Wie bereits erwähnt wurden zwei Untersuchungskampagnen durchgeführt, wobei die erste Kampagne Ende September 2009, die zweite Ende Jänner 2010 stattfand. Eine Stichprobe eines Supermarkts entsprach jeweils dem vorgefundenen Inhalt einer Restmüll- (i.d.R. 1.100 Liter-Behälter) bzw. einer Biomülltonne (240 Liter- und 770 Liter-Behälter).

Auf Grundlage einer einstufigen Sortieranalyse wurden die eingesammelten Abfälle nach Restmüll- und Biomülltonne getrennt und die einzelnen Fraktionen händisch aussortiert. Im Zuge der Sortieranalyse erfolgte eine Probenahme für die anschließende chemische Analyse im Labor.

Vor der Sortierung wurden die Stichproben optisch auf mögliche Besonderheiten überprüft und verwogen. Herkunftsort, Auffälligkeiten und Masse wurden für spätere Auswertungen im Untersuchungsprotokoll vermerkt.

Die sortierten Fraktionen sowohl für Rest- wie auch für Biomüll sind in Tab.1 angeführt. Die einzelnen Fraktionen wurden verwogen und protokolliert, die Ergebnisse am Ende auf die Grundgesamtheit hochgerechnet.

Tab. 1: Durchschnittliche Zusammensetzung der Rest- und Biomülltonnen der beiden Untersuchungskampagnen

Sortierfraktionen – Restmülltonnen	Mittelwert [Gew.-%]	Sortierfraktionen – Biomülltonnen	Mittelwert [Gew.-%]
rein Biogenes	24,2	rein Biogenes	69,9
Biogenes verpackt	36,0	Biogenes verpackt	23,3
Holz	0,5	Holz	0,1
Papier/Karton	14,7	Papier/Karton	1,2
Kunststoffe (2-D)	6,3	Kunststoffe (2-D)	0,5
Kunststoffe (3-D)	1,9	Kunststoffe (3-D)	0,1
Kunststoffbehältnisse mit Inhalt	2,3	Kunststoffbehältnisse mit Inhalt	0,9
Glas ohne Inhalt	1,1	Glas ohne Inhalt	0,4
Glas mit Inhalt	1,7	Glas mit Inhalt	0,1
Textilien	0,3	Metall ohne Inhalt	0,2
Metall ohne Inhalt	0,6	Metall mit Inhalt	0,4
Metall mit Inhalt	0,3	Materialverbunde ohne Inhalt	0,1
Problemstoffe	0,3	Materialverbunde mit Inhalt	0,8
Materialverbunde ohne Inhalt	1,6	Sortierrest	2,0
Materialverbunde mit Inhalt	4,9	Summe	100,0
Inertstoffe	0,8		
Feinanteil	0,6		
Sortierrest	1,9		
Summe	100,0		

2.3 Ergebnisse

Basierend auf den Sortieranalysen ist in Tab. 1 die durchschnittliche Zusammensetzung der Rest- sowie Biomülltonnen zusammengefasst.

3 INTERPRETATION

Nachfolgend wird getrennt auf die Zusammensetzung der Restmüll- und Biomülltonne eingegangen.

3.1 Zusammensetzung der Restmülltonnen

Bei den Untersuchungen der Restmülltonnen wurden je Untersuchungskampagne jeweils rund 650 kg Restmüll aus zehn Supermärkten analysiert.

Die spezifischen Zusammensetzungen der Restmülltonnen der untersuchten Märkte wurden aus den beiden Untersuchungskampagnen zusammengefasst. Daraus ergab sich die Zusammensetzung des untersuchten Restmülls nach den Sortierfraktionen (siehe Tab. 1, linke Spalte). Den größten Anteil am Restmüll hatten die Fraktionen „rein Biogenes“, „Biogenes verpackt“ und „Papier/Karton“. Zusammengenommen tragen die beiden Fraktionen „rein Biogenes“ und „Biogenes verpackt“ zu mehr als die Hälfte des untersuchten Restmülls bei.

3.2 Zusammensetzung der Biomülltonnen

Bei den Biomülltonnen wurden je Untersuchungskampagne rund 350 kg Biomüll aus zehn Supermärkten analysiert.

Die spezifischen Zusammensetzungen aus beiden Untersuchungskampagnen der Biomülltonnen wurden zusammengefasst und sind in der Tab. 1 (rechte Spalte) abgebildet. Den größten Anteil am Biomüll hatte die Fraktion „rein Biogenes“ mit ca. 70%, gefolgt von der Fraktion „Biogenes verpackt“ mit 23%.

3.3 Biogener Anteil im Abfall der untersuchten Handelskettenmärkte

Das Hauptaugenmerk bei der Durchführung der Untersuchungen galt der Ermittlung des biogenen Anteils.

Die Menge am biogenen Anteil in der Restmüll- sowie in der Biomülltonne ist aufgrund der unterschiedlichen Trennsysteme (Vorhandensein von mehreren verschiedenen Sammelbehältern) sehr marktspezifisch. Im Folgenden werden die biogenen Anteile anhand der Abfallzusammensetzung der untersuchten Märkte dargestellt.

Den größten Anteil an Organik in den Restmülltonnen stellten die Küchenabfälle (Obst- und Gemüseschalen) und Speisereste (Essensreste, Fleisch, verdorbene und überlagerte Lebensmittel) dar. Gartenabfälle fanden sich nur bei zwei Stichproben in größeren Mengen: zum einen großhandelsbedingt (größere Mengen an nicht mehr verkaufsfähigen Schnittblumen und Topfpflanzen), zum anderen angebotsbedingt. Die biogene Feinfraktion (kleinteilige Organik wie Schalen, Laub, Brotbrösel, Kehrriech, Kaffeesatz) hatte einen übergeordneten Anteil am biogenen Gesamtaufkommen. Märkte mit bzw. ohne Verwendung der Biomülltonnen hatten den mit Abstand größten Anteil an Organik in den Restmülltonnen.

Zusammenfassend kann festgestellt werden, dass in den Restmülltonnen aus dem Handelskettenbereich ein hoher Anteil an biogenem Material mit einem vergleichsweise geringen Wertstoffanteil (trockene Wertstoffe wie z.B. Papier, Kunststofffolien, Glas, Metall) vorzufinden ist.

3.4 Ergebnisse der Analytik

Die Laborproben der Restmülltonne (Gesamtinhalt) ergaben eine Feuchte von jeweils über 50% bei einem mittleren Heizwert (unterer) von 5.450 kJ/kg OS. In der Probe der Biomülltonne (Gesamtinhalt) konnte jeweils die Feuchte mit über 85% angegeben werden. Wegen der großen

Feuchte des Materials konnte ein unterer Heizwert nur bei einer Probe mit 590 kJ/kg OS bestimmt werden.

Die analysierten Heizwerte liegen sowohl beim Restmüll als auch beim Biomüll der Handelsketten deutlich unterhalb den in der Literatur vorgefundenen Heizwerten von Restmüll aus Haushalten. Der Wassergehalt der Restmülltonne aus den Supermärkten ist beinahe doppelt so groß, wie die in der Literatur vorkommenden Werte für Restmüll aus Haushalten.

Der biogene Kohlenstoffanteil konnte mittels ¹⁴C-Methode sowohl für eine Restmüll- als auch für eine Biomüllprobe mit Werten über 80% ermittelt werden.

4 ZUSAMMENFASSUNG UND FAZIT

Bei den im Herbst 2009 und im Winter 2009/2010 durchgeführten Sortieranalysen wurde die detaillierte Zusammensetzung der Restmülltonne und der Biomülltonne von Handelsketten in Wien sowie im Einzugsgebiet der Stadt Wien ermittelt.

Bei den Untersuchungen wurden rund 1.300 kg Restmüll und rund 700 kg Biomüll aus insgesamt zehn Handelskettenmärkten analysiert.

Auffälligstes Ergebnis dieser Untersuchungen waren die hohen biogenen Anteile in der Restmülltonne. Der Anteil der Organik in den untersuchten Restmülltonnen belief sich in Summe auf etwa zwei Drittel der Gesamtmenge des Restmülls. Dieser setzte sich aus Speiseresten (Brot, überlagerte oder verdorbene Lebensmittel) und Küchenabfällen (Obst- und Gemüseschalen, verdorbenes Obst und Gemüse) sowie zu einem sehr geringen Anteil aus Gartenabfällen (nicht verkaufte, welke Blumensträuße) zusammen.

Die trockenen Wertstoffe (Papier und Karton, Glas, Kunststofffolien) hatten einen Anteil von annähernd 25%. Hier dominierte der verwertbare Altstoffanteil (Papier und Pappe sowie Kunststoffolie).

Der Anteil schadstoffhaltiger Abfälle (Problemstoffe) in der Restmülltonne war relativ gering. Von den 30 untersuchten Restmülltonnen enthielten vier Problemstoffe (fast leere Spraydosen, Lackreste, etc.). Der durchschnittliche Anteil schadstoffhaltiger Abfälle belief sich auf weniger als 0,2 Gew.-%.

Das in den Restmülltonnen von Supermärkten enthaltene Verwertungspotenzial, d.h. die Anteile an recycelbaren Altstoffen im Abfall, die in vorhandenen Sammelsystemen prinzipiell erfassbar wären, belief sich auf etwa 25 Gew.-%. D.h., rund die Hälfte der über die Restmüllbehälter entsorgten Abfälle könnten theoretisch einer sorgfältigen Trennung, die bereits in den Märkten erfolgt (Biomülltonne, Gelben Sack/Gelbe Tonne, Altpapier- und Altglastonnen) einer Verwertung zugeführt werden. Dabei ist jedoch zu hinterfragen, ob sich der zu betreibende Aufwand für eine ordentliche getrennte Sammlung in die betrieblichen Abläufe integrieren lässt und ob es sich monetär für den Betrieb rechnet. Für die im Restmüll enthaltenen Wertstoffe (Fehlwürfe) ist festzustellen, dass es sich um einen geringen Anteil handelt, wo eine genaue Kosten-Nutzen-Gegenüberstellung die Frage der getrennten Sammlung beantworten kann. In gewissen Märkten sind Tonnen zur getrennten Sammlung von Wertstoffen vorhanden, die offensichtlich nur bedingt genutzt wurden.

Das durch die Analyse des Restmülls offengelegte Verwertungspotenzial zeigt, dass noch ungenutzte Möglichkeiten zu einer Reduzierung der Restmüllmenge aus Sicht der getrennten Sammlung bestünde. Besonders die konsequentere Nutzung bereits vor Ort existierender separater Verwertungsmöglichkeiten sollte intensiviert werden. Hier stellt sich die Frage, welche betriebsinternen Abläufe die Ursache für diesen Missstand sind. Einerseits könnte es an mangelnder Motivation der Mitarbeiter liegen, Abfälle und Wertstoffe am Arbeitsplatz ordentlich zu trennen. Andererseits könnte das Problem darin bestehen, dass der erforderliche Zeitaufwand für eine getrennte Sammlung im Budget eines Supermarktes nicht mehr vertretbar ist. Ob diese Vermutungen zutreffen oder noch weitere Faktoren eine Rolle spielen, kann abschließend nicht festgestellt werden. Es zeigt sich hier auf jeden Fall ein Optimierungsbedarf entweder in Richtung Getrenntsammlensysteme, oder Verwertungsalternativen für die Restmülltonnen aus Supermärkten, abgekoppelt von den Restmülltonnen aus Haushalten, die eine deutlich andere stoffliche Zusammensetzung aufweisen.

REDWAVE XRF-Röntgenfluoreszenzverfahren für Wertstoffsortierung in der Abfallwirtschaft

M. Weiss & J. Felber

BT-Wolfgang Binder GmbH, Gleisdorf, Österreich

KURZFASSUNG: REDWAVE XRF ist ein sensorgestütztes Sortierverfahren mit dem physikalischen Prinzip der Röntgenfluoreszenz. Das zu sortierende Material wird über eine Vibrationsfördererinne auf ein Förderband gleichmäßig verteilt aufgegeben, gescannt und je nach Bedarf über Hochgeschwindigkeits-Druckluftdüsen mittels Druckluft ausgebracht. Da die Röntgenfluoreszenz elementspezifisch arbeitet, ist die Technologie nicht auf eine Materialklasse oder Applikation beschränkt. Es können so verschiedenste heterogene Materialströme sortiert werden. REDWAVE XRF findet u.a. Anwendung in der Glassortierung, Metallsortierung, Sortierung von Mineralien und Erzen, Kunststoffsortierung und Reststoffaufbereitung. Neben dem Einsatz zur Sortierung und Aufbereitung ist auch die Anwendung zur Qualitätskontrolle möglich. Je nach Aufgabenstellung und Bedarf werden Elemente erkannt und ausgewertet, um die Qualität des Materials sicherzustellen und zu dokumentieren.

1 EINLEITUNG

In den letzten Jahrzehnten hat sich in der Abfallwirtschaft ein starker Wandel vollzogen. Stand anfangs noch die Abfallbeseitigung im Vordergrund, so sind heutzutage die prägenden Begriffe Abfallvermeidung, Recycling und Abfallverwertung. Kann ein Abfall aus welchen Gründen auch immer nicht vermieden werden, so ist er wenn möglich stofflich zu verwerten.

Das Stoffstrommanagement zielt auf eine ökonomisch und ökologisch sinnvolle Beeinflussung der Stoffströme, versucht Emissionen zu minimieren, Primärressourcen und Energie zu schonen und wiederverwendbare Stoffe einer Verwertung zuführen. Durch diese Kreislaufwirtschaft und die Nutzung von sog. Sekundärrohstoffen ist es möglich Primärrohstoffe einzusparen und Abfall zu vermeiden. Trotz separater Erfassung vieler Abfallströme sind einzelne Abfallfraktionen oftmals stark verunreinigt, was eine Nachsortierung erforderlich macht. Seit einigen Jahren hat sich die sensorgestützte Sortiertechnik in der Abfallaufbereitung etabliert. Wurden anfangs nur homogene Abfallströme behandelt, so kann aufgrund einer immer besseren und ausgefeilteren Technik heutzutage auch eine Aufbereitung von heterogenen Abfallströmen erfolgen. Durch immer knapper werdende Primärressourcen, steigende Energie- und Rohstoffpreise, aber auch aufgrund immer strengerer gesetzlicher Auflagen, wie Deponierungsverbote oder Verwertungsquoten, werden sich in Zukunft noch mehr Möglichkeiten der Anwendung sensorgestützter Sortiertechnik ergeben.

BT-Wolfgang Binder GmbH ist u.a. Spezialist für verschiedenste sensorgestützte Sortiersysteme. Neben Farberkennungssystemen, welche nach dem Durchlicht- sowie Auflicht-Prinzip z.B. für die Sortierung von Glas, PET-Flakes oder Mineralien eingesetzt werden und der NIR-Technik, die beispielsweise bei der Aufbereitung von verschiedensten Kunststoffen, Mineralien oder Papier Anwendung findet wurde in Zusammenarbeit mit Innov-X Systems ein Erkennungssystem entwickelt, das auf Basis der Röntgenfluoreszenz arbeitet.

2 RÖNTGENFLUORESZENZ

Röntgenfluoreszenz ist die Emission von charakteristischen, sekundären Röntgenstrahlen aus einem Material, das durch Bestrahlung hochenergetischer Strahlung angeregt wird. Sie ist eine

der am häufigsten eingesetzten Methoden zur qualitativen und quantitativen Bestimmung der elementaren Zusammensetzung eines Materials und kann Elemente bis in den ppm-Bereich nachweisen.

Nach dem Bohrschen Atommodell besteht ein Atom aus einem kleinen, positiv geladenen Kern und negativ geladenen Elektronen, welche den Atomkern in stabilen, konzentrischen Bahnen, ähnlich jenen der Planeten um die Sonne, umkreisen (vgl. Abb. 1). Trifft hochenergetische elektromagnetische Strahlung auf Atome (1), werden aus den Rumpfschalen der Atome Elektronen entfernt (2), was zu einer Anregung (Ionisierung) der Atome führt. Die dabei entstehenden Lücken werden innerhalb von einigen Picosekunden durch Elektronenübergänge aus weiter außen liegenden Elektronenschalen aufgefüllt (3). Je nach Elektronenkonfiguration und somit Anzahl an Elektronen und Schalen (K, L, M N, etc.) können dies nur ein Elektronenübergang oder mehrere unterschiedliche Elektronenübergänge sein. In Abb. 1 ist dieser Vorgang durch den Übergang eines Elektrons von der L-Schale auf die K-Schale dargestellt. Bei diesem Elektronenübergang wandern Elektronen von einem höheren in einen niedrigeren Energiezustand. Die dabei frei werdende Energie, also die Differenz des höheren zum niedrigeren Energiezustand führt zur Emission von Photonen (4). Diese Photonenstrahlung wird sekundäre Röntgenstrahlung genannt. Sie ist elementspezifisch und hat je nach Element und Elektronensprung eine unterschiedliche Energie. Durch Messen der sekundären Röntgenstrahlung durch spezielle Detektoren und Unterscheidung der Energie kann die elementare Zusammensetzung des Objektes bestimmt werden.

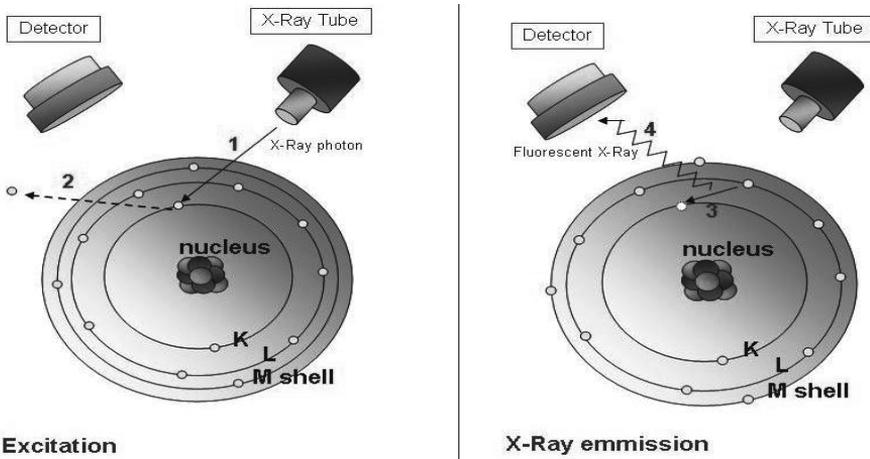


Abb. 1: Schema des RFA-Prinzips

3 REDWAVE XRF

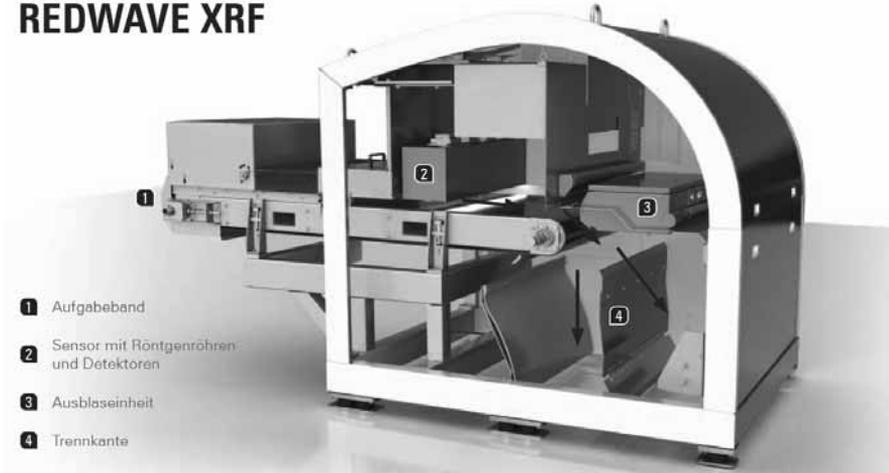
REDWAVE XRF ist eine Sortiertechnik, welche die elementare Zusammensetzung mit Röntgenfluoreszenz analysiert und Materialien, wie z.B. Glas, Keramik, Metalle, Mineralien, Erze und Kunststoffe, nach den spezifischen Elementen in den Objekten trennt.

3.1 Funktionsweise

Das Material wird über eine Vibrationsförderrinne aufgegeben und auf die gesamte Sortierbreite eines Förderbandes verteilt. Auf dem Förderband wird der Materialstrom gescannt. Kriterium der Materialerkennung ist das Vorhandensein von mindestens zwei Elektronenschalen und eine gewisse Energieintensität der sekundären Röntgenstrahlung, wodurch der Großteil der Elemente des Periodensystems erkannt werden kann. Daneben spielen auch die Spannung der Röntgenquelle, die Messzeit und der Abstand des Objektes zur Röntgenquelle sowie zum Detektor eine Rolle. Für die Erkennung können ein Element, mehrere Elemente oder ein Verhältnis von zwei

Elementen zueinander herangezogen werden. Ein Verhältnis von zwei Elementen wird beispielsweise bei der Sortierung von Messing oder Edelstahl (1.4571 – 1.4301) verwendet. Für die Abtrennung von Pb-Glas und Glaskeramik aus Altglas werden die Elemente Pb, Zr und Zn simultan herangezogen. Entspricht das Material den voreingestellten und identifizierten Sortierparametern, wird ein Signal an die Ausblaseinheit gesendet. Durch Hochgeschwindigkeits-Druckluftdüsen wird das erkannte Objekt mittels Druckluft ausgeblasen. Wie viele Luftdüsen pro erkanntem Objekt aktiviert werden und wie lange diese ausblasen, ist abhängig von der Größe des auszuschießenden Teiles (vgl. Abb. 2).

REDWAVE XRF



- 1 Aufgabeband
- 2 Sensor mit Röntgenröhren und Detektoren
- 3 Ausblaseinheit
- 4 Trennkante

Abb. 2: Funktionsweise REDWAVE XRF

3.2 Materialerkennung am Beispiel von Zirkonium

Zirkonium ist ein Metall, das u.a. als Zusatzstoff bei der Herstellung von Glaskeramik eingesetzt wird. Zirkonium hat für die Analytik im Wesentlichen zwei interessante Elektronenübergänge (vgl. Abb. 3), $K\alpha 1$ (Übergang von L auf K-Schale) und $K\beta 1$ (Übergang von M auf K-Schale). Für die Erkennung wird der Dipolübergang $K\alpha 1$ mit einem Energiewert von 15,78 keV verwendet. Werden nun beispielsweise Altglasscherben sortiert und wie oben beschrieben angeregt, so kann dies die Emission von Photonen mit diesem Energiewert zur Folge haben. Liegt die Intensität dieses Signals über einen einstellbaren Schwellwert, so handelt es sich um Glaskeramik, welches mit Druckluft ausgeschleust wird.

	1					15,78	17,67										18	
1	H	2															He	
2	Li	Be															Ne	
3	Na	Mg	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	Al	Si	P	S	Cl	Ar
4	K	Ca	Sc	Ti	V	Cr	Mn	Fe	Co	Ni	Cu	Zn	Ga	Ge	As	Se	Br	Kr
6	Rb	Sr	Y	Zr	Nb	Mo	Tc	Ru	Rh	Pd	Ag	Cd	In	Sn	Sb	Te	I	Xe
7	Cs	Ba	La	Hf	Ta	W	Re	Os	Ir	Pt	Au	Hg	Tl	Pb	Bi	Po	At	Rn
8	Fr	Ra	Ac	Rf	Db	Sg	Bh	Hs	Mt	Ds	Rg							

Abb. 3: Periodensystem mit Zirkonium

3.3 Einsatzbereiche zur Wertstoffsartierung

REDWAVE XRF ist ein sensorgestütztes Sortiersystem, mit dem sämtliche feste Materialien analysiert und sortiert werden können, welche mindestens ein spezifisches, charakteristisches Element beinhalten, das als Sortierkriterium herangezogen werden kann. Dadurch ist die Technologie der Röntgenfluoreszenz nicht auf eine Materialklasse oder Applikation beschränkt, sondern kann in den unterschiedlichsten Bereichen eingesetzt werden. Auch haben Feuchtigkeit sowie oberflächliche Verunreinigungen oder Verschmutzungen des Materials keinen nennenswerten negativen Einfluss auf die Sortierqualität. Nachfolgend aufgelistet sind Anwendungsgebiete der REDWAVE XRF:

- Glassortierung: Ausscheidung von bleihaltigem Glas und Glaskeramik, etc.
- Metallsortierung: Trennung von Legierungen (z.B. Messing), Edelstahl (1.4571 – 1.4301), Altmittel, etc.
- Sortierung von Erzen: Trennung von Erzen mit unterschiedlichen Gehalten an Gutstoffen, Abscheidung von Erzen mit unerwünschten Einschlüssen (z.B. Quecksilber), etc.
- Mineraliensortierung: Ausscheidung von störstoffhaltigen Mineralien zur Erhöhung der Reinheit und Lagerstättenausbeute.
- Kunststoffsortierung: Farbunabhängige Ausscheidung von PVC (auch dunkle Objekte).
- Elektronikschrott: Ausscheidung von bromiertem Elektronikschrott.
- Qualitätskontrolle.

3.4 Qualitätskontrolle

Neben dem Einsatz zur Sortierung und Aufbereitung von verschiedensten heterogenen Materialien ist auch ein Einsatz der REDWAVE XRF zur Qualitätskontrolle möglich. In sämtlichen oben genannten Bereichen, sowie überall wo charakteristische, detektierbare Elemente in Objekten vorhanden sind, kann eine Online-Qualitätssicherung durchgeführt werden. Je nach Aufgabenstellung und Bedarf kann ein ganzer Materialstrom oder ein Teil über Bypass überprüft werden. Charakteristische Elemente werden erkannt und ausgewertet, um die Qualität des Materials sicherzustellen und zu dokumentieren.

4 GLASSORTIERUNG

4.1 Glasrecycling

Glas wird schon seit Jahrhunderten vom Menschen produziert und genutzt. Es zählt zu den ältesten Werkstoffen der Menschheit. Heutzutage ist es ein Massenprodukt unserer Zeit und wird primär aus dem Rohstoff Quarzsand (Siliziumoxid) hergestellt. Seit den 70er Jahren des vorigen Jahrhunderts wird in Österreich und auch vielen anderen Ländern Altglas gesammelt und der Läuterung in der Glashütte zugeführt. So kann zum einen der Primärrohstoff Quarzsand eingespart werden, zum anderen wird der für die Herstellung hohe Energiebedarf minimiert. Je nach Glasart und Verfügbarkeit werden heutzutage bis 60% (Weißglas) bzw. 90% (Grünglas) Altglasscherben dem Glasherstellungsprozess beigemischt. Glasrecycling gilt als Paradebeispiel der modernen Kreislaufwirtschaft.

Durch Fehlwürfe bei der Altglassammlung ist eine Aufbereitung vor dem Recyclingprozess unumgänglich. Neben Magnetabscheidung, Zerkleinerung und Siebung ist es notwendig die Sortenreinheit der einzelnen Glasfarben mit Hilfe von optischer Sortierung zu gewährleisten. Fehlwürfe sind zum einen farblich falsch entsorgte Gläser (z.B. Buntglas im Weißglas), diverse Metalle und Organik sowie die sog. KSP-Verunreinigung, welche sich aus Keramik, Stein und Porzellan zusammensetzt. Zum anderen sind Fehlwürfe auch verschiedenste Gläser, die nicht in den Altglas-Sammelbehälter gehören. Dies sind z.B. spezielle Laborgläser, Glaskeramik (hitzebeständiges Glas, Glas von Backofentüren, Mikrowellenherden, Glas in den Deckeln von Kochgeschirr, etc.), aber auch Glasarten mit Zusatzstoffen, wie etwa Bleiglas (bleioxidhaltiges Glas, Vergas).

4.2 Probleme im Glasrecycling

Die Abscheidung von farblichen Fehlwürfen und KSP ist eine schon seit Jahren ausgereifte Technik und erfolgt mit Hilfe der IR-Transmission-Technik und RGB-Kamerasystemen. Ein immer stärker werdendes Problem des Glasrecyclings sind Fehlwürfe von Glaskeramik und bleihaltiges Glas. Beides kann durch die vorhin erwähnten Techniken nicht abgetrennt werden. Glaskeramik führt zu Einschlüssen bei der Glasherstellung und somit zum Ausschluss der erzeugten Produkte. Blei ist ein giftiges und umweltgefährliches Element und ist unter Beachtung des Vorsorgeprinzips aus Stoffen, die direkten Kontakt mit Menschen und Nahrungsmitteln haben, fernzuhalten. Seit einiger Zeit wurde durch die europäische Gesetzgebung ein Grenzwert von 200 ppm für Pb-Gehalt in Altglasscherben, welche durch den Glaskreislauf als Sekundärrohstoff in der Glashütte verwendet werden, erlassen. Mit Hilfe der Röntgenfluoreszenz, wie sie in der REDWAVE XRF angewandt wird, ist es möglich bleihaltiges Glas sowie Glaskeramik wirkungsvoll aus dem Glaskreislauf auszuschneiden.

4.3 Glasrecycling mittels REDWAVE XRF

Tab. 1 zeigt die chemische Zusammensetzung (m%) diverser Glasscherben (vgl. Abb. 4) bestimmt mittels einem mobilen Röntgenfluoreszenzanalysegerät (Innov-X Handheld Alpha). „Light Elements“ sind jene Elemente, die nicht durch Röntgenfluoreszenz erfasst werden können. Normale Glasscherben weisen neben Eisen, Strontium und Zirkonium eine Verunreinigung durch Blei. Bleikristallglas hat einen Bleianteil von über 22%. Glaskeramik (Heat Resistant Glass) hat einen typischen Gehalt an Titan, Zink und Zirkonium.

Tab. 1: Chemische Zusammensetzung verschiedener Glasscherben

#	Element	"Normal Glass"			Leaded Glass				Heat Resistant Glass					Ceramics			TV	Opal	
		Flint	Green	Amber	1	2	3	4	1	2	3	4	5	1	2	3	5	A	
22	Titanium	Ti							0,56	0,44	0,34	3,49	3,81						
24	Chromium	Cr	0,101	0,068															
25	Manganese	Mn		-											1,48				
26	Ferrum	Fe	0,206	0,462	0,42										0,2	3,34	0,25		0,19
27	Cobalt	Co															0,09		
29	Copper	Cu													0,09				
30	Zinc	Zn				2,94				1,78	5,28	4,58	3,96		8,02	1,39		1,63	
33	Arsenic	As						1,61	0,55	0,91	0,73								
38	Strontium	Sr	0,044	0,039	0,126	0,04	0,31					0,08		0,04	0,04	0,06	8,27	0,59	
40	Zirconium	Zr	0,162	0,164	0,168		0,33		2,99	2,39	2,69	2,29	1,84	0,62	0,17	6,33	0,62	0,29	
50	Tin	Sn												0,83	0,21				
51	Antimony	Sb									1,92								
56	Barium	Ba								0,26								0,94	
82	Lead	Pb	0,009	0,027	0,024	31,5	30,3	25,5	22,6			0,01	0,19		22,9	0,02	8,77	1,16	
			0,421	0,793	0,806	31,5	33,2	26,1	24,2	4,1	5,52	9,31	12,5	9,67	24,6	13,2	17,1	11	2,7
	Light Elements		99,58	99,21	99,19	68,5	66,8	73,9	75,8	95,9	94,5	90,7	87,5	90,3	75,4	86,8	82,9	89	97,3

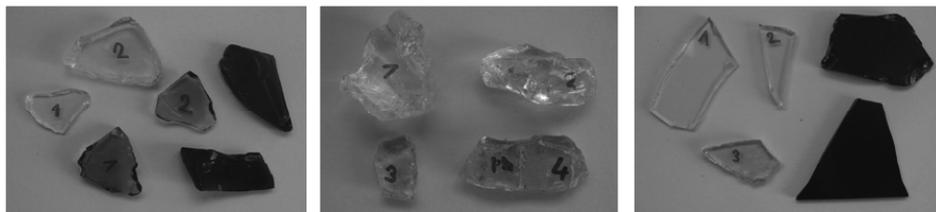


Abb. 4: Materialproben; normale Glasscherbe (links), bleihaltiges Glas (mitte), Glaskeramik (rechts)

Für die Erkennung und somit zur Ausbringung von Glaskeramik und bleihaltigem Glas werden die Elemente Blei, Zink und Zirkonium verwendet. Das Mess-System wird dabei mit einem

Referenzmaterial (reine Elementplättchen) kalibriert. Die Sortierentscheidung, also die Frage ob ein Objekt ausgebracht wird oder nicht, baut dabei auf den Zählraten der Kalibration und dem eingestellten Schwellwert auf. Die Ausbringung erfolgt, wie oben beschrieben, mittels Hochgeschwindigkeits-Druckluftdüsen. Abb. 5 zeigt ein typisches Spektrum mit den charakteristischen Peaks für Zink, Zirkonium und Blei. Der Hintergrund setzt sich aus dem Material zusammen, welches sich direkt unterhalb der Sensoreinheit befindet. Es wird in Abstimmung zur Sortieraufgabenstellung ausgewählt.

Mit dieser Technik lassen sich ab einer Korngröße von 8 mm Glaskeramik und bleihaltiges Glas ausbringen. Beträgt die Korngröße > 16 mm liegt der Ausscheidungsgrad > 98% bei einer Leistung von 16 Tonnen/Stunden. Die Übersortierung liegt bei < 1%.

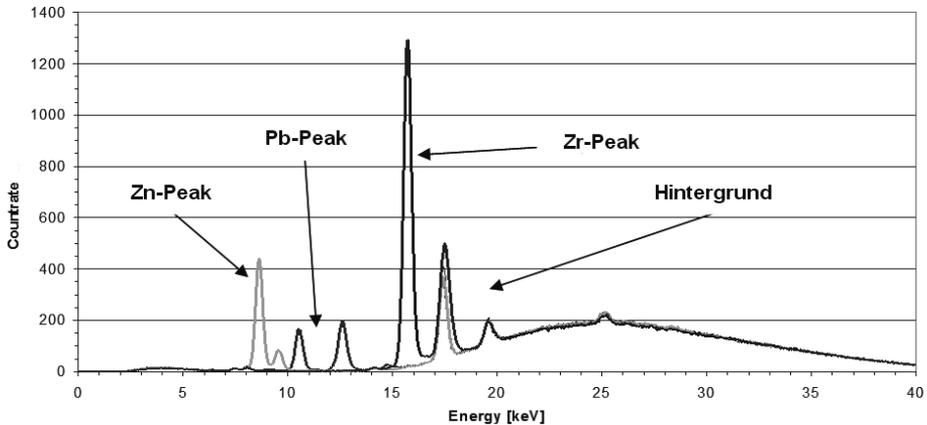


Abb. 5: Spektren in der Glassortierung

5 SCHLUSSFOLGERUNG, ZUSAMMENFASSUNG

Durch den Wandel der Abfallwirtschaft weg von der Beseitigung in Richtung Vermeidung und Verwertung sowie Kreislaufwirtschaft, steigt die Nachfrage an immer höher entwickelten und ausgereifteren Techniken zur Sortierung und Aufbereitung ständig. Trotz separater Erfassung verschiedener Abfallströme sind einzelne Abfallströme oftmals stark verunreinigt und müssen, bevor sie als Sekundärrohstoff verwendet werden können, nachsortiert werden. Die sensorgestützte Sortiertechnik hat sich schon in vielen Bereichen bewährt und etabliert. Ein neues Verfahren der sensorgestützten Sortierung ist das, in Kooperation von BT-Wolfgang Binder GmbH und Innov-X Systems entwickelte, Röntgenfluoreszenzverfahren REDWAVE XRF. Mit diesem System können verschiedenste Abfälle und Stoffe wie Glas, Metall, Erze, Mineralien, Kunststoffe, Reststoffe, etc. sortiert und aufbereitet werden. Auch im Bereich der Qualitätskontrolle ist ein Einsatz möglich.

LITERATUR

Weiss M. (2010) *Resource recycling with X-ray fluorescence in waste management*. Leoben, Österreich: Institut für Verfahrenstechnik, Montanuniversität Leoben.

Das österreichische Abfallvermeidungsprogramm 2011

H. Reisinger & H.-J. Krammer
 Umweltbundesamt, Klagenfurt, Österreich

KURZFASSUNG: Die neue Abfallrahmenrichtlinie (RL 2008/98/EG) fordert im Artikel 29 von den EU-Mitgliedsstaaten die Erstellung von Abfallvermeidungsprogrammen bis spätestens 12.12.2013. Das Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft hat beschlossen, das österreichische Abfallvermeidungsprogramm im Rahmen des Bundes-Abfallwirtschaftsplans bereits bis Mitte 2011 zu erstellen. Dieser Beitrag stellt die Grundlagen vor auf denen das Abfallvermeidungsprogramm aufgebaut wurde und die wichtigsten Inhalte des Programms. Ausgehend von einer Vision des österreichischen Abfallwirtschaftssystems 2020 wurden die Ziele definiert und folgende Handlungsfelder ausgewählt: Vermeidung von Baurestmassen, Produktbezogene Stoffflussanalyse – Substitution von schadstoffhaltigen Produkten und kritischen Metallen, Minimierung von Schadstoffen, Abfallvermeidung in Betrieben, Abfallvermeidung in Haushalten, Vermeidung von Lebensmittelabfällen und Re-Use. Für jedes Handlungsfeld wurden mindestens 4 Maßnahmen definiert, die helfen sollen das Abfallvermeidungspotenzial zu nutzen. Da das Abfallvermeidungsprogramm einem Öffentlichkeitsbeteiligungs- und Stellungnahmeprozess unterliegt, können noch inhaltliche Änderungen ergeben.

1 EINLEITUNG

Der nächste Bundes-Abfallwirtschaftsplan wird Mitte 2011 veröffentlicht. Teil dieses Plans ist das österreichische Abfallvermeidungsprogramm 2011. Dieses basiert auf 3 Grundlagen:

- Den Vorgaben der Abfallrahmenrichtlinie (RL 2008/98/EG) und diversen Aktionsplänen der Europäischen Kommission,
- Den Erfahrungen mit der Entwicklung und Umsetzung der Abfallvermeidungs- und -verwertungsstrategie des Bundes-Abfallwirtschaftsplans 2006 und
- Aktuellen Entwicklungen in der Material- und Abfallwirtschaft, auf welche das Abfallvermeidungsprogramm reagieren soll.

Die Abfallrahmenrichtlinie (RL2008/98/EG) legt im Artikel 29 als Zweck der Abfallvermeidungsprogramme fest, dass das Wirtschaftswachstum von den mit der Abfallerzeugung verbundenen Umweltauswirkungen zu entkoppeln ist.

Konkret soll das Abfallvermeidungsprogramm beinhalten:

- Abfallvermeidungsziele,
- Eine Beschreibung der bestehenden Vermeidungsmaßnahmen,
- Eine Bewertung der Zweckmäßigkeit der in Anhang IV der Abfallrahmenrichtlinie angegebenen Beispielsmaßnahmen (Maßnahmen, die sich auf die Rahmenbedingungen im Zusammenhang mit der Abfallerzeugung auswirken können, Maßnahmen, die sich auf die Konzeptions-, Produktions- und Vertriebsphase auswirken können, sowie Maßnahmen, die sich auf die Verbrauchs- und Nutzungsphase auswirken können) oder
- anderer geeigneter Maßnahmen.
- Die verabschiedeten Vermeidungsmaßnahmen,
- Qualitative oder quantitative Maßstäbe/Ziele/Indikatoren zur Überwachung und Bewertung der erzielten Fortschritte der verabschiedeten Abfallvermeidungsmaßnahmen.

Die Abfallrahmenrichtlinie (RL2008/98/EG) gibt durch die neue Abfallhierarchie auch der Wiederverwendung ein besonderes Gewicht.

Von Bedeutung für neue Abfallvermeidungsinitiationen sind auch:

- Der Aktionsplan für Nachhaltigkeit in Produktion und Verbrauch und für eine nachhaltige Industriepolitik (SCP-Aktionsplan) als Maßnahmenpaket mit welchen
 - besseren Produkten,
 - effizienterer Konsum (smarter consumption),
 - schlankere Produktion (leaner production) und
 - zum Durchbruch verholfen und auch auf globaler Ebene Aktionen gesetzt werden sollen.
- Die europäische Rohstoffinitiative mit den Zielen:
 - die Bewahrung eines diskriminierungsfreien Zugangs zu Rohstoffen auf dem Weltmarkt,
 - die dauerhafte Versorgung mit Rohstoffen aus europäischen Quellen und
 - die Senkung des Primärrohstoffverbrauchs in der EU.

Im Rahmen der Abfallvermeidungs- und -verwertungsstrategie 2006 wurden bereits viele Maßnahmen aus den Bereichen Abfallvermeidung im Bauwesen, Input-/Outputoptimierung für die Abfallverbrennung, produktbezogene Stoffflussanalyse und Dienstleistung statt Produkt umgesetzt. Rund die Hälfte der Maßnahmen sollten aber über das Jahr 2011 hinaus weiterfortgesetzt werden.

Zwei Probleme sind erst in den letzten Jahren in vollem Umfang bewusst geworden

- Dem zunehmenden Bedarf der österreichischen Wirtschaft an Metallen, der damit ausgelöststen starken Zunahme an Metallimporte und indirekten Flüssen (siehe Abb. 1), bei gleichzeitig weltweit zunehmender Konkurrenz um die Metallressourcen und zunehmender Preisvolatilität.
- Die große Masse an Lebensmitteln die ungenutzt zu Abfall werden. In diesem Zusammenhang wird vermutet, dass in den österreichischen Haushalten auch andere Bedürfnisfelder durch ineffizienten Konsum gedeckt werden.

Das Abfallvermeidungsprogramm 2011 soll diesen, und den bereits 2006 bekannten Problemen entgegenwirken.

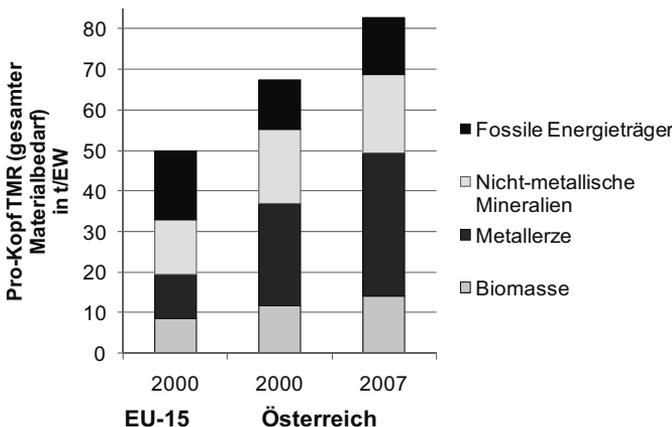


Abb. 1: Total Material Requirement (Materialinput inklusiver der indirekten Flüsse) je Einwohner – Vergleich des Durchschnitts der EU-15 Länder im Jahr 2000 mit Österreich in den Jahren 2000 und 2007 (berechnet aus (Petrovic 2009) und (Bringezu & Bleischwitz 2009))

2 VON DER VISION ZU DEN HANDLUNGSFELDERN

Für die Erstellung des Abfallvermeidungsprogramms wurde zunächst eine Vision entwickelt, wie im Jahr 2020 die österreichische Abfallwirtschaft bzw. das vorgelagerte System der Materialströme funktionieren soll. Darauf aufbauend wurden die Ziele definiert, die Schwerpunkte durch Festlegung der Handlungsfelder gesetzt und die Maßnahmen für das jeweilige Handlungsfeld ausgewählt (siehe Abb. 2).

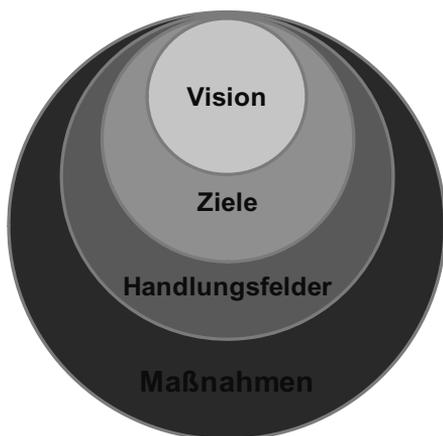


Abb. 2: Schema zur Herleitung der Maßnahmen des Abfallvermeidungsprogramms

Die Grundlagen für diese Vorgangsweise wurden zum Teil bereits im Konsensfindungsprozess zur Erstellung der Abfallvermeidungs- und -verwertungsstrategie 2006 erarbeitet (Mayer & Reisinger 2005). Die fachlichen Grundlagen entstammen Arbeiten der Universität für Bodenkultur (Schneider & Lebersorger, in Vorbereitung), des Netzwerks REPANET (Neitsch, in Vorbereitung) und des Umweltbundesamtes (Reisinger & Krammer, in Vorbereitung). Wertvolle Beiträge entstammen Arbeitsgruppen des ÖWAV, internen Arbeitsgruppen des BMLFUW und dem Länderarbeitskreis Bundes-Abfallwirtschaftsplan.

Die Vision des Abfallvermeidungsprogramms 2011 für das Jahr 2020 lautet in gekürzter Form:

- Die Ziele des Abfallwirtschaftsgesetzes werden durch die österreichische Abfallwirtschaft mit hoher Effektivität und Effizienz erreicht.
- Ein wesentlicher Schritt von der Wegwerfgesellschaft zu einer nachhaltigen Gesellschaft ist gelungen.
- Das Wissen über die Stoffströme und Abfallströme hat sich deutlich verbessert.
- Die Kostenwahrheit, eine weitgehende Verantwortung von Produzenten und In-Verkehr-Setzern von Produkten und damit eine effiziente Nutzung der Ressourcen haben sich durchgesetzt.
- Der Schadstoffgehalt in wichtigen Produkten wurde deutlich reduziert, ebenso wie die Dissipation von Schadstoffen entlang des gesamten Lebenszyklus.

Daraus ergeben die Ziele für das Abfallvermeidungsprogramm:

- Entkopplung des Wirtschaftswachstums von den Lebenszyklusumweltauswirkungen der österreichischen Abfälle (inklusive aller Vorketten),
- Emissionsminderung,
- Minimierung der Dissipation von Schadstoffen,
- Schadstoffreduktion,
- Ressourcenschonung (mit dem Schwerpunkt Schonung von Rohstoffen und Energieträgern)

und die Handlungsfelder:

- Vermeidung von Baurestmassen,
- Produktbezogene Stoffflussanalyse – Substitution von schadstoffhaltigen Produkten und kritischen Metallen,
- Minimierung von Schadstoffen,
- Abfallvermeidung in Betrieben,
- Abfallvermeidung in Haushalten,
- Vermeidung von Lebensmittelabfällen und
- Re-Use.

3 DIE MASSNAHMEN DES ABFALLVERMEIDUNGSPROGRAMMS 2011

Tab. 1 zeigt das Abfallvermeidungsprogramm 2011 gegliedert nach Maßnahmenpaketen.

Tab. 1: Die Maßnahmen des Abfallvermeidungsprogramm 2011

Maßnahmenpaket	Maßnahme
<u>Handlungsfeld: Vermeidung von Baurestmassen</u>	
Gebäudepass	Grundlagen für die Standardisierung von Gebäudepässen Festlegung von Standards für Gebäudepässe als Materialinformationssystem Aufnahme von Gebäudepassdaten in das zentrale Gebäude- und Wohnungsregister
Abfallarmes Bauen und Nutzungsverlängerung von Gebäuden	Pilotprojekte innovative abfallarmen Technologien und Techniken Lehrbehelfe/Lernbehelfe des „Abfallarmen Bauens“ zur Ausbildung von Fachkräften Einbeziehung der Lehrinhalte „Abfallarmes Bauen“ in die schulische und berufliche Ausbildung von Fachkräften Nutzung der Standards des „Abfallarmen Bauens“ in der öffentlichen Beschaffung
Selektiver Rückbau/Urban Mining/Re-Use	Pilotprojekte zum selektiven Rückbau, Urban Mining ,Wiedernutzung Verpflichtung zur Anwendung von ÖNORM B 2251 und ONR 192139 Verpflichtung zu Erstellung von Baustellen-Abfallwirtschaftskonzeptes, Rückbaukonzeptes, Schadstofferkundung vor dem Rückbau und Sortierinseln auf Baustellen
<u>Handlungsfeld: Produktbezogene Stoffflussanalyse – Substitution von schadstoffhaltigen Produkten und kritischen Metallen</u>	
	Erarbeitung eines Konzeptes zur (regelmäßigen) Überprüfung der Zusammensetzung von Abfallströmen plus Durchführung entsprechender Analysen Studie kritische Metalle und ihre Substitutionsmöglichkeiten Studien zu Substitutionsmöglichkeiten für Produkte mit hohem Schwermetallgehalt Entsprechende Kampagne zur Information der Öffentlichkeit
<u>Handlungsfeld: Minimierung von Schadstoffen</u>	
	Verbot von Nickel-Cadmium in Schnurlos-Werkzeugen (weiteres Lobbying) Studie: Konsequenzen moderner Batterien für die österreichische Abfallwirtschaft. Verbot von Bleischrottmunition in der Jagd und beim Sportschießen Pilotprojekte für Pflanzenschutzleasing
<u>Handlungsfeld: Abfallvermeidung in Betrieben</u>	
Direkte Maßnahmen für Betriebe	Internetbasierte Best Practice Factsheets über abfallvermeidende Techniken/Technologien + Informationskampagne Initiierung von Cleaner Production Programmen Weiterbildung von betrieblichen Abfallbeauftragten Ausweitung der betrieblichen Förderung zur Abfallvermeidung auf die Vermeidung nicht gefährlicher Abfälle Unterstützung von Umweltmanagementsystemen wie EMAS

Abfallvermeidung in Abfallwirtschaftskonzepten gemäß § 353 GewO und § 10 AWG.	Evaluierung des Instruments Abfallwirtschaftskonzept für Abfallvermeidung Weiterbildungsmaßnahmen für die zuständigen Behörden hinsichtlich der Einbeziehung der Abfallvermeidungsanforderungen in Abfallwirtschaftskonzepte Weiterbildung von Planern hinsichtlich der Erstellung von Abfallwirtschaftskonzepten und der verstärkten Berücksichtigung von Abfallvermeidung und Wiederverwendung
---	---

Handlungsfeld: Abfallvermeidung in Haushalten

Vermeidung von Lebensmittelabfällen bei Lebensmittelproduktion, Industrie, Handel und Gewerbe Lebensmittel für Soziale Einrichtungen Vermeidung von Lebensmittelabfällen in Großküchen und Gastronomie Vermeidung von Lebensmittelabfällen in Haushalten Gesellschaft und öffentliche Verwaltung für die Vermeidung von Lebensmittelabfällen Verbesserung der Planungsgrundlagen für die Vermeidung von Lebensmitteln	Internetbasierte Best Practice Factsheets Informationskampagne über Möglichkeiten der Abfallvermeidung Unterstützung von Abfallberatern der Gemeinden und Abfallwirtschaftsverbände Stärkung der Abfallvermeidung in den „nachhaltigen Wochen“ Schulungsprogrammen für Mitarbeiter Sammlung/Verbreitung von best-practice Beispielen Entwicklung von Anreizsystemen Klärung der rechtlichen Lage bezüglich Weitergabe von Lebensmitteln Leitfaden für die Weitergabe von Lebensmitteln an soziale Einrichtungen Regelmäßige Schulung der Mitarbeiter von sozialen Einrichtungen Qualitätsstandards für soziale Organisationen, die Lebensmittel weitergeben Schulungsprogrammen für Mitarbeiter Sammlung/Verbreitung von best-practice Beispielen Entwicklung von Anreizsystemen Kampagne zur Bewusstmachung der Thematik Lebensmittelabfälle und Aufzeigen konkreter Verhaltenshinweise Pilotprojekte/Studien zur Lebensmittelabfallvermeidung in Haushalten Integration der Thematik Vermeidung von Lebensmittelabfällen in Aus- und Weiterbildung von LehrerInnen, KindergärtnerInnen, entsprechender Lehrunterlagen Thema „Vermeidung von Lebensmittelabfällen“ in Leitfäden von Kantinen oder Krankenhäusern)/„Vermeidung von Lebensmittelabfällen“ in der öffentlichen Beschaffung Abstimmung von Materialstrom-Definitionen zur klareren statistischen Zuordnung Anpassung von Meldeverpflichtungen Erweiterung/Harmonisierung von Erhebungen zu Lebensmittelabfällen Forschungsförderung zur Erhebung von Lebensmittelaufkommens und -entsorgung standardmäßige Erfassung von Lebensmittelabfällen bei Abfallsortieranalysen
--	--

Handlungsfeld: Vermeidung von Lebensmittelabfällen

Förderung der Wiederverwendung außerhalb des Abfallregimes Maßnahmen zur flächendeckenden Verankerung und wirtschaftlichen Konsolidierung des Re-Use-Sektors	Öffentlichkeitsarbeit für Wiederverwendung: Nationale Kampagne Innovative Projektideen diverser Organisationen fördern Förderung von Produkt-Dienstleistungen u.a. durch Studien Wiederverwendungs-freundliche Beschaffungsrichtlinien Eigenverwertung wiederverwendbarer Gegenstände der öffentlichen Hand: Vernetzung zwischen kommunaler Abfallwirtschaft und Sozialeinrichtungen Überbetriebliche Vernetzung von Re-Use-Betrieben Musterkonzept und Entwicklung technischer Lösungen für Re-Use-Logistik Fachlichen Arbeitsgruppen für Erarbeitung gemeinsamer Lösungen der Re-Use-Branche für: Sammlung, Logistik; etc. Koordinierungsgruppe für Förderstrategie Modulares Musterkonzept für regionale Re-Use-Netzwerke Hilfestellungen für Re-Use-Betriebe (permanente Beratungsstelle, etc.) Mustervertragsklauseln für alle wichtigen Schnittstellensituationen Ausarbeitung eines modularen Schulungsprogrammes für diverse Zielgruppen Versicherungsservicepaket,„Haftungsrisiko für Re-Use-Betriebe“
---	---

Handlungsfeld: Re-Use

Förderung der Wiederverwendung außerhalb des Abfallregimes Maßnahmen zur flächendeckenden Verankerung und wirtschaftlichen Konsolidierung des Re-Use-Sektors	Öffentlichkeitsarbeit für Wiederverwendung: Nationale Kampagne Innovative Projektideen diverser Organisationen fördern Förderung von Produkt-Dienstleistungen u.a. durch Studien Wiederverwendungs-freundliche Beschaffungsrichtlinien Eigenverwertung wiederverwendbarer Gegenstände der öffentlichen Hand: Vernetzung zwischen kommunaler Abfallwirtschaft und Sozialeinrichtungen Überbetriebliche Vernetzung von Re-Use-Betrieben Musterkonzept und Entwicklung technischer Lösungen für Re-Use-Logistik Fachlichen Arbeitsgruppen für Erarbeitung gemeinsamer Lösungen der Re-Use-Branche für: Sammlung, Logistik; etc. Koordinierungsgruppe für Förderstrategie Modulares Musterkonzept für regionale Re-Use-Netzwerke Hilfestellungen für Re-Use-Betriebe (permanente Beratungsstelle, etc.) Mustervertragsklauseln für alle wichtigen Schnittstellensituationen Ausarbeitung eines modularen Schulungsprogrammes für diverse Zielgruppen Versicherungsservicepaket,„Haftungsrisiko für Re-Use-Betriebe“
---	---

Maßnahmen zur besseren Marktdurchdringung von Re-Use-Produkten	Überbetriebliches Online-Verkaufsportal für Re-Use-Produkte Bundesweite Kampagne Re-Use und Schaffung einer Re-Use-Dachmarke Offensive zur Gewinnung von Re-Use-Betrieben „Think-Tank“: Produkt-Dienstleistungen und innovative Re-Use-Geschäftsmodelle Design-Manual für Re-Use-Shops
Qualitätssicherung von Re-Use-Produkten und -Dienstleistungen	Finanzielle Förderung von Entwicklungsprojekten zum Thema Re-Use Einheitliche Qualitätsstandards für Re-Use-Betriebe, -produkte, etc. Anpassung der Sammelstrukturen an Erfordernisse für wiederverwendbare Abfälle

4 SCHLUSSFOLGERUNG, ZUSAMMENFASSUNG

Während von den Maßnahmen des Abfallvermeidungsprogrammes 2011 keine spektakulären Änderungen des Abfallaufkommens zu erwarten sind, sollten sie dennoch das Potenzial haben die Entwicklung des Systems Österreich in Richtung Ressourcenschonung und Verringerung der Umweltauswirkungen nachhaltig zu unterstützen.

LITERATUR

- Bringezu, S. & Bleischwitz, R. (2009) *Sustainable Resource Management – Global Trends, Visions and Policies*. Greenleaf Publishing, Sheffield, UK.
- Mayer, S. & Reisinger, H. (2005) *Konsensfindungsprozess zur Entwicklung einer Abfallvermeidungs- und -verwertungsstrategie für den Bundes-Abfallwirtschaftsplan 2006*. Umweltbundesamt Reports REP-0008, Wien.
- Neitsch, M. (in Vorbereitung) *Von der Abfallvermeidungs- und -verwertungsstrategie 2006 Zum Abfallvermeidungsprogramm 2011 – Materialien zum Bundes-Abfallwirtschaftsplan 2011 – Teil 5 – Annex H: Umsetzungskonzept zur Implementierung des Gebotes der Wiederverwendung gemäß ARL2008 in Österreich*. REPANET, BMLFUW, Wien.
- Petrovic, B. (2009) *Materialflussrechnung, Inputreihe 1960 – 2007*. Statistik Austria, Wien.
- Reisinger, H. & Krammer, H.-J. (in Vorbereitung) *Von der Abfallvermeidungs- und -verwertungsstrategie 2006 Zum Abfallvermeidungsprogramm 2011 – Materialien zum Bundes-Abfallwirtschaftsplan 2011 – Teil 2 – Entwicklung des Abfallvermeidungsprogramms 2011*. Umweltbundesamt, BMLFUW, Klagenfurt, Wien.
- Schneider, F. & Lebersorger, S. (in Vorbereitung) *Von der Abfallvermeidungs- und -verwertungsstrategie 2006 Zum Abfallvermeidungsprogramm 2011 – Materialien zum Bundes-Abfallwirtschaftsplan 2011 – Teil 4 – Annex G: Unterlage „Lebensmittel im Abfall“ für das Abfallvermeidungsprogramm 2011*. ABF-BOKU, BMLFUW, Wien.

Re-Use in Österreich: Lösungsansätze zur Vorbereitung für die Wiederverwendung

M. Meissner & C. Pladerer

Österreichisches Ökologie-Institut, Wien, Österreich

KURZFASSUNG: Aktivitäten im Bereich Re-Use sind mit der neuen EU-Abfallrahmenrichtlinie verstärkt in die Wahrnehmung der abfallwirtschaftlichen Stakeholder gelangt. Dem transnationalen Ansatz muss eine Umsetzung auf regionaler Ebene mit den schon bisher tätigen Einrichtungen folgen. Sozialökonomische Einrichtungen, die im Feld Reparatur und/oder Schadstoffentfrachtung tätig sind, stellen nachhaltige Ansätze zu den Zielen der Richtlinie dar.

Regional gesteuerte Prozesse wie in Oberösterreich und der Steiermark führen zur Weiterentwicklung der bereits vorhandenen Angebote. Unter Einbeziehung der schon aktiven Betreiber gilt es, die geschätzten Re-Use Potentiale im Umfang von 3.000 Mg/Jahr (OÖ) bzw. 3.400 Mg/Jahr (STMK) in den nächsten Jahren auszuschöpfen. Im Wesentlichen werden die erforderlichen Leistungen bereits erbracht. Ziel der Prozesse ist es daher, die Kompetenzen zu sammeln und in Netzwerken anderen Partnern zur Verfügung zu stellen, um insgesamt das Leistungsangebot zu erweitern.

1 EINLEITUNG

Die EU-Abfallrahmenrichtlinie (RL2008/98/EG) hat mit der Definition der fünfstufigen Abfallhierarchie in Artikel 4 den Anstrengungen zur Abfallvermeidung durch die „Vorbereitung zur Wiederverwendung“ einen prioritären Platz eingeräumt. In Artikel 11 werden die Mitgliedstaaten aufgefordert, Maßnahmen zu ergreifen, die zur Förderung der Wiederverwendung von Produkten und der Vorbereitung zur Wiederverwendung führen. Dazu zählen dementsprechend insbesondere die Förderung der Errichtung und Unterstützung von Wiederverwendungs- und Reparaturnetzwerken. In Anhang IV wird unter Punkt 16. nochmals der Konnex zwischen Abfallvermeidung durch Förderung der Wiederverwendung und/oder Reparatur von entsorgten Produkten in Netzwerken deutlich gemacht.

Die konkrete Ausgestaltung dieser Stufe der Abfallhierarchie ist so unterschiedlich wie die Vielzahl an Produktgruppen, die dabei in Betracht kommen. Die Regelungen der Elektroaltgeräte-Richtlinie (RL2002/96/EC) begünstigten, dass die Elektroaltgeräte als eine wesentlich Produktgruppe für Re-Use Netzwerke angesehen werden. Eine vom Lebensministerium eingerichtete Re-Use Plattform erarbeitete im Rahmen eines einjährigen Prozesses Mindeststandards für die Qualitätssicherung in der gesamten Prozesskette – angefangen bei der Sammlung/Bereitstellung über die Prüfung/Instandsetzung bis hin zur Vermarktung von Elektrogeräten. Den Kern eines dabei erstellten Leitfadens bildete die Zusammenstellung technischer, wirtschaftlicher und rechtlicher Rahmenbedingungen für diesen Bereich (Spitzbart 2009).

Grenzüberschreitende Sammelaktivitäten im Rahmen sog. „Sammelbrigaden“ entziehen dem österreichischen Markt theoretisch Re-Use fähiger Ware und erschweren damit die Erfüllung der rechtlichen Vorgaben. Darüber hinaus ist die Einhaltung der Vorgaben bei einer transnationalen Abfallverbringung in Frage gestellt (Meissner 2004), (TransWaste 2010).

2 SOZIALE INTEGRATIONSUNTERNEHMEN

Soziale Integrationsunternehmen sind gemeinnützige Unternehmen (gemeinnützige GmbH oder Vereine), die als Unternehmensziel die Heranführung bzw. die Integration von arbeitsmarktfremden Personen in den ersten Arbeitsmarkt haben. Kunden sind jene Personen, die einen Nutzen aus dem Kauf gebrauchter Produkte ziehen. Zielgruppen sind jene Personen, die durch arbeitsmarktpolitische Maßnahmen Beschäftigungsmöglichkeiten in sozialen Integrationsunternehmen bei der Sammlung, Aufbereitung und beim Verkauf von gebrauchten Produkten erhalten (Langzeitarbeitslose, ältere Arbeitslose, gehandicapte Jugendliche, Menschen mit besonderen Bedürfnissen). Soziale Integrationsunternehmen nutzen zur befristeten Beschäftigung arbeitsmarktpolitischer Zielgruppenpersonen unterschiedliche Fördermodelle, die hauptsächlich von Arbeitsmarktservice, Bundessozialamt, Projektförderungen auf EU-Ebene (z.B. Equal), verschiedenen Abteilungen der Landesregierungen sowie Kommunen finanziert werden.

In Oberösterreich waren im Jahr 2006 insgesamt ca. 1.200 „Zielgruppenpersonen“ und ca. 300 fixe MitarbeiterInnen (Betreuungsschlüssel 1:4) finanziert. 15% davon waren im Bereich Re-Use engagiert (Pladerer 2008). Die Verweildauer variiert zwischen 6 bis 7 Monaten bis hin zu drei Jahren. Zusätzlich zu einer Quote für die Vermittlung der Zielgruppenpersonen besteht in den meisten Fällen eine Vorgabe hinsichtlich einer Eigenerwirtschaftungsquote.

Die Pro-Argumente der Fördergeber beziehen sich neben den ökologischen Zielsetzungen vor allem auf die Qualität der mit Re-Use verbundenen, inhaltlich breit gefächerten Arbeitsplätze. Sie sind hinlänglich niederschwellig für schlecht qualifizierte Arbeitskräfte, eignen sich zum Training von Schlüsselkompetenzen und zur Heranführung an den Arbeitsmarkt und bieten vor allem für handwerklich Interessierte motivierende Tätigkeiten. Contra-Argumente stellen die unterdurchschnittliche Eigenerwirtschaftungsquote, teilweise die körperlichen Leistungsanforderungen und das Spannungsverhältnis positiver Betriebserfolg – Qualifizierungsmaßnahmen dar (Littig 2001).

3 ANFORDERUNGEN AN EIN RE-USE NETZWERK

Eine regionale Vernetzung von sozialen Integrationsunternehmen und Organisationen bzw. Betrieben der kommunalen Abfallwirtschaft bei Sammlung, Aufbereitung und Verkauf von gebrauchten Produkten aus den Bereichen Textil, Elektrogeräte und Möbel bietet die Chance lokale Initiativen weiterzuentwickeln. Die heute auf regionaler Ebene bestehende informellen Kooperationen zwischen einzelnen Altstoffsammelzentren bzw. Abfallwirtschaftsverbänden und im Re-Use Bereich tätigen sozialen Integrationsunternehmen kann im Sinne einer besseren Effizienz zu einem regionalen Netzwerk mit klar definierten gemeinsamen Schnittstellen, Aufgaben und einem einheitlichen Erscheinungsbild weiterentwickelt werden. Erfolgreiche Re-Use Projekte im Ausland zeigen, dass Vernetzung zu einer höheren Effizienz bei Sammlung, Aufbereitung und Verkauf führt (vgl. dazu OVAM 2009).

Die Anforderungen an ein Netzwerk erarbeiteten lokale steiermärkische Initiativen (Meissner 2010) wie folgt:

- Kompetenz in den Feldern Sortierung/Reparatur/Schadstoffentfrachtung/Entsorgung,
- Geschäftsflächen für Sammlung, Manipulation, Verkauf, Lagerung, etc.,
- Koordination der Abholung bzw. Anlieferung durch BürgerInnen,
- Warensteuerung/Warentransporte zwischen Netzwerkstandorten,
- Datenmanagement (Warenangebot, Warennachfrage),
- Materialakquisition insbesondere durch Kooperation mit Kommunen, Abfallwirtschaftverbänden und Fachentsorgern,
- Etablierung von verorteten Spezialbetrieben,
- Koordination der Kompetenzen der einzelnen Netzwerkpartner,
- Qualitätssicherung (Prüfstandards, Qualitätskriterien für Produkte und Standorte, Rechtsexpertise, Markenpflege),
- MitarbeiterInnenschulung im Netzwerk und
- Marketing und Bewusstseinsbildung.

Speziell für die Sparte der Elektroaltgeräte nennt Spitzbart 2009 die Rückmeldung an den Sammelstellenbetreiber über die der Wiederverwendung zugeführten Massen gemäß EAG-VO. Die Frage nach der Erfüllung gesetzlich verankerter Gewährleistungsansprüche ist für alle Produkte zu klären.

4 REVITAL IN OBERÖSTERREICH

Eine für Oberösterreich vom Landesabfallverband OÖ (LAV), LAVU AG, BASB, RepaNet und dem BMLFUW beauftragte Machbarkeitsstudie prognostizierte eine Jahresmenge von bis zu 3.000 Mg als durchaus erreichbar für ein landesweites Re-Use-Projekt (Pladerer 2008). Die kommunale Abfallwirtschaft öffnete dazu ihr Sammelsystem auch für die Beschaffung gebrauchter, aber wieder verwendbarer Abfälle bzw. Waren. Ausgehend von dieser Untersuchung kooperieren aktuell 24 Altstoffsammelzentren mit sechs Re-Use-Shops (unter Einbeziehung von bestehenden Sozialintegrativen Unternehmen) in der neuen Produktlinie „ReVital“ (Anderer 2010).

ReVital entstand aus einer Geschäftsidee zur landesweiten Vernetzung von sozialen Integrationsunternehmen und Betrieben der kommunalen Abfallwirtschaft bei Sammlung, Aufbereitung und Verkauf von gebrauchten Produkten aus den Bereichen Textil, Elektrogeräte und Möbel. Das Land Oberösterreich unterstützt mit Fördermitteln die Zusammenarbeit von Abfallwirtschaft und Sozialwirtschaft in der Entwicklung von ReVital. Unter Koordination des LAV sind Arbeitsgruppen für die Detailplanung (Vorsammlung, Logistik, Schnittstellen) eingerichtet worden. Wesentlicher Teil der Entwicklung war und ist die Kooperation der involvierten Gruppen vor deren jeweiligen Hintergrund. So zeigte sich beispielsweise bei der Ist-Standserhebung, dass einzelne Shops keine Auskunft über umgesetzte Mengen geben konnten, diese Information war bis dahin nicht von Interesse. Angestrebt wird, im Jahr 2015 insgesamt rund 3.000 Mg Altstoffe bzw. gebrauchte Produkte und Geräte wieder zu verwenden, was einer substantiellen Steigerung gegenüber 2006 entspricht.

Vergleiche mit Re-Use-Projekten in anderen Ländern und Auswertungen von Daten zeigten, dass in Oberösterreich noch erhebliches Entwicklungspotential im Re-Use Bereich vorhanden ist. Zweck des Netzwerkes ist es daher, die Effizienz bei Sammlung, Aufbereitung und Verkauf von gebrauchten Produkten im Bereich Elektrogeräte, Möbel und Textil zu steigern und den Nutzen gebrauchter Produkte einer breiteren Kundengruppe zugänglich zu machen. Das Netzwerk wird dabei in den folgenden drei Kernbereichen Kompetenzen entwickeln und implementieren:

- Beschaffungs-Know-How: zentrale Informationsplattform für Art, Menge, Qualität, Preis sowie regionale Verfügbarkeit von gebrauchten Produkten vordringlich in den Bereichen Elektrogeräte, Möbel und Textil.
- Aufbereitungs-Know-How: Entwicklung von einheitlichen Qualitätsrichtlinien und gemeinsamer Kapazitätsplanung für die Aufbereitung und den Verkauf von gebrauchten Produkten.
- Marketing-Know-How: Entwicklung eines gemeinsamen Marketingkonzeptes, insbesondere eines einheitlichen Markenauftritts gegenüber Kunden.

Eine Evaluierung der Aktivitäten läuft über den Sommer 2010. Die gesammelten Ergebnisse (Steigerung im Verkauf um bis zu 20%) lassen erwarten, dass die Marke ReVital „als Erfolg zu verbuchen ist“ (Anderer 2010).

5 RE-USE SHOPS STEIERMARK

In der Steiermark werden im Jahr 2010 mit Unterstützung durch den Zukunftsfonds Steiermark in Kooperation mit der Fachabteilung 19D der Steiermärkischen Landesregierung die Rahmenbedingungen für landesweite Aktivitäten unter dem Arbeitstitel „Re-Use Shops Steiermark“ für innovative Shops für eine neue und moderne Linie von gebrauchten Produkten abgeklärt.

Im Steiermärkischen Landesabfallwirtschaftsplan 2010 werden Reparaturdienstleistungen von sozialökonomischen Betrieben explizit als wertvoller Beitrag zur verstärkten Umsetzung der von der EU-Abfallrahmenrichtlinie eingefordert. Darüber hinaus wird im Ziel 3 „Getrennte Sammlung als Voraussetzung zur Wiederverwendung und Verwertung“ dargelegt, dass bis 2015 pro Regionext-Region zumindest ein sozioökonomisch geführter Re-Use Shop für den Handel mit gebrauchten (reparierten) Gütern zur Verfügung steht (LREG STMK 2010).

Mit der Verordnung der Steiermärkischen Landesregierung vom 06.07.2009, mit der das Landesentwicklungsprogramm 2009, erlassen wird, wurden folgende Regionen festgelegt: Liezen, bestehend aus dem politischen Bezirk Liezen – Obersteiermark Ost (Bezirke Bruck an der Mur, Leoben u. Mürzzuschlag) – Obersteiermark West (Bezirke Judenburg, Knittelfeld und Murau) – Oststeiermark (Bezirke Weiz, Hartberg und Fürstenfeld) – Südoststeiermark (Bezirke Feldbach und Radkersburg) – Südweststeiermark (Leibnitz und Deutschlandsberg) – Steirischer Zentralraum (Stadt Graz und Bezirke Voitsberg und Graz-Umgebung).

Aus abfallwirtschaftlicher Perspektive sind bei Re-Use Aktivitäten die Fraktionen Elektroaltgeräte, Sperrige Abfälle sowie Alttextilien von besonderem Interesse. Daraus generieren die Re-Use Shops Produkte wie Elektrogeräte, Möbel, Textilien, Sport- und Freizeitgeräte, Haushaltswaren, Spielzeuge, etc. Die Abschätzung des Re-Use Potentials für die Steiermark kommt unter Berücksichtigung nationaler und internationaler Daten zum Ergebnis, dass das Re-Use Potential für die Steiermark bei mehr geschätzten 3.400 Mg, oder umgerechnet 2,8 kg/EW/Jahr liegt.

Die steiermärkische Ist-Standserhebung profitierte von den allgemeinen Diskussionen zum Thema Re-Use und den Erfahrungen der Erhebung bei Pladerer (2008). Insgesamt neun verschiedene sozialökonomische Einrichtungen stellten Angaben zu Herkunft, Art und Verkauf von Produkten zur Verfügung. Von kleinen lokal tätigen Einrichtungen bis zum international tätigen Betrieb findet sich eine Vielzahl an Organisationsformen. Die Altwaren gelangen auf folgenden Wegen in die Unternehmen (in Klammer die Nennungen):

- Anlieferung (9),
- Abholung auf Bestellung (9),
- Abholung aus Entrümpelung (5),
- Abholung beim Altstoffsammelzentrum (3) und
- Entleerung aufgestellter Container (1).

Am Beispiel der Organisation „de kringwinkel“ in Flandern zeigt sich, dass die möglichst frühzeitige Trennung zwischen Produkten für den Re-Use und Abfall (insbesondere im Zuge der Sperrmüllsammmlung) ein wesentlicher Faktor für die Erreichung der Mengen als auch Umsätze darstellt (OVAM 2009). Eine in Richtung Re-Use optimierte Sperrmüllsammmlung stellt damit eine Förderung lokaler und regionaler Gebrauchtmärkte dar, liefert einen aktiven Beitrag zur Abfallvermeidung und überlässt das Feld nicht den fahrenden Händlern (LREG STMK 2000). Auch Janisch (2010) spricht diese Schnittstelle der Vorsortierung als wesentliches Verbesserungspotential an.

Die spezifischen Verkaufserlöse liegen in Flandern bei durchschnittlich 7,99 Euro/Kunden (OVAM 2009). Gleichzeitig stammen nur rund 25% der eingehenden Waren aus Altstoffsammelzentren. Mehr als 50% kommen direkt aus Haushalten (Direktanlieferung oder Abholung) (OVAM 2009). Für Österreich wurden Verkaufserlöse zwischen 1,20 – 6,30 Euro/Kunden genannt (Meissner 2010).

Eine Umfrage zum Ist-Zustand in den steirischen Re-Use Betrieben zeigt, dass alle in Abschnitt 3 genannten Anforderungen sowohl nachgefragt werden, aber auch von einzelnen Betrieben angeboten werden. Die Analyse des Ist-Zustandes zeigt aber auch, dass auf Ebene der Regionext-Regionen folgende Angebote bestehen (in Klammer die Anzahl der genannten Regionext-Regionen):

- Verkauf (5),
- Entfrachtung (4),
- Reparatur (3) und
- Sammlung (4).

Ziel des bis Ende 2010 laufenden Projektes Re-Use Shops Steiermark ist die Erstellung eines Businessplanes für eine steiermarkweite Initiative.

6 SCHLUSSFOLGERUNGEN/ZUSAMMENFASSUNG

Aktivitäten im Bereich Re-Use sind mit der neuen Abfallrahmenrichtlinie verstärkt in die Wahrnehmung der abfallwirtschaftlichen Stakeholder gelangt. Dem transnationalen Ansatz muss eine Umsetzung auf regionaler Ebene mit den schon bisher tätigen Einrichtungen folgen. Ein partizipatives Vorgehen stellt sicher, keine Parallelstrukturen aufzubauen, sondern nützt die bestehenden Kompetenzen und Kontakte, um im Sinne der Ziele und Grundsätze der Abfallwirtschaft Potentiale im Re-Use Bereich zu heben.

Die Zusammenarbeit in Partnerschaften aus sozialökonomischen Betrieben und Stakeholdern der Abfallwirtschaft stellt eine nachhaltige Maßnahme zur Umsetzung der Vorbereitung zur Wiederverwendung dar. Länderweise aufgesetzte Marken wie z.B. ReVital können auf die verschieden konzipierten arbeitsmarktpolitischen Maßnahmen abgestimmt werden. Kompetenzen können im Netzwerk angeboten werden, insgesamt steigt die angebotene Leistung und stärkt die Marktposition.

Regionale Angebote mit gutem Preis-Leistungsverhältnis werden für kaufkraftschwache Personengruppen zur Verfügung gestellt. Die regional wirksame Integration von arbeitsmarktpolitischen Zielgruppen in den ersten Arbeitsmarkt, führt zur Entlastung der öffentlichen Haushalte und stärkt das Selbstbewusstsein bei den Betroffenen selbst. Die verlängerte Nutzungsdauer durch Reparatur und eine fachgerechte Schadstoffentfrachtung sind Maßnahmen, die die Grundsätze der Abfallwirtschaft beachten und zu den Zielen der Abfallwirtschaft beitragen.

LITERATUR

- Anderer, T. (2010) *Projekt ReVital – gelebte Wiederverwendung in Österreich*. Tagungsbeitrag Anderer Th. Fachtagung Wiederverwendung Schlagwort oder neuer Maßstab?. 28. Jänner 2010, Graz.
- Janisch, J. (2010) *Wiederverwendung – eine kommunale Herausforderung*. Tagungsbeitrag Janisch J. Fachtagung Wiederverwendung Schlagwort oder neuer Maßstab?. 28. Jänner 2010, Graz.
- Littig, B. (2001) *Evaluierung der arbeitsmarktpolitischen Maßnahme Reparatur- und Service-Zentrum R.U.S.Z.* . Griebler, E., Leitner, A., Leuthold, M., Littig, B., Pladerer, C., Prenner, P. & Roiser-Bezan, G., IHS-Studie im Kooperation mit dem Österreichischem Ökologie-Institut im Auftrag des Wiener ArbeitnehmerInnen Förderfonds. Wien.
- LREG STMK (2000) *Trendsetter im Ökomarkt – Ein Reparatur- und Servicehandbuch der Steiermark*. Amt der Steiermärkischen Landesregierung (Hrsg.), Koordination, Recherchen, Texte: Neitsch, M. (ARGE Müllvermeidung) unter Mitarbeit von Pladerer, C., Reiter, K. & Wehap, W., Graz.
- LREG STMK (2010) *Landes-Abfallwirtschaftsplan Steiermark 2010*. Amt der Steiermärkischen Landesregierung (Hrsg.), Fachabteilung 19D – Abfall- und Stoffflusswirtschaft, Graz.
- Meissner (2004) *Elektro- und Elektronik-Altgeräte im Raum Bruck an der Leitha/NÖ* Rahmenbedingungen für einen grenzüberschreitenden sozioökonomischen Betrieb. Im Auftrag von Energiepark Bruck an der Leitha. Wien.

- Meissner (2010) *Re-Use Steiermark – Machbarkeitsstudie „Re USE Shops“ für die Steiermark*. Im Auftrag des Zukunftsfonds der Steiermärkischen Landesregierung, in Kooperation mit der Fachabteilung FA19D Steiermärkischen der Steiermärkischen Landesregierung, Graz.
- OVAM (2009) *De kringloopcentra in het Vlaamse Gewest*. Begien, Opvolgingsverslag.
- Pladerer (2008) *RUSO reuse Shops Oberösterreich – Businessplan*. Pladerer, C. & Meissner, M. (beide Österreichisches Ökologie-Institut), Huber, T. (ThinkAustria Unternehmensberatung, Pflügl, M. (ÖSB Consulting GmbH), Bauer, D. (Unternehmensberatung & Projektentwicklung), im Auftrag von OÖ Landesabfallverband (LAV), OÖ Landesabfallverband (LAV), OÖ Landesabfallverwertungsunternehmen AG (LAVU), Bundessozialamt (BASB), Repanet und Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft (BMLFUW), Wien-Linz.
- Spitzbart, M. et al. (2009) *ReUse-LeitfadenEAG: Leitfaden für die Wiederverwendung von Elektroaltgeräten in Österreich*, Ergebnis des österreichweiten Stakeholderprozesses im Rahmen der ReUse-Plattform. Initiiert und finanziert durch das Lebensministerium, Wien, Oktober 2009.
- TransWaste (2010) Deliverable 3.1.2 – Data collection waste quantity transshipment. 2nd period of the project TransWaste, funded by Central Europe.

Re-Use in Österreich

S. Eisenriegler

Reuse and Recycling European Union Social Enterprises RREUSE, Brüssel, Belgien

KURZFASSUNG: Die Abfallrahmenrichtlinie der EU 2008 (ARL 2008) definiert Wiederverwendung als ein Maßnahmenbündel zur Vermeidung und Verringerung von Abfällen, welches von den Mitgliedsstaaten zu fördern ist. Die konkrete Umsetzung dieses Gebotes soll durch Maßnahmen sowohl außerhalb (im Bereich der „Abfallvermeidung“, Art. 3, Abs. 12 und 13) als auch innerhalb des Abfallregimes („Vorbereitung zur Wiederverwendung“, Art. 3, Abs. 16) stattfinden. Die Vorgaben der ARL 2008 sind bis Ende 2010 in nationales Recht zu implementieren. Das österreichische Lebensministerium hat bereits 2008 mit ersten Umsetzungsschritten begonnen: Im Rahmen eines Stakeholder-Prozesses untersuchte eine, vom BMLFUW initiierte ExpertInnenarbeitsgruppe (ReUse-Plattform) eineinhalb Jahre lang Fragen des Abfallrechts und der Bereitstellung wieder verwendbarer Abfälle, sowie Fragen der Qualitätssicherung bei der konkreten Umsetzung. Ende 2009 konnte die Phase der Erarbeitung der rechtlichen Rahmenbedingungen, der gemeinsamen Definition von Mindeststandards und der konsensualen Festlegung von Umsetzungsschritten nach Akteuren erfolgreich abgeschlossen werden. Besonderes Augenmerk galt dabei den Elektro(nik)-Altgeräten. Am 22. Juni 2010 wurde der Stakeholderprozess seitens der Akteure einstimmig verlängert und auf weitere Produktgruppen, die für ReUse- und Reparatur-Netzwerke von Bedeutung sind, ausgeweitet.

1 EINLEITUNG

Aus Sicht der Ressourcennutzung haben sich die Industrieländer in den letzten Jahrzehnten zu Wegwerfgesellschaften entwickelt. Wachsendes Wirtschaftsvolumen und steigender Lebensstandard waren bisher an einen ebenso steigenden Ressourcenverbrauch und an ein größeres Abfallaufkommen gekoppelt.

Die von der EU aktuell formulierten Abfallvermeidungsziele durch Wiederverwendung (und die Vorbereitung zur Wiederverwendung) richten sich vor allem an die Gebietskörperschaften und haben somit weit reichende Auswirkungen auf Bund und Länder

So heißt es in Punkt 1 des Artikels 11 der Abfallrahmenrichtlinie: „Die Mitgliedstaaten ergreifen, soweit angemessen, Maßnahmen zur Förderung der Wiederverwendung von Produkten und der Vorbereitung zur Wiederverwendung, insbesondere durch Förderung der Errichtung und Unterstützung von Wiederverwendungs- und Reparaturnetzen ...“

Erfahrungsgemäß haben so genannte „first mover“ den Vorteil, durch das Schaffen von Fakten ein hohes Maß an Gestaltungspotential bei der konkreten Umsetzung nutzen zu können.

2 DER EU-DACHVERBAND FÜR SOZIALWIRTSCHAFT RREUSE

Reuse and Recycling European Union Social Enterprises RREUSE ist das erste – und bisher einzige – Europäische Netzwerk sozialwirtschaftlicher Akteure (in Ö: sozialintegrative Unternehmen) die in den Bereichen Wiederverwendung und Recycling tätig sind. Ein wesentlicher Erfolgsfaktor dieses EU-Dachverbandes ist das Lobbying für soziale und ökologische Anliegen.

RREUSE repräsentiert ein Potential von 40.000 (Transit-) Arbeitsplätzen. 17.000 davon in der Sammlung, Wiederverwendung und Verwertung von 300.000 Tonnen EAG in 1.200 Zentren (siehe www.rreuse.org).

Zahlreiche Studien und Entwicklungsprojekte haben sich sowohl auf regionaler, österreichweiter als auch transnationaler Ebene bereits mit dem Thema Wiederverwendung befasst (z.B. die EQUAL-Projekte RepaNet und EcoNet-Austria, ruso, RepaMobil). Bislang wird jedoch mangels ausreichenden, rechtlichen Zwangs und mangels ökonomischer Anreize und geeigneter Rahmenbedingungen Wiederverwendung in der Weise, wie sie aufgrund der EAG-Richtlinie und der ARL 2008 ab 2010 in Österreich umzusetzen sein wird, kaum praktiziert.

3 DIE REUSE-PLATTFORM – EIN ÖSTERREICHISCHER STAKEHOLDER-PROZESS

Ziel der ReUse-Plattform war es, die aktuelle Situation zum Thema Wiederverwendung von Elektroaltgeräten in Österreich unter Einbeziehung der unterschiedlichsten betroffenen Stakeholder zu analysieren. Mittels Informations- und Interessensaustausch wurden Mindeststandards für die Qualitätssicherung in der gesamten Prozesskette erarbeitet – angefangen bei der Sammlung/Bereitstellung über die Prüfung/Instandsetzung bis hin zur Vermarktung von Elektrogeräten. Den Kern bildete die Zusammenstellung technischer, wirtschaftlicher und rechtlicher Rahmenbedingungen für diesen Bereich. Es sollten damit die Rahmenbedingungen zur Konsolidierung aktueller Projekte und Betriebe – z.B. durch Erhöhung der Rechtssicherheit – verbessert werden und die Bildung weiterer Initiativen und ReUse-Kooperationen gefördert werden.

Nach der Einrichtung einer zentralen Steuerungsgruppe, in welcher die zu behandelnden Fragestellungen allgemein definiert wurden, wurden die inhaltlichen Lösungsvorschläge im Detail in drei technischen Arbeitsgruppen (Recht, Sammlung/Bereitstellung, Prüfung/Instandsetzung) erarbeitet.

Zur aktiven Beteiligung und Mitarbeit in den Gruppen der ReUse-Plattform konnten zahlreiche Experten gewonnen werden. Neben den TeilnehmerInnen des Auftraggebers aus dem Lebensministerium und den Koordinatoren aus dem KERP wirkten fachlich kompetente und engagierte VertreterInnen aus den Bereichen Abfallwirtschaft, der öffentlichen Hand und Interessensvertretungen, des ReUse-Sektors, der österreichischen Sammelsysteme, einiger namhafter Hersteller sowie externe FachexpertInnen mit.

Im Rahmen der ReUse-Plattform wurden technische, wirtschaftliche und rechtliche Rahmenbedingungen für Aktivitäten im Bereich Wiederverwendung von EAG in Österreich ausgearbeitet. Auch die einzuhaltenden Mindest-Qualitätsstandards für Aktivitäten im Bereich Wiederverwendung wurden definiert. Ein Maßnahmenpaket zur Erhöhung der Wiederverwendung von Elektronikgeräten in Österreich wurde beauftragt. Als weiteres Ergebnis wird angestrebt, dass durch den Austausch der Interessengruppen in der ReUse-Plattform konkrete Projektvorhaben und Kooperationen initiiert werden. Diese sollen in weiterer Folge dazu führen, dass der Anteil am gesammelten Gesamtaufkommen an EAG, welcher in Österreich künftig einer Wiederverwendung zugeführt wird, signifikant gesteigert und auf diesem Niveau langfristig gehalten werden kann.

3.1 *Das Beispiel KVK in Flandern*

Dass die Wiederverwendung von EAG in Österreich einen viel höheren Stellenwert einnehmen könnte, zeigt das Beispiel des KVK-Netzwerks in Belgien. Die aktuelle Situation in Österreich ist mit der in Flandern, Belgien im Jahre 1995 vergleichbar. Damals gab es in Flandern eine Vielzahl gemeinwirtschaftlicher Projekte im ReUse-Bereich, die unabhängig voneinander agierten. Untersuchungen zeigten damals, dass das Wiederverwendungspotential in Belgien bei Sammlung und Verkauf weit höher sein musste, als es die Ist-Zahlen widerspiegeln. Um dies zu ändern, wurde der Verein „Koepel van Vlaamse Kringloopcentra“ kurz „KVK“ ins Leben

gerufen, mit dem die eigenständig agierenden Shops von sozialen Integrationsunternehmen in ein gemeinsames Netzwerk mit einheitlichem Markenauftritt übergeführt werden sollten, um Synergien im Bereich Beschaffung, Aufbereitung und Verkauf zu generieren. Der einheitliche Markenauftritt der Shops erfolgt unter dem Namen „de kringwinkel“, was sinngemäß Kreislauf bedeutet und die Wiederverwendung der Produkte kommuniziert. Die Entwicklung in Flandern war seither außerordentlich erfolgreich, Umsätze und Mengen haben sich in dieser Zeit vervielfacht. Inzwischen umfasst das Netzwerk KVK in Flandern ca. 90% aller sozialen Integrationsunternehmen im ReUse-Bereich. Neben einer Reihe von Artikeln (Möbel, Textilien, Hausrat, Fahrräder, etc.) gehört der Verkauf von gebrauchten Elektrogeräten zum fixen Sortiment. Diese werden in 8 von insgesamt 22 ReUse-Centern instand gesetzt, geprüft und mit dem eigens entwickelten „Revisie“-Gütesiegel versehen, bevor sie in den ca. 70 ReUse-Shops (Kringwinkel) zum Kauf angeboten werden.

Die Auswertung der KVK-Daten zeigt auch, dass im Betrachtungszeitraum insgesamt die Shop-Umsätze stärker gestiegen sind als die wieder verwendeten Mengen, was sich in höheren Tonnen-Preisen niederschlägt und auf ein optimiertes Sortiment und bessere Kundenakzeptanz schließen lässt. Jährlich kommen rund 2,6 Mio. KundInnen in diese Shops, der Umsatz betrug 2005 fast 19 Mio. Euro.

3.2 Erforderliche Qualifikationen für ReUse-Betriebe

Betriebe, welche im Bereich ReUse tätig sein wollen, müssen mehrere Qualifikationen nachweisen. Ein ReUse-Betrieb muss über eine Gewerbeberechtigung als Mechatroniker verfügen bzw. im Betrieb muss mindestens 1 Person beschäftigt sein, die eine Meisterprüfung oder vergleichbare Eignung als Mechatroniker nachweisen kann.

Ein ReUse-Betrieb muss über alle für die Sammlung und Behandlung der entsprechenden Geräte Kategorien notwendigen abfallwirtschaftlichen Genehmigungen verfügen (Sammel-/Behandler-Genehmigung sowie über eine Genehmigung als Abfallbehandlungsanlage).

Ein ReUse-Betrieb muss weiters über eine Gewerbeberechtigung für den Handel verfügen (Elektrohandel bzw. Gebrauchtgüterhandel).

3.3 Ein nationaler Dachverband als Unterstützung für ReUse

Die in der ReUse-Plattform tätigen Stakeholder waren sich einig, dass es zur Wahrnehmung netzwerkrelevanter Aufgaben auf Bundesebene einen Dachverband für den ReUse-Sektor braucht, welcher unter anderem folgende Funktionen und Aufgaben wahrnehmen sollte:

- Erstellung von Mindeststandards für ReUse-Betriebe,
- Akkreditierung anerkannter ReUse-Betriebe,
- Mitwirkung an der Erstellung von Mindestanforderungen für Reuse-Geräte,
- Mitwirkung an der Normierung der gerätespezifischen Prüfstandards für die Funktionsprüfungen,
- Herausgabe eines Gütesiegels für geprüfte Reuse-Geräte und
- Kommunikation zu Herstellern, Sammel- und Verwertungssystemen, Sammelstellen.

Für diese Funktion schien der bestehende österreichische Dachverband für Sozialwirtschaft „RepaNet“ geeignet, da dieser ein Netzwerk von Reparaturbetrieben darstellt, welche über die fachliche Expertise für den Bereich Prüfung/Instandsetzung von EAG und Elektrogeräten bereits verfügen, einige ihrer Mitgliedsbetriebe bereits jetzt schon ReUse-Aktivitäten durchführen bzw. viele den Einstieg in den ReUse-Bereich planen. Des Weiteren verfügt RepaNet über die fachliche und – bei entsprechender Starthilfe – auch über die personellen und organisatorischen Kapazitäten zur Erfüllung der oben genannten Aufgaben. Zwei weitere Argumente zeichnen RepaNet aus: Aus der Entwicklung eines Nachhaltigkeitssiegels für reparaturfreundliche Geräte konnten bereits Erfahrungen für die Entwicklung eines ReUse – Gütesiegels gewonnen werden, RepaNet ist aktives Mitglied im Europäischen Dachverband „RREUSE“.

3.4 Die konsensualen Ergebnisse: Handlungsaufforderungen nach Akteuren

Tab. 1: Zusammenstellung der Handlungsaufforderungen nach Akteuren/Interessensgruppen (Lebensministerium 2009)

Akteure	Handlungsaufforderungen
Öffentliche Hand bzw. Behörden	<p>Schaffung der rechtlichen Rahmenbedingungen zur Gleichstellung von Wiederverwendung ganzer Geräte und Abfallbehandlungen zur stofflicher Verwertung</p> <p>Förderung der Wiederverwendung sowohl im Rahmen der Abfallvermeidung als auch als abfallwirtschaftliche Maßnahme (Vorbereitung zur Wiederverwendung) – z.B. durch Unterstützung von Pilotprojekten und des Aufbaus von Netzwerkstrukturen</p> <p>Unterstützung der Öffentlichkeitsarbeit betreffend „Reparatur“</p> <p>Unterstützung der Öffentlichkeitsarbeit betreffend „Wiederverwendung“</p> <p>Unterstützung der Normierung von Prüfverfahren</p> <p>Spezifikation des – für die Vorbereitung zur Wiederverwendung – anzuwendenden Verwertungsverfahrens</p> <p>Anlagenbewilligung und stichprobenhafte Kontrolle der ReUse-Betriebe (Organisation, techn. Prüfeinrichtungen, Prüfergebnisse)</p>
Interessensvertretungen	Unterstützung der Bildung eines Dachverbandes für den ReUse-Sektor
Hersteller (im Sinne AWG 2002)	Bereitstellung von, für die Wiederverwendung und die Behandlung von EAG relevanten Informationen entsprechend § 14 EAG-VO
Sammel- und Verwertungssysteme	<p>Gleichstellung von Wiederverwendung ganzer Geräte und Abfallbehandlung zur stofflichen Verwertung in den vertraglichen Vereinbarungen mit Sammelstellenbetreibern und Sammel- und Behandlungsunternehmen unter Berücksichtigung der teils höheren Sammelkosten</p> <p>Aufbau notwendiger vertraglicher Beziehungen auch mit den ReUse-Betrieben</p> <p>Praktische Umsetzung von operativen Vorgaben zur schonenden Sammlung/Lagerung/Transport reusefähiger Geräte</p> <p>Berücksichtigung der „Wiederverwendung ganzer Geräte“ in den Mengemeldungen</p>
Kommunen und Hersteller-Sammelstellen bzw. von diesen Beauftragte	<p>Der Sammelstellenbetreiber hat sicherzustellen, dass auf den Sammelstellen-abgegebene ReUse-fähige Geräte für die Wiederverwendung bereitgestellt werden, auf Basis einer Bedarfsliste eines kooperierenden anerkannten ReUse-Betriebs</p> <p>Aufbau dafür notwendiger vertraglicher Beziehungen mit Sammel- und Verwertungssystemen und ReUse-Betrieben</p> <p>Erfüllung der Meldeverpflichtungen auch für – der Wiederverwendung als ganze Geräte zugeführte – EAG</p> <p>Schulung des Personals hinsichtlich der Auswahl von Geräten für die Wiederverwendung</p>
Rücknahmeverpflichteter Handel	<p>Bereitstellung reUsefähiger Geräte im Rahmen der 1/1 Rücknahme</p> <p>Der rücknahmeverpflichtete Handel soll Geräte so zurücknehmen, lagern und transportieren, dass eine Wiederverwendung der Geräte nicht behindert wird. Es kann ein direkter Zugang von anerkannten ReUse Betrieben zu Geräten auf Basis privatrechtlicher Vereinbarungen geregelt werden.</p>
Sammel- und Behandlungsunternehmen RepaNet	<p>Verträge: siehe Sammel- und Verwertungssysteme</p> <p>Sorgfaltpflicht bei Transport und Lagerung</p> <p>Aufbau notwendiger Netzwerk- und Dachverbandsstrukturen für den ReUse-Sektor (Vergabe des Gütesiegels, Überwachung der zugrundeliegenden Kriterien, Mitgliederverwaltung, Koordinierung und Vertretung der Interessen der Mitgliedsbetriebe gegenüber der öffentlichen Hand, der Sammel- und Verwertungssystemen sowie Sammelstellenbetreibern, etc.)</p> <p>Entwicklung einer ReUse-Dachmarke</p> <p>Entwicklung eines Gütesiegels für den ReUse-Bereich Elektro-/Elektronik (welches beinhaltet: Prüfung, Dokumentation, Information an Letztnutzer)</p> <p>Aufbau von Strukturen, welche vertragliche Beziehungen zwischen ReUse-Betrieben zu Sammelstellenbetreibern und/oder Sammel- und Verwertungssystemen unterstützen bzw. ermöglichen</p>
	Ausarbeitung und Bereitstellung von Vorlagen, welche die Kooperation

	<p>zwischen Sammelstellen und ReUse-Betrieben in der Bereitstellung ReUsefähiger Geräte im Rahmen der EAG-Sammlung unterstützen (Handlungsanleitungen, Vorlagen für Wiederverwendungs-Bedarfslisten, etc.)</p> <p>Ausarbeitung operativer Vorschläge für Sammlung/Lagerung/Transport reusefähiger Geräten nach Sammelkategorien</p> <p>Erstellung von Vorlagen für die Dokumentation von Prüfergebnissen und die Übernahme im Rahmen von Schenkungen</p> <p>Erstellung von Schulungsunterlagen zur Schulung der Mitarbeiter bei den ReUse-Betrieben und Durchführung von Schulungen</p> <p>Information an die Mitgliedsbetriebe zu Studien über Geräte, welche für die Wiederverwendung zu empfehlen sind bzw. davon ausgeschlossen werden sollten</p> <p>Festlegung von geräteartspezifischen Mindestanforderungen für die Prüfeinrichtungen</p> <p>Mitarbeit in der Normierung von Prüfverfahren</p>
Reuse-Betriebe	<p>Übernahme ReUse-fähiger Geräte von den Sammelstellen auf Basis von Verträgen mit den Sammelstellenbetreibern und/oder Sammel- und Verwertungsunternehmen und klar formulierten Anforderungskriterien (Wiederverwendungs-Bedarfslisten)</p> <p>Abholung ReUse-fähiger Geräte von den Sammelstellen (durch eigene Transportleistungen bzw. geeignete Transportkooperationen)</p> <p>Erfüllung entsprechender Qualitätskriterien (ReUse-Gütesiegel-Kriterien)</p> <p>Aufbau geeigneter Prüf-Infrastrukturen (technisch und organisatorisch)</p> <p>Übernahme und entsprechende Dokumentation reUsefähiger Geräte im Rahmen von Schenkungen</p> <p>Aufbewahrung von Prüfprotokollen, Schenkungsurkunden/Verzeichnisse u.a. (7 Jahre)</p> <p>Rückmeldung an den Sammelstellenbetreiber über die der Wiederverwendung zugeführten Massen und Erfüllung weiterer Meldeverpflichtungen gemäß EAG-VO</p>
ReUse-Händler	<p>Einhalten der im BAWP Kap. 5.3 [Version 2009] formulierten Kriterien beim Export von Geräten, die für die Wiederverwendung bestimmt sind</p> <p>Erfüllung gesetzlich verankerter Gewährleistungsansprüche</p> <p>Weitergabe einer Kopie des Prüfprotokolls an den Nachnutzer</p>

4 REPARATUR UND REUSE ALS BEITRAG ZUM KLIMASCHUTZ

Reparatur und Wieder-/Weiterverwendung ist nicht nur eine Frage der Ressourcen- (COM 2008), sondern auch der Energieeffizienz und der CO₂-Relevanz. So stellen seriöse, durchaus wirtschaftsfreundliche, wissenschaftliche Institute fest, dass allein durch die Wiederverwendung von Gebrauchsgütern pro Tonne das entsprechende Gewichtsäquivalent (also wiederum eine Tonne) an CO₂-Emissionen eingespart wird (TNO 2008). Bei der Wieder-/Weiterverwendung eines drei Jahre alten PC für weitere drei Jahre werden nicht nur 105 kg CO₂-Emissionen, sondern auch 550 Liter Wasser eingespart (TU Berlin 2007).

Daran ändern auch die Aussagen der Lobbyisten des Elektrohandels nichts, die argumentieren, dass nur durch Neukauf von energieeffizienten Haushaltsgeräten dieser Planet zu retten sei. Natürlich gibt es Auftragsstudien, die die Interessenslage der produzierenden Industrie und des (Elektro-) Handels „wissenschaftlich“ untermauern sollen. Allerdings ist es für unabhängige Experten relativ einfach, diverse „Unzulänglichkeiten“ solcher Studien zu erkennen. Das Problem dabei: genehme „Erkenntnisse“ werden gut und vor Allem teuer vermarktet, der berechtigte Widerspruch von anderen Stakeholdern wird mangels entsprechender Werbe-Etats kaum öffentlich gehört. Obwohl manchmal der berechtigte Widerspruch aus der selben Studie herauszulesen ist, in der der Auftraggeber, im folgenden Beispiel der Europäische Dachverband der Haushaltsgerätehersteller CECED, seine Handlungs- und Werbelinie bestätigt glaubt (Rüdenauer, Ina et al. 2005).

Legt man den kumulierten Energieaufwand zu Grunde, dann ist der Austausch von Waschmaschinen nach 10 Jahren gerechtfertigt – Darauf nimmt CECED Bezug!

Legt man das globale Erwärmungspotential zu Grunde, dann ist der Austausch von Waschmaschinen erst nach 15 Jahren gerechtfertigt – Das sollte CECED betonen, wenn es zur Klimadebatte beitragen möchte.

Legt man die kompletten Umweltauswirkungen (berechnet in Umweltpunkten nach EcoGrade) zu Grunde, dann ist der Austausch von Waschmaschinen erst nach 20 Jahren gerechtfertigt!

Wenn also Waschmaschinen schon nach 10 Jahren ausgetauscht werden, sorgt man für eine größere Umweltbelastung, als wenn man die alte behalten würde. Das ist das Gegenteil dessen, was CECED anpreist!

5 SCHLUSSFOLGERUNG, ZUSAMMENFASSUNG

Die ressourcenschonende, klimarelevante Wiederverwendung ist in Österreich durch die rechtzeitige, proaktive Initiierung des Stakeholder-Prozesses „ReUse-Plattform“ durch das Lebensministerium einen großen Schritt weitergekommen. Aufbauend auf der Abfallrahmenrichtlinie 2008, die der ökologischen Bedeutung von Wiederverwendung und Vorbereitung zur Wiederverwendung in der Abfallhierarchie höchste Priorität beimisst, wurde vorerst der Wiederverwendung von Elektroaltgeräten der Boden aufbereitet. Jetzt liegt es an den einzelnen Akteuren und Interessensgruppen ihre übernommenen Aufgaben (siehe 3.4 Handlungsaufforderungen) zu erfüllen. Dem Verein RepaNet kommt dabei eine Schlüsselrolle zu. Unter Anderem ist der nationale Dachverband für Sozialwirtschaft RepaNet akkreditierende Stelle für ReUse-Aktivitäten in Österreich!

RREUSE ist stolz darauf durch erfolgreiches Lobbying im Rahmen der Entstehungsgeschichte der ARL 2008 in Brüssel den Boden dafür aufbereitet zu haben.

Wegen Erfolges prolongiert, wird die ReUse-Plattform jetzt die Wiederverwendung auch anderer Produktgruppen regeln und damit anderen EU-Mitgliedsstaaten ein weiteres gutes Beispiel zu geben.

LITERATUR

- Lebensministerium 2009 (Hrsg.) *Leitfaden für die Wiederverwendung von Elektroaltgeräten in Österreich*. Ergebnis der ReUse-Plattform, initiiert durch das Lebensministerium.
- COM (2008) 699, The Raw Materials Initiative – Meeting our Critical Needs for Growth and Jobs in Europe: “To boost the reuse or recycling of products and materials at a significant economy of scale within the EU, a fair and transparent market is essential, based on agreed minimum standards, certification schemes where appropriate, within proportionate legal framework conditions”.
- Rüdenauer, Ina et al. (2005) *Eco-Efficiency Analysis of Washing machines – Life Cycle Assessment and determination of optimal life span*. Öko-Institut, Freiburg 2005.
- TNO (2008) *Knowledge for Business* (Hrsg.): *Second-hand shops helpful to the environment*, 2008. Siehe auch: http://www.tno.nl/content.cfm?context=overtno&content=nieuwsbericht&laag1=37&laag2=69&item_id=2008-06-26%2012:39:48.0&Taal=2.
- TU Berlin (2007) *Fraunhofer-Institut für Zuverlässigkeit und Mikrointegration 2007: ReUse Computer*.

Wiederverwendung von Elektroaltgeräten: Pro und/oder Kontra?

R. Brüning

Dr. Brüning Engineering, Brake, Deutschland

B. Rosemann

Universität Bayreuth, Bayreuth, Deutschland

B. Enderle

Allen & Overy LLP, Frankfurt, Deutschland

K. Schmidt & T.S. Spengler

TU Braunschweig, AIP, Braunschweig, Deutschland

M. Plumeyer

Siemens AG Healthcare Refurbished Systems, Forchheim, Deutschland

KURZFASSUNG: Die Wiederverwendung verspricht in vielen Produktsegmenten großes ökonomisches und ökologisches Potential. Denn sie findet auf einem sehr hohen Wertniveau statt, und die bereits in das Produkt investierte Wertschöpfung bleibt erhalten. Industriell ist die Wiederverwendung bei Elektr(on)ik-Altgeräten im Gegensatz etwa zu Kfz-Austauschteilen noch wenig verbreitet. Deshalb ist erforderlich, sich mit den Potentialen der Produktaufarbeitung und der erneuten Verwendung zu befassen und einen qualitätsgesicherten Handlungsrahmen zu erarbeiten. Dieser umfasst bindende Richtlinien, rechtliche Rahmenbedingungen und einzuhaltende Mindeststandards. Hierzu soll die Arbeit des Unterausschusses ReUse der VDI Richtlinie 2.343 Antworten zu technischen, ökonomischen, ökologischen und sozialen Fragen liefern. Es ist also erforderlich, sich mit den Potentialen der Produktaufarbeitung und der erneuten Verwendung zu befassen und einen qualitätsgesicherten Handlungsrahmen zu erarbeiten. Gegenwärtig besteht noch die Möglichkeit, an dieser Richtlinie mitzuarbeiten und diese aktiv mitzugestalten. Interessierte können sich direkt an den Obmann wenden.

1 EINLEITUNG

Jährlich entstehen in der EU ca. 9.000.000 Tonnen Elektro(nik)altgeräte, die vielfältige Belastungen für die Umwelt bedeuten.

Um die betroffenen Kreise in ihrer Arbeit zu unterstützen, wurde 1996 der Richtlinienausschuss „VDI 2343 – Recycling elektr(on)ischer Geräte“ gebildet. Dem Ausschuss gehören Fachleute verschiedener Berufsgruppen und Branchen an. Diese Experten aus Wirtschaft, Wissenschaft und Verwaltung bringen sich in die Richtlinienarbeit ehrenamtlich ein. Grundsätzlich soll der Richtlinienausschuss den Entwicklungen der Abfallwirtschaft Rechnung tragen und alle mit der Entsorgung (Verwertung, Wiederverwendung, Beseitigung) von Elektro(nik)altgeräten betroffenen Kreise in ihrer Arbeit unterstützen. Die Konzeption und das Etablieren neuer effizienter abfallwirtschaftlicher Strategien betrifft sowohl ökonomische als auch ökologische Belange. Personen und Institutionen, die sich mit der Organisation und Durchführung der Wieder- und Weiterverwendung von Elektro(nik)altgeräten befassen, bieten sich zugleich neue Marktchancen. Ziel ist es, rechtskonforme Handlungsempfehlungen zu erarbeiten, die alle praktischen Belange berücksichtigen. Zur adäquaten Behandlung der komplexen Detailfragen wurde die Thematik entlang der logistischen Abfolge gegliedert und entsprechende Unterausschüsse gebildet. Die Experten dieser Unterausschüsse bearbeiten die Teilaspekte Logistik, Demontage, Aufbereitung, Verwertung, Vermarktung und ReUse. Die Wiederverwendung bietet eine gesicherte Vorgehensweise mit unbestrittenen ökonomischen und ökologischen Vorteilen. Neben dem Ressourcenschutz durch qualitativ hochwertige Stoffkreisläufe bietet der soziokulturelle Aspekt der Produktwiederverwendung in Bezug auf die gesellschaftliche Entwicklung eine hervorragende Möglichkeit, Lebensbedürfnisse zu erfüllen, sowie Arbeit und Qualifizierungsmöglichkeiten zu schaffen. Deshalb wird in diesem Beitrag der Arbeits- und Diskussionsstand speziell im vielschichtigen Bereich ReUse beleuchtet.

2 POTENTIAL VON REUSE IN DER PRAXIS

Das ReUse von Erzeugnissen ist in verschiedenen Branchen und Industriezweigen etabliert. Beispiele mit entsprechendem Umsatzanteil sind: Automobiltechnik, Medizintechnik, Investitionsgüter, Produktionstechnik, Bürotechnik, Anlagenbau, etc.

Dabei kommt der Automobilindustrie sicherlich eine Vorreiterrolle zu (Hauser & Lund 2003, Pschera & Enderle 2007). Während das ReUse in den zuvor genannten Branchen häufig bekannt ist, herrscht bezüglich der Anwendungsmöglichkeit und deren ökonomischer, ökologischer und sozioökonomischer Potentiale innerhalb der Produktgruppen, welche von der WEEE betroffen sind, weniger Kenntnis (Brüning et al. 2009). Allen der erneuten Nutzung zugeführten Produkten sind in weiten Bereichen gewisse Kennzeichen eigen, die sich als erste Entscheidungshilfe formulieren lassen. Diese zielen neben der rechtlichen Zulässigkeit, auf die technologische Eignung und stehen unter besonderer Beachtung von ökonomischen und ökologischen Aspekten.

3 RECHTLICHE ASPEKTE

Der rechtliche Rahmen für die Wiederverwendung („ReUse“) wird hauptsächlich bestimmt durch die öffentlich-rechtlichen Vorschriften des Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetzes („KrW-/AbfG“) sowie des Elektro- und Elektronikgerätegesetzes („ElektroG“). Zusätzlich ergeben sich im Zusammenhang mit ReUse bestimmte Rechtspflichten aus dem Zivil- und Strafrecht, die nachfolgend nicht thematisiert werden. Die gegenwärtige Version des ElektroG behandelt lediglich ReUse von elektr(on)ischen Geräten und Komponenten, die bereits zu Abfall geworden sind. Demgegenüber unterscheiden die am 12. Dezember 2008 in Kraft getretene neue Abfallrahmenrichtlinie (2008/98/EG, „AbfRR“) sowie der Entwurf für eine neue Richtlinie über Elektro- und Elektronik-Altgeräte („WEEE“-Richtlinie, Doc. KOM [2008] 810 v. 3. Dezember 2008) zwischen den Begriffen „ReUse“ (Wiederverwendung) und „Preparing for ReUse“ (Vorbereitung zur Wiederverwendung). Zur erleichterten Handhabung dieser Terminologie in der Praxis empfiehlt die VDI Richtlinie 2343 für diese Unterscheidung die Begriffe ReUse I und ReUse II.

„ReUse“ wird von der AbfRR definiert als jedes Verfahren, bei dem Erzeugnisse oder Bestandteile, die keine Abfälle sind, wieder für denselben Zweck verwendet werden, für den sie ursprünglich bestimmt waren (entspricht ReUse I). Demgegenüber bezeichnet „Preparing for ReUse“ jedes Verwertungsverfahren der Prüfung, Reinigung oder Reparatur, bei dem Erzeugnisse oder Bestandteile von Erzeugnissen, die zu Abfall geworden sind, so vorbereitet werden, dass sie ohne weitere Vorbehandlung wiederverwertet werden können (entspricht ReUse II).

Es ist geplant, diese beiden Begriffe aus der AbfRR weitgehend wortgleich in die Novelle des KrW-/AbfG (unter der neuen Bezeichnung „Kreislaufwirtschaftsgesetz“) zu übernehmen, die jedoch nicht vor 2011 in Kraft treten wird. Auf europäischer Ebene ist das Gesetzgebungsverfahren für die neue WEEE-Richtlinie noch nicht abgeschlossen. Mit einem Inkrafttreten ist ebenfalls nicht vor 2011 zu rechnen. Eine Anpassung des ElektroG wird erst danach stattfinden. In jedem Fall wird eine Novellierung der nationalen WEEE-Gesetzgebung zu einer weiteren Förderung von ReUse führen – unterstützt durch die neue Abfallhierarchie der AbfRR, die dem Re-Use II den Vorrang vor allen anderen Formen der Verwertung einräumt.

ReUse (II) ist bereits eine der Zielsetzungen des ElektroG auf dem Wege zu einer integrierten Abfallwirtschaft in Deutschland: Das ElektroG „bezweckt vorrangig die Vermeidung von Abfällen von Elektro- und Elektronikgeräten und darüber hinaus die Wiederverwendung, die stoffliche Verwertung und andere Formen der Verwertung solcher Abfälle, um die zu beseitigende Abfallmenge zu reduzieren sowie den Eintrag von Schadstoffen aus Elektro- und Elektronikgeräten in Abfälle zu verringern“. Das ElektroG sieht hierfür vier zentrale Pflichten vor:

- Konzeptionspflichten: Elektr(on)ische Geräte sind möglichst so zu gestalten, dass das ReUse der Geräte sowie ihrer Bauteile und Werkstoffe berücksichtigt und erleichtert wird. Die Hersteller sind überdies verpflichtet, das ReUse nicht durch besondere Konstruktionsmerkmale oder Herstellungsprozesse zu verhindern, es sei denn, diese sind rechtlich vorgeschrieben oder deren Vorteile überwiegen (Pschera & Enderle 2007).

- Pflichten zur sicheren Rücknahme: Das ElektroG verpflichtet ebenfalls Abfallbehörden, Distributoren und Hersteller dazu, elektr(on)ische Geräte derart zu sammeln und zurückzunehmen, dass deren nachfolgender ReUse – etwa durch Beschädigungen – nicht unmöglich gemacht wird (Pschera & Enderle 2007).
- Pflicht zur Prüfung der ReUse-Möglichkeiten: Betreiber von Abfallbehandlungsanlagen müssen vor der Behandlung prüfen, ob das Elektro(nik)altgerät oder einzelne Bauteile einer Wiederverwendung zugeführt werden können, sofern eine solche Prüfung technisch möglich und wirtschaftlich zumutbar ist. Letzteres hängt stark davon ab, welche Informationen den Anlagenbetreibern von den Herstellern zur Verfügung gestellt werden (Pschera & Enderle 2007).
- Mitteilungs- und Informationspflichten: Jeder Hersteller ist verpflichtet, der Stiftung Elektro-Altgeräte-Register die Anzahl der wiederverwendeten Geräte mitzuteilen, damit diese die Abfallströme sowie das Erreichen der Recycling-Quoten überwachen kann (Pschera & Enderle 2007).

Die Unterscheidung zwischen gebrauchten Elektro- und Elektronikgeräten und Altgeräten, deren Verbringung der Abfallverbringungsverordnung (1013/2006/EG) unterliegt, ist eine schwierige Herausforderung für die internationale Rechtsdurchsetzung. Während die Verbringung von gebrauchten Elektro(nik)geräten (Produkten) zum Zwecke der Wiederverwendung zulässig ist, gilt dies für die Verbringung von Elektro- und Elektronikaltgeräten (in der Regel gefährliche Abfälle) aus der EU in Nicht-OECD-Staaten grundsätzlich nicht.

4 TECHNISCHE ASPEKTE

Das ReUse dient dem Erhalt bzw. dem Wiederherstellen der Produktfunktion. Aus technischer Sicht umfasst es Prozessschritte, die geeignet sind, Altgeräte oder deren Komponenten unter Beachtung funktions- und betriebssicherheitsrelevanter sowie qualitativer Anforderungen erneut in den Verkehr zu bringen. Dabei sind beim Produktrecycling (in Anlehnung an (Steinhilper 1999)) in der Regel fünf grundsätzliche Fertigungsschritte – Demontage, Prüfung, Reinigung, Aufarbeitung (i.e.S.) oder Austausch und (Re-) Montage – notwendig. Diese Schritte kommen im Gesamtprozess abhängig von der Art des ReUse, des geforderten Qualitätslevels, der Produktkomplexität unterschiedlich häufig und ggf. in unterschiedlicher Reihenfolge vor. Entsprechend dem geforderten Qualitätsstandard erfolgt die Demontage in der notwendigen Demontagetiefe. Nach der Demontage einzelner Komponenten (Bauteile, Baugruppen) ist eine Reinigung und Prüfung des Zustandes der Komponenten notwendig. Auf Basis dieser Tests wird entschieden, ob eine direkte Wiederverwendung der Komponente möglich, eine Aufarbeitung lohnenswert ist oder die Komponente direkt in die Aufbereitung bzw. in die Verwertung verbracht und durch eine andere ersetzt werden soll. Die folgenden Grafiken verdeutlichen den generellen Arbeitsfluss des ReUse.

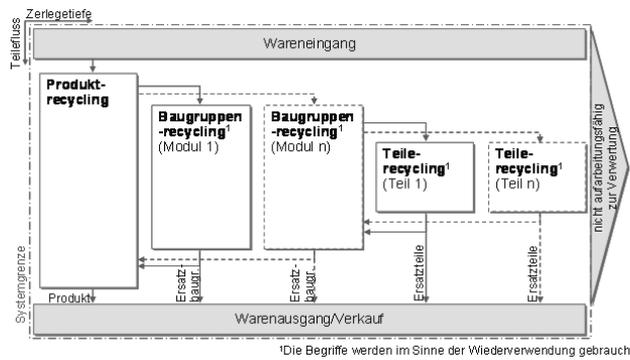


Abb. 1: Arbeitsflussmodell – Sicht der Gesamtfabrik: Vom Produktrecycling von Gesamtprodukten über Baugruppen bis hin zu Einzelteilen

Im folgenden Arbeitsflussmodell ist die Detailebene Produkt dargestellt. Die Anordnung der Arbeitsschritte orientiert sich an den Teilflüssen sowie an der abnehmenden Strukturtiefe.

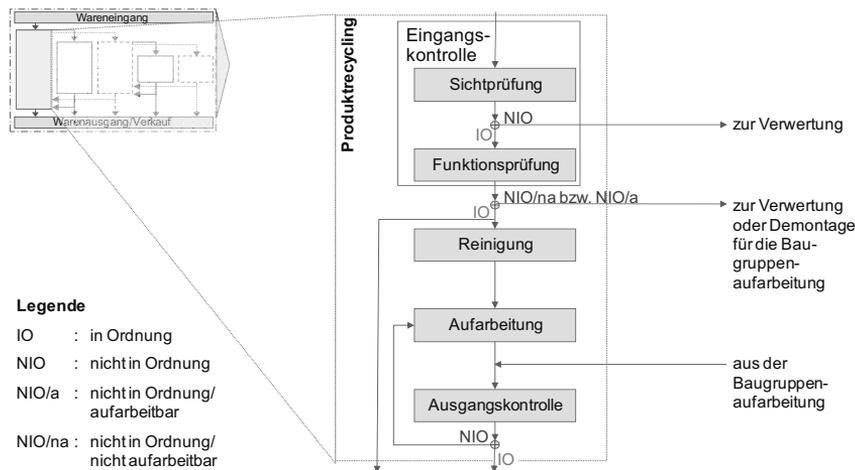


Abb. 2: Arbeitsflussmodell – Detailsicht des Produktrecyclings auf Produktebene

5 ÖKONOMISCHE UND ÖKOLOGISCHE ASPEKTE

Das ReUse von Elektro(nik)altgeräten wird in Deutschland durch eine Vielzahl unterschiedlicher Akteure durchgeführt. So betreiben sowohl Verwerter, soziale Betriebe und Werkstätten als auch Hersteller eine aktive Rücknahme und Aufarbeitung. Der Fokus dieses Beitrages liegt auf der Herstellerperspektive, da in diesem Bereich von großem ökonomischem Potential ausgegangen werden kann. Grundvoraussetzung für das ReUse von Produkten oder deren Komponenten ist das Vorhandensein einer entsprechenden Nachfrage. Diese Nachfrage kann zum einen aus Ersatzteilbedarfen resultieren, z.B. wenn keine Neuteile mehr verfügbar sind. Zum anderen kann eine Nachfrage nach Produkten mit unterschiedlicher Funktionalität aus dem ReUse bedient werden.

Ist eine Nachfrage nach ReUse-Produkten oder -Komponenten vorhanden, so sind Quellen von Geräten zur Wiederverwendung und Aufarbeitung zu erschließen. Herstellerseitig sind Quellen für wiederverwendbare und aufarbeitbare Geräte vorrangig durch Leasing- und Mietrücknahmen, Garantierücknahmen, Produktionsausschuss sowie Lagerüberschuss gegeben (Fleischmann 2001).

Stehen Geräte zur Verfügung erfolgt das ReUse. Dieses birgt ökonomisches Potential, wenn die Kosten der Sammlung und Beschaffung sowie der Aufarbeitung durch den Erlös, welcher durch den Absatz der ReUse-Produkte erzielbar ist, kompensiert werden.

Zu den Sammlungs- und Beschaffungskosten zählen die Inspektion, der Rückkaufpreis sowie der Transport. Der Rückkaufpreis kann sowohl pauschal als auch in Abhängigkeit der Qualität der Geräte aber auch in Abhängigkeit der Nachfrage des Rückläufers oder der darin enthaltenen Bauteile erstattet werden. Dabei sind Geräte höherer Qualität im Rücklauf in der Regel teurer als Geräte geringerer Qualität.

Die Kosten der Aufarbeitung gehen mit den Fertigungsschritten Demontage, Prüfung, Reinigung, Aufarbeitung (i.e.S.) oder Austausch und (Re-) Montage einher. Bei gleicher Ausgangsqualität eines Rücklaufgerätes sind hierbei höhere Kosten für die Aufarbeitung in eine höhere Funktionalität, z.B. in die eines neuwertigen Produktes, zu erwarten. Die Aufarbeitungskosten können bereits in der Produktentwicklung durch die Einflussnahme auf die Produkteigenschaften reduziert werden. Durch eine demontagegerechte Produktgestaltung können sich die Herstellkosten zwar erhöhen, jedoch reduzieren sich die Kosten im Bereich der Aufarbeitung und Wiederverwendung im Allgemeinen drastisch (Herrmann 2003).

Stehen durch die Aufarbeitung und Wiederverwendung ReUse-Produkte zur Verfügung, können diese sowohl vom Hersteller der Neuprodukte als auch von Dritten auf dem Markt angeboten werden. Wird die Aufarbeitung und Wiederverwendung kostengünstig durchgeführt, so kann neben dem bisherigen Marktsegment der Neugeräte zusätzlich ein Marktsegment bedient werden, auf welchem vorrangig Anbieter mit Neugeräten geringerer Funktionalität zu geringeren Preisen vorherrschen. Bei entsprechender Marktsegmentierung lassen sich die Märkte neuer Produkte und ReUse-Produkte eines Herstellers gut voneinander abgrenzen. Die Gefahr der Marktkannibalisierung besteht entsprechend nicht mittelbar (Luger et al. 2008).

Die am Markt erzielbaren Erlöse werden durch den Preis bestimmt, welchen die Kunden bereit sind zu zahlen. Dabei unterscheiden sich die Preise aufgrund der Funktionalität der ReUse-Produkte. So können ReUse-Produkte mit einer neuwertigen Funktionalität im Absatz einen höheren Preis erzielen als Produkte mit einer geringeren Funktionalität. Im Allgemeinen werden Neuprodukte bevorzugt, wenn das aufgearbeitete Produkt nur zu einem marginal geringeren Preis angeboten wird. Aus diesem Grund sind höhere Preise für ReUse-Produkte mit hoher Funktionalität meist nur durchzusetzen, wenn keine Neuprodukte mehr verfügbar sind.

Neben den beschriebenen ökonomischen Aspekten weist das ReUse auch soziologische Potentiale auf. In Deutschland entwickeln sich Unternehmen (z.T. mit Hilfe staatlicher Unterstützung), die speziell behinderten Menschen Arbeit geben, indem z.B. EDV-Technik aufgearbeitet wird. Es finden sich zudem ökologische Potentiale: So werden Umweltwirkungen der Produktion neuer Komponenten und Produkte durch das ReUse eingespart, wenn dieses die Nachfrage nach neuen Komponenten bzw. Produkten substituiert. Der Energie- und Materialeinsatz in der Aufarbeitung der Produkte erhöhen die Umweltwirkungen (Walther 2010), sind aber wesentlich geringer als bei einer Neuproduktion. Das ReUse bietet entsprechend ökologische Potentiale, wenn die Einsparungen an Umweltwirkungen der Produktion und Nutzung durch die zusätzlichen Umweltwirkungen des ReUse und der Nutzung nicht aufgebraucht werden.

6 BEISPIELANWENDUNG

Die Siemens AG Healthcare, ein Unternehmen aus der medizintechnischen Industrie, unterscheidet vier Arten der Produktrücknahme. Dabei handelt es sich um die Rücknahme zur Wiederverwendung, Komponentenwiederverwendung, Gewinnung von Ersatzteilen und die Rücknahme zum Recycling. In diesem Beitrag wird insbesondere auf die erste Art der Produktrücknahme eingegangen. Der technische Prozess der Reparatur, Wiederverwendung, Wiederherstellung von Produkten oder Komponenten muss in einem definierten Qualitätsprozess gehandhabt werden. Für medizintechnische Systeme sieht dieser definierte Qualitätsprozess keine signifikante Veränderung des ReUse-Produktes in Bezug auf Leistungsumfang, Sicherheitsvorgaben und keine Veränderung des beabsichtigten Gebrauchs, wie in der Systemzulassung beschrieben, vor.

Sicherheit und Wirksamkeit sind die wichtigsten Aspekte für die Wiederverwendung von medizintechnischen Systemen. Um sichere und wirksame Medizingeräte anzubieten und jegliches Risiko für Patienten, Anwender und die Umwelt zu minimieren, müssen diese Systeme in einem definierten Prozess behandelt werden. Ein solcher Prozess ist „Good Refurbishment Practice (GRP)“ (COCIR 2007). Diese stellt sicher, dass medizintechnische Systeme, die nach den Prinzipien von GRP bearbeitet werden, alle anwendbaren Qualitäts-, Leistungs- und Sicherheitsstandards einhalten, die galten als das System das erste Mal in Verkehr gebracht wurde. In einem Unternehmen, welches GRP anwendet, muss ein angemessenes Qualitätsmanagement eingeführt und gelebt werden. Der Proven Excellence Refurbishment Prozess von Siemens AG Healthcare Refurbished Systems ist ein solcher Prozess, der in Übereinstimmung mit den Regeln von GRP arbeitet (Arglebe et al. 2008). Der fünfstufige Prozess basiert auf folgenden Schritten:

- Strenge Gerätewahl,
- Demontage,
- Proven Excellence Refurbishment,
- Professionelle Installation und
- Garantie und Service.

Aus ökologischen Gesichtspunkten macht ReUse in dem hier betrachteten Fall Sinn, da der Wert des Systems erhalten bleibt und dadurch deutlich weniger Umweltauswirkungen verursacht werden. Denn nur für einige Komponenten ist eine Neufertigung notwendig, der Großteil der Komponenten kann wiederverwendet werden. Verglichen mit der Neufertigung eines Produktes können durch die Wiederverwendung bis zu 90% an Material und Energie eingespart werden (Arglebe et al. 2008). Im Fall von medizintechnischen Systemen beträgt die Ressourcenschonung (ausgedrückt in Endenergie) für ein durchschnittliches aufgearbeitetes Röntgendurchleuchtungssystem 73% verglichen mit einem entsprechenden Neusystem.

7 SCHLUSSFOLGERUNG, ZUSAMMENFASSUNG, AUSBLICK

Das ReUse von Produkten birgt eine Vielzahl verschiedener Potentiale (Brüning et al. 2008). Dabei ist jedoch zu berücksichtigen, dass die Wiederverwendung bei unqualifizierter Durchführung auch erhebliche Gefahren bis hin zum gezielten Entledigen von Elektro(nik)altgeräten durch illegalen Export birgt. Vielfach ist die praktizierte Entsorgung von Elektro(nik)altgeräten zur Werkstoffrückgewinnung mit dem Anspruch einer umweltverträglichen Abfallpolitik unvereinbar. Es ist also erforderlich, sich mit den Potentialen der Produktaufarbeitung und der erneuten Verwendung zu befassen und einen qualitätsgesicherten Handlungsrahmen zu erarbeiten. Dieser umfasst bindende Richtlinien, rechtliche Rahmenbedingungen und einzuhaltende Mindeststandards. Hierzu soll die Arbeit des Unterausschusses ReUse Antworten zu technischen, ökonomischen, ökologischen und sozialen Fragen liefern. Gegenwärtig besteht noch die Möglichkeit, an dieser Richtlinie mitzuarbeiten und diese aktiv mitzugestalten. Interessierte können sich direkt an den Obmann wenden.

LITERATUR

- Arglebe, C., Braun, M. & Plumeyer, M. (2008) Medical Electrical Equipment – Good Refurbishment Practice. In: *Proceedings Electronic Goes Green 2008+*. Stuttgart: Fraunhofer IRB Verlag, 737 – 740.
- Brüning, R., Plumeyer, M., Rosemann, B. & Enderle, B. (2009) Guideline VDI 2343 focuses ReUse, offering excellent business possibilities in “*Prosperity Waste and Waste Resources*” – Peter Lechner (Ed.) 3rd BOKU Waste Conference.
- Brüning, R., Rosemann, B. & Enderle, B. (2008) WEEE: Recommendations on ReUse for the Concerned Parties – The Guideline VDI 2343, in *Proceedings First World ReUse Forum*.
- COCIR (2007) Good Refurbishment Practice for Medical Electrical Equipment, *Advancing Healthcare in Europe*. Brussels, Belgium, November.
- Fleischmann, M. (2001) Quantitative Models for Reverse Logistics. Berlin u.a.: *Springer Verlag*.
- Hauser, W. & Lund, R.T. (2003) The Remanufacturing Industry: Anatomy of a Giant. *Boston University*.
- Herrmann, C. (2003) Unterstützung der Entwicklung recyclinggerechter Produkte. Essen Ruhr: *Vulkan-Verlag GmbH*.
- Luger, T., Herrmann, C., Steinborn, J., Walther, G. & Spengler, T.S. (2008) Wertschöpfung durch Mehrfachnutzung – Potenziale, Herausforderungen, Lösungen. In: *ZWF Zeitschrift für wirtschaftlichen Fabrikbetrieb*, Vol. 103 (9), 602 – 606.
- Pschera, T. & Enderle, B. (2007) ElektroG, Kommentar, in: Fluck (Hrsg.), *Kreislaufwirtschafts-, Abfall- und Bodenschutzrecht (Loseblattsammlung)*. Heidelberg, Deutschland: *C.F. Müller Verlag*.
- Rosemann, B. & Steinhilper, R. (2006) Design for Remanufacturing; *SAE World Conference*. Detroit, 6. April.
- Steinhilper, R. (1999) Produktrecycling – Vielfachnutzen durch Mehrfachnutzung. Stuttgart: *Fraunhofer IRB Verlag*.
- Walther, G. (2010) Nachhaltige Wertschöpfungsnetzwerke – Überbetriebliche Planung und Steuerung von Stoffströmen entlang des Produktlebenszyklus. Wiesbaden: *Gabler*.

Abfall – Abfallende – Nebenprodukt im Lichte der Abfallrahmenrichtlinie

M. Eisenberger

Umweltrechtsconsulting, Graz, Österreich

KURZFASSUNG: Abfall macht jeder, viele wollen ihn loswerden, manche wollen ihn haben und einige wenige wollen ihn nicht loslassen. Was tatsächlich zu Abfall wird, bestimmen die Gesetze. Aber auch, wann Abfall dem Abfallende unterliegt, basiert auf der Grundlage rechtlicher Bestimmungen. Mit diesem Aufsatz soll ein kurzer Überblick über die Vorgaben aus den EU-rechtlichen Bestimmungen zu den Fragen wann eine Sache zu Abfall wird, wann die Abfalleigenschaft dieser Sache wieder aufhört und unter welchen Voraussetzungen eine Sache gar nie dem Abfallbegriff unterliegt, gegeben werden. In weiterer Folge werden die in Österreich bestehenden innerstaatlichen Normen, mit denen die europarechtlichen Vorgaben zu diesem Themenkomplex umgesetzt werden, beleuchtet um schließlich die geplante innerstaatliche Umsetzung der Vorgaben der Abfallrahmenrichtlinie in den Bereichen Abfallende und Nebenprodukt zu analysieren. Letztlich werden einzelne praktische Beispiele zur Diskussion gestellt, aus denen erkennbar ist, wie problematisch die strikte ministerielle Auslegung dieser Themenbereiche in den letzten Jahren für Industrie und Gewerbe und damit für die gesamte Volkswirtschaft in Österreich ist.

1 EINLEITUNG

Abfall – in jeder Hinsicht ein problematisches Produkt. Die einen – die Endverbraucher – wollen ihn loswerden, die anderen – die Abfallwirtschaftsunternehmen und in letzter Zeit auch die Kommunen – wollen ihn haben und die dritten – die Behörden und hier an oberster Stelle das Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt- und Wasserwirtschaft – wollen ihn nicht loslassen. Im Lichte der neuen Abfallrahmenrichtlinie, der bestehenden innerstaatlichen Bestimmungen und den Umsetzungsvorstellungen der Abfallrahmenrichtlinie in Österreich wird die Ambivalenz des Abfallbegriffs ersichtlich und führt zu mannigfaltigen praktischen Problemen, die in diesem Beitrag aufgeworfen und zur Diskussion gestellt werden sollen.

2 ABFALL – DIE ENTSTEHUNGSGESCHICHTE

2.1 *Abfall nach der Abfallrahmenrichtlinie*

Die Abfallrahmenrichtlinie (RL 2008/98/EG über Abfälle) bestimmt den Begriff „Abfall“ klar und eindeutig. Demnach ist Abfall jeder Stoff oder Gegenstand, dessen sich sein Besitzer entledigt, entledigen will oder entledigen muss.

Das Entstehen der Abfalleigenschaft bedeutet jedoch nicht automatisch die Subsumtion in die Abfallrahmenrichtlinie, da diese eine Reihe von Ausnahmen vom Anwendungsbereich vorsieht. So sind etwa Böden (in-situ), auch wenn sie kontaminiert sind, oder dauerhaft mit dem Boden verbundene Gebäude aber auch nicht kontaminierte Böden, die im Zuge von Bauarbeiten ausgehoben werden, und am Entstehungsort für Bauzwecke verwendet werden, von dem Regelungskreis der Abfallrahmenrichtlinie ausgenommen.

Die Entledigungsabsicht oder die tatsächliche Entledigung werden unter dem Synonym „subjektiver Abfallbegriff“ zusammengefasst. Die Entledigungsverpflichtung, also das sich einer Sache entledigen müssen, wird als „objektiver Abfallbegriff“ umschrieben.

2.2 Abfall gemäß den innerstaatlichen Vorschriften (AWG 2002)

Die Ausgestaltung der Begriffsbestimmung „Abfall“ auf einzelstaatlicher Ebene obliegt unter Berücksichtigung der EU-Vorgaben dem innerstaatlichen Gesetzgeber. In Österreich knüpft der subjektive Abfallbegriff innerstaatlich an das Zivilrecht an. Entledigung und Entledigungswille hängen in Österreich untrennbar mit den sachenrechtlichen Bestimmungen des allgemein bürgerlichen Gesetzbuches (ABGB) zusammen, die Entledigungsverpflichtung jedoch ist öffentlich-rechtlich geregelt. Das Abfallwirtschaftsgesetz 2002 (AWG 2002) legt fest, wann eine Entledigungsverpflichtung besteht, wann also der objektive Abfallbegriff zur Anwendung kommt.

Gemäß den Bestimmungen des AWG 2002 ist eine Entledigungsverpflichtung immer dann gegeben, wenn die Sammlung, Lagerung, Beförderung und Behandlung einer Sache als Abfall im öffentlichen Interesse geboten ist, respektive die öffentlichen Interessen beeinträchtigt werden, wenn die Sache nicht als Abfall gesammelt, gelagert, befördert und behandelt wird.

Im öffentlichen Interesse ist die Sammlung, Lagerung, Beförderung und Behandlung als Abfall jedenfalls dann erforderlich, wenn eine der genannten Folgen eintreten könnte:

- die Gesundheit der Menschen wäre gefährdet oder es könnte zu einer unzumutbaren Belästigung kommen,
- es könnte eine Gefahr für die natürlichen Lebensbedingungen von Tieren oder Pflanzen oder für den Boden verursacht werden,
- es könnte die nachhaltige Nutzung von Wasser oder Boden beeinträchtigt werden,
- es könnte die Umwelt über das unvermeidliche Ausmaß hinaus verunreinigt werden,
- es könnte eine Brand- oder Explosionsgefahr herbeigeführt werden,
- Geräusche oder Lärm könnten im übermäßigen Ausmaß verursacht werden,
- es könnte das Auftreten oder Vermehren von Krankheitserregern begünstigt werden,
- es könnte die öffentliche Ordnung und Sicherheit gestört werden oder
- das Orts- und Landschaftsbild könnte erheblich beeinträchtigt werden.

Das öffentliche Interesse und damit die objektive Abfalleigenschaft sind jedenfalls dann nicht gegeben, wenn die Sache nach allgemeiner Verkehrsauffassung neu ist oder nach dieser allgemeinen Verkehrsauffassung in einer für die Sache bestimmungsgemäßen Verwendung steht.

Genau dieser Punkt führt nun zu konstanten Auslegungsschwierigkeiten und unterschiedlichen Auffassungen zwischen der Praxis und der Verwaltung und hier insbesondere dem Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt- und Wasserwirtschaft.

3 ABFALL – DAS ENDE

Wurde eine Sache aufgrund des Bestehens des objektiven oder des subjektiven Abfallbegriffes einmal zu Abfall, ist es das vorrangige Ziel des Abfallbesitzers, dieses Material (rechtlich einwandfrei) loszuwerden oder das Ende der Abfalleigenschaft zu erreichen.

3.1 Ende der Abfalleigenschaft gemäß Abfallrahmenrichtlinien

Die Abfallrahmenrichtlinie legt in Art. 6 fest, dass bestimmte Abfälle dann nicht mehr als Abfälle im Sinne der Abfallrahmenrichtlinie anzusehen sind, wenn sie ein Verwertungsverfahren durchlaufen haben und spezifische Kriterien erfüllen. Diese spezifischen Kriterien sind aufgrund der nachfolgenden vier Bedingungen festzulegen:

- der Stoff oder Gegenstand wird gemeinhin für bestimmte Zwecke verwendet,
- es besteht ein Markt für diesen Stoff oder Gegenstand oder eine Nachfrage danach,

- der Stoff oder der Gegenstand erfüllt die technischen Anforderungen für die bestimmten Zwecke und genügt den bestehenden Rechtsvorschriften und Normen für Erzeugnisse und
- die Verwendung des Stoffes oder Gegenstands führt insgesamt nicht zu schädlichen Umwelt- oder Gesundheitsfolgen.

Sollte es erforderlich sein, werden für diese Kriterien Grenzwerte für Schadstoffe festgelegt, die möglichen nachteiligen Umweltauswirkungen des Stoffes oder Gegenstands Rechnung tragen. In der Abfallrahmenrichtlinie wird die Forderung aufgestellt, dass zumindest für körniges Gesteinsmaterial, Papier, Glas, Metall, Reifen und Textilien spezielle Kriterien für das Ende der Abfalleigenschaft dieser Stoffe festzulegen sind.

3.2 Abfallende gemäß AWG 2002 in der gültigen Fassung

Das Abfallwirtschaftsgesetz legt in § 5 fest, dass Altstoffe so lange als Abfälle gelten, bis sie oder die aus ihnen gewonnenen Stoffe unmittelbar als Substitution von Rohstoffen oder von als Primärrohstoffen erzeugten Produkten verwendet werden. Der Gesetzgeber ermächtigt den Bundesminister für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt- und Wasserwirtschaft daneben jedoch auch mittels Verordnung für einzelne Abfälle das Abfallende festzulegen. Bisher hat der Bundesminister von dieser Verordnungsermächtigung für Komposte Gebrauch gemacht. An einer Abfallendeverordnung für Ersatzbrennstoffe und für Recyclate aus Baurestmassen wird derzeit intensiv gearbeitet. Faktum ist, dass in jedem Fall – also bei der Einzelfallbetrachtung mittels Abfallendebescheid oder bei der Erlassung einer Abfallendeverordnung – nur dann das Abfallende eintreten kann, wenn

- die Sache üblicherweise für den bestimmungsgemäßen Verwendungszweck eingesetzt wird,
- ein Markt existiert,
- Qualitätskriterien, welche die abfallspezifischen Schadstoffe berücksichtigen, insbesondere in Form von technischen oder rechtlichen Normen oder anerkannten Qualitätsrichtlinien, vorliegen und
- keine höhere Umweltbelastung und kein höheres Umweltrisiko von dieser Sache ausgeht, als bei einem vergleichbaren Primärrohstoff oder einem vergleichbaren Produkt aus Primärrohstoff.

3.3 Abfallende gemäß AWG-Novelle 2010

Im Zusammenhang mit der AWG Novelle 2010 ist bemerkenswert, dass der Gesetzgeber in den Erläuterungen zu Ziffer 26 (§ 5 Abs. 1) vermeint, dass die Abfallrahmenrichtlinie keine Bestimmung zur Frage des Endes der Abfalleigenschaft beinhaltet. Wie oben ausgeführt, enthält die Abfallrahmenrichtlinie jedoch einen Artikel 6, dessen Überschrift „Ende der Abfalleigenschaft“ lautet. Die Feststellung, dass die Bestimmungen über das Ende der Abfalleigenschaft Sache des nationalen Rechtes bleibt, ist daher nicht richtig.

§ 5 AWG entspricht schon jetzt im Großen und Ganzen den Bestimmungen für das Ende der Abfalleigenschaft gemäß Art. 6 Abfallrahmenrichtlinie. Einzig die in der Abfallrahmenrichtlinie neu eingeführte Vorbereitung zur Wiederverwendung soll mit der AWG-Novelle 2010 berücksichtigt werden. Demnach soll eine abgeschlossene Vorbereitung zur Wiederverwendung (Reparatur eines Elektrogerätes, Flicken einer Hose, etc.) das Abfallende der reparierten Sache bedingen. In der Praxis könnte dies bedeuten, dass jede Reparaturwerkstatt, die einen nicht mehr funktionsfähigen Fernseher funktionsfähig macht, oder jeder Schneider, der eine zerrissene Hose flickt, als Abfallbehandlungsanlage gilt und damit eine Genehmigung gemäß § 24 oder gar gemäß § 25 AWG (Behandler-Erlaubnis für nicht gefährliche oder gefährliche Abfälle) benötigt.

4 NEBENPRODUKTE

Durch die Abfallrahmenrichtlinie 2008/98/EG wurde der Begriff des Nebenproduktes eingeführt. Das AWG 2002 beinhaltet diesen Begriff des Nebenproduktes derzeit nicht. Mit der No-

velle 2010 soll jedoch Artikel 5 Abs. 1 der Abfallrahmenrichtlinie in das Abfallwirtschaftsgesetz übernommen werden und ab Inkrafttreten dieser Novelle als § 2 Abs. 3 a klarstellen, wann ein im Zuge eines Produktionsprozesses anfallendes Material, dessen Hauptziel nicht die Herstellung dieses Materials ist, als Nebenprodukt gilt und damit nicht dem Abfallregime unterliegt.

Die Voraussetzungen für die Nebenprodukteigenschaft eines Stoffes oder Gegenstandes sind die folgenden:

- es ist sicher, dass der Stoff oder Gegenstand weiterverwendet wird, weil z.B. ein Markt besteht,
- der Stoff oder Gegenstand kann direkt ohne weitere Verarbeitung, die über die normalen industriellen Verfahren hinausgeht, verwendet werden,
- der Stoff oder Gegenstand wird als integraler Bestandteil eines Herstellungsprozesses gezielt erzeugt und
- die weitere Verwendung ist zulässig, insbesondere ist der Stoff oder Gegenstand unbedenklich für den beabsichtigten sinnvollen Zweck einsetzbar, es werden keine Schutzgüter (kein öffentliches Interesse) durch die Verwendung beeinträchtigt und es werden alle einschlägigen Rechtsvorschriften eingehalten.

Diese Definition des Nebenproduktes lässt einen sehr großen Spielraum, ob eine Sache als Nebenprodukt gewertet wird. Bereits im Jahr 2007 hat die Kommission der Europäischen Union jedoch an den Rat und das Europäische Parlament (Fußnote 2 Komm (2007) 59 endgültig /2) eine Mitteilung zur Auslegungsfragen betreffend Abfall und Nebenprodukte erstellt. Als Beispiele für Nebenprodukte wurden etwa Schlacke und Staub aus der Eisen- und Stahlherstellung, Nebenerzeugnisse der Lebensmittel und Getränkeindustrie, Tierfutter, Nebenerzeugnisse aus der Verbrennung, Gips aus der Rauchgasentschwefelung sowie Schnittabfälle und ähnliche Materialien genannt.

Ob diese Mitteilung von den österreichischen Behörden und hier insbesondere von der sachlich in Betracht kommenden Oberbehörde in dieser Form als Entscheidungsgrundlage übernommen wird, bleibt abzuwarten. Es steht jedoch zu befürchten, dass auch bei der Abgrenzung zwischen Abfall und Nebenprodukt der österreichische Weg in der Praxis komplizierter sein wird, als die europarechtlichen Vorgaben.

5 PRAKTISCHE BEISPIELE

Anhand einiger Beispiele soll aufgezeigt werden, dass der restriktive Umgang der Vollzugsbehörden in Österreich mit der Einstufung einer Sache als Abfall und der Entlassung aus dem Abfallregime große Probleme mit sich bringt.

5.1 Bodenaushub

Sachverhalt: Ein Unternehmen schiebt den Mutterboden eines Grundstückes ab, um auf diesem Grundstück einen Abstellplatz zu errichten. Das abgeschobene Material wird am Standort dazu verwendet um einen Lärm- und Sichtschutzdamm zu errichten.

Meinung der (AISAG) Behörde: Bei dem für den Damm verwendeten Material handelt es sich aus subjektiven Gründen um Abfall, weil die Intention des Abschiebens primär die Herstellung eines Abstellplatzes war und nicht die Errichtung des Dammes.

Rechtliche Tatsachen:

- Behörde legt fest, was die subjektiven Intentionen des potentiellen Abfallerzeugers sind,
- Behörde ignoriert die Bestimmungen zur Frage der Entstehung der Abfalleigenschaft gemäß AWG,
- Behörde subsumiert mit dieser Rechtsmeinung Material unter die Altlastensanierungsbeitragspflicht und

- Behörde ignoriert EU-rechtliche Bestimmungen. In diesem Fall insbesondere die Ausnahme zu Boden gemäß Art 2 ARRL.

Faktische Auswirkungen:

- Auch natürliche Rohstoffe können in Österreich nicht mehr Altlastensanierungsbeitragsfrei eingesetzt werden.

5.2 *Stahlwerkschlacke (Hüttenschotter)*

Sachverhalt: Österreichische Stahlwerke produzieren seit Anfang der 90er in einer Form, die es ermöglicht den Hüttenschotter in verschiedenen Bereichen einzusetzen. Diese Materialien waren aufgrund ihrer Zusammensetzung und ihrer Umweltverträglichkeit bis 2006 als (Neben)Produkte anerkannt und wurden, wie in ganz Europa nach wie vor üblich, im Straßenbau, im Eisenbahntrassenbau und sogar als Düngemittel eingesetzt.

Meinung der (AISAG) Behörde: Mit der AISAG Novelle BGBl I 71/2003, die am 01.01.2006 in Kraft getreten ist, handelt es sich bei Hüttenschotter um Abfall, weil die Gesamtgehalte im Feststoff höher sind, als die Grenzwerte der Bodenaushubdeponie laut DepVO 2008.

Rechtliche Tatsachen:

- Österreich ist das einzige Land in Europa, das Grenzwerte für die Gesamtgehalte im Feststoff für Schwermetalle vorschreibt,
- Die österreichische Verwaltung zieht diese Grenzwerte für die Beurteilung der Abfalleigenschaft einer Sache heran,
- Die österreichische Verwaltung ignoriert die EU-rechtlichen Vorgaben zur Qualifizierung von Nebenprodukten,
- Die österreichische Verwaltung ignoriert die innerstaatlichen Bestimmungen zur Frage der Entstehung von Abfall,
- Der eingesetzte Baustoff unterliegt der Altlastensanierungsbeitragspflicht und
- Ein (Neben)Produkt, dass seit Jahrzehnten als Baustoff eingesetzt wird, wird in das Abfallregime gezwängt.

Faktische Auswirkungen:

- Der Einsatz von Sekundärrohstoffen wird unmöglich gemacht,
- Der Grundsatz der Ressourcenschonung des AWG wird ad absurdum geführt,
- Eine ganze Branche erleidet in Österreich einen derartigen Wettbewerbsnachteil, dass die Produktion unrentabel wird und
- Zig-tausende Menschen verlieren ihren Arbeitsplatz.

5.3 *Recycelte Baurestmassen*

Sachverhalt: Grundstückseigentümer einer Industriebrache bricht Gebäude ab, recycelt die Baurestmassen vor Ort und setzt das aufbereitete Material auf dem Grundstück als Substitut für Primärrohstoffe zur Befestigung des Industriegrundstückes ein.

Meinung der (AISAG Behörde): Material verliert trotz qualitätsgesicherter Aufbereitung auch bei bestimmungsgemäßem Einsatz die Abfalleigenschaft nicht. Der Einsatz unterliegt daher der Altlastensanierungsbeitragspflicht.

Rechtliche Tatsachen:

- Behörde legt die gesetzlichen Bestimmungen stets wider den Normunterworfenen aus und
- Es ist rechtlich nicht eindeutig geklärt unter welchen Bedingungen recycelte Baurestmassen als Rohstoffsubstitut eingesetzt werden können.

Faktische Auswirkungen:

- Es ist praktisch unmöglich recycelte Baurestmassen als Rohstoffsubstitut einzusetzen und
- Die im AWG festgelegte Ressourcenschonung ist ein inhaltsleeres Schlagwort.

6 ZUSAMMENFASSUNG

Die Ausweisung einer Sache als Abfall, der Verlust der Abfalleigenschaft und die Qualifizierung einer Sache als Nebenprodukt scheinen auf den ersten Blick einfach geregelt zu sein. Die Definitionen lassen jedoch einen großen Interpretationsspielraum, der in der Praxis nicht nur den Normunterworfenen Probleme bereitet. Die Verwaltungsbehörden der Unterinstanzen, aber auch die Zollbehörden, die für die Abgabeneinhebung des Altlastensanierungsgesetzes zuständig sind, suchen immer häufiger, auch außerhalb des gesetzlichen Instanzenzuges, beim Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft Rat. Der restriktive Umgang der Verwaltung mit den Abfallregelungen in der Praxis zeigt keinen Mehrwert für die Umwelt und führt zu einer ständig wachsenden Zahl von Verwaltungsstrafverfahren und Verfahren nach dem Altlastensanierungsgesetz. Dies bringt der österreichischen Wirtschaft Wettbewerbsnachteile und bedingt einen unwiederbringlichen Schaden für die Volkswirtschaft.

Die neue deutsche Deponieverordnung aus technisch-wissenschaftlicher Sicht

T. Egloffstein & G. Burkhardt

ICP Ingenieurgesellschaft Prof. Czurda und Partner mbH, Karlsruhe, Deutschland

KURZFASSUNG: In der neuen Deponieverordnung, die seit dem 16.07.2009 in Deutschland in Kraft getreten ist, erfolgte ein deutlicher Paradigmenwechsel von der Vorgabe eines Regel-Abdichtungssystems hin zu Anforderungen an die Leistungsfähigkeit von Abdichtungssystemen. Damit entfällt der bisher erforderliche Gleichwertigkeitsnachweis, der für alternative Abdichtungssysteme gegenüber den Regelsystemen erbracht werden musste, die seit Inkrafttreten der Technischen Anleitung Abfall (TA 1991) und TA Siedlungsabfall (TASi 1993) vorgegeben waren. Dieser Nachweis war ohnehin kaum führbar, da die Regelsysteme als über unendlich lange Zeit funktionsfähig galten, ohne dass dies nachgewiesen werden musste, wohingegen dies für alternative Systeme teilweise verlangt wurde. Nun werden nur noch sog. Abdichtungskomponenten vorgeschrieben, die bestimmte Grundanforderungen (Dichtigkeit, mechanische Widerstandsfähigkeit, Beständigkeit, Herstellbarkeit) einhalten müssen. Leider wurden die Anforderungen nicht an alle Systeme in gleicher Weise gestellt, so dass auch heute noch ein gewisses Ungleichgewicht zwischen verschiedenen Materialien und Systemen herrscht. Allen Systemen und Materialien wird jedoch eine Zulassung durch die Bundesanstalt für Materialforschung und -prüfung (für Geokunststoffe) oder eine Eignungsbeurteilung der LAGA (Bund/Länder Arbeitsgemeinschaft Abfall) Ad-hoc-AG „Deponietechnik“ (für mineralische Materialien und Systeme) abverlangt.

1 EINLEITUNG

In der neuen deutschen Deponieverordnung (DepV 2009) wurde hinsichtlich der Abdichtungssysteme ein Paradigmenwechsel vollzogen, weg von der Regelabdichtung der TA Abfall (1991) und TA Siedlungsabfall (1993) hin zu einer Eignungsbeurteilung, die alle technisch möglichen Systeme nachweisen müssen. Nach der TA Abfall, TA Siedlungsabfall und auch noch der alten DepV (2002) musste für alle Abweichungen von der Regelabdichtung, bestehend aus einer mineralischen Abdichtung und ab Deponieklasse II auch aus einer Kunststoffdichtungsbahn, die Gleichwertigkeit des alternativen Systems durch einen Gleichwertigkeitsnachweis nachgewiesen werden. Das Regelabdichtungssystem selbst wurde dabei nie auf seine Eignung hin geprüft. Die von der bisherigen deutschen LAGA Ad-hoc-AG „Deponietechnische Vollzugsfragen“ bereits erstellten Eignungsbeurteilungen und die Zulassungen der BAM (Bundesanstalt für Materialforschung und -prüfung) für Kunststoffdichtungsbahnen haben einen bundeseinheitlichen Qualitätsstandard, der auch für die noch durchzuführenden Eignungsbeurteilungen durch die LAGA Ad-hoc-AG „Deponietechnik“ gewährleistet werden soll. In der neuen DepV gibt es größere Freiheiten des Planers und des Bauherren bei der Auswahl des geeigneten Abdichtungssystems unter Beachtung der besonderen Bedingungen des Standortes (Lage der Deponie, Morphologie, geologische Barriere), d.h. erhöhte Anforderungen an die planerische Beurteilung und Bemessung von Abdichtungssystemen.

Die Autoren waren und sind bei mehreren Eignungsbeurteilungen für Bentonitmatten, bentonit- und polymervergütete Böden wie TRISOPLAST® oder Reststoffdichtungen wie TREAMin® sowie Asphaltabdichtungen durch die bisher sog. LAGA Ad-hoc-AG sowohl als Prüfinstitution (Laborprüfungen, Feldversuche) involviert als auch, als externe Sachverständige der LAGA Ad-hoc-AG tätig.

2 DER PARADIGMENWECHSEL DURCH DIE NEUE DEPONIEVERORDNUNG

2.1 *Inhalt und Gliederung der DepV*

Die neue Deponieverordnung vereinigt alle bisher geltenden Verordnungen und Verwaltungsvorschriften im Bereich Deponierung von Abfällen und löst diese damit ab. Somit wurden in Deutschland die Verwaltungsvorschriften TA Abfall (1991) und TA Siedlungsabfall (1993) sowie die Abfallablagerungsverordnung (2001), die Deponieverordnung (2002) und die Deponieverwertungsverordnung (2005) außer Kraft gesetzt. Es fand damit eindeutig eine Vereinfachung des Deponierechts statt, da die Regelungen hierzu in mindestens sechs verschiedenen Gesetzen und untergeordneten gesetzlichen Regelwerken verteilt waren. Der Inhalt der DepV ist wie folgt gegliedert:

Teil 1: Allgemeine Bestimmungen	Teil 5: Langzeitlager
§ 1 Anwendungsbereich	§ 23 Errichtung und Betrieb
§ 2 Begriffsbestimmungen	§ 24 Stilllegung und Nachsorge
Teil 2: Errichtung, Betrieb, Stilllegung und Nachsorge von Deponien	Teil 6: Schlussvorschriften
§ 3 Errichtung	§ 25 In der Ablagerungsphase befindliche Altdeponien
§ 4 Organisation und Personal	§ 26 In der Stilllegungsphase befindliche Altdeponien
§ 5 Inbetriebnahme	§ 27 Ordnungswidrigkeiten
§ 6 Voraussetzungen für die Ablagerung	§ 28 Übergangsvorschriften
§ 7 Nicht zugelassene Abfälle	
§ 8 Annahmeverfahren	Anhang 1: Anforderungen an den Standort, die geologische Barriere, Basis und Oberflächenabdichtungssysteme von Deponien der Klasse 0, I, II und III
§ 9 Handhabung der Abfälle	Anhang 2: Anforderungen an den Standort, geologische Barriere, Langzeitsicherheitsnachweis und Stilllegungsmaßnahmen von Deponien der Klasse IV im Salzgestein
§ 10 Stilllegung	Anhang 3: Zulässigkeits- und Zuordnungskriterien
§ 11 Nachsorge	Anhang 4: Vorgaben zur Beprobung (Probenahme, Probevorbereitung und Untersuchung von Abfällen und Deponieersatzbaustoffen)
§ 12 Maßnahmen zur Kontrolle, Verminderung und Vermeidung von Emissionen, Immissionen, Belästigungen und Gefährdungen	Anhang 5: Information, Dokumentation, Kontrollen, Betrieb
§ 13 Information und Dokumentation	
Teil 3: Verwertung von Deponieersatzbaustoffen	
§ 14 Grundsätze	
§ 15 Einsatzbereiche und Zuordnung	
§ 16 Inverkehrbringen von Abfällen	
§ 17 Annahmeverfahren und Dokumentation	
Teil 4: Sonstige Vorschriften	
§ 18 Sicherheitsleistung	
§ 19 Antrag, Anzeige	
§ 20 Grenzüberschreitende Behörden- und Öffentlichkeitsbeteiligung	
§ 21 Behördliche Entscheidungen	
§ 22 Überprüfung behördlicher Entscheidungen	

2.2 *Anforderungen an den Deponiestandort und die Abdichtungssysteme in der neuen DepV*

Die neue Deponieverordnung gibt die Anforderungen an den Untergrund wie folgt vor:

1.
2. ...
3. Die Mindestanforderungen an die Wasserdurchlässigkeit (k) und Dicke (d) der geologischen Barriere gemäß Ziffer 2 ergeben sich aus Tab. 1 Nummer 1 DepV. Erfüllt die geologische Barriere in ihrer natürlichen Beschaffenheit nicht diese Anforderungen, kann sie durch technische Maßnahmen geschaffen, vervollständigt oder verbessert werden. Im Fall von Satz 2 kann die Dicke (d) auf eine Mindestdicke von 0,5 Meter reduziert werden, wenn über eine entsprechend geringere Wasserdurchlässigkeit die gleiche Schutzwirkung wie nach Satz 1 erzielt wird.

4. Abweichend von Ziffer 2 gilt bei einer Deponie, die über keine geologische Barriere gemäß Ziffer 2 verfügt, die Ziffer 3 Satz 2 mit der Maßgabe, dass die technischen Maßnahmen in der Mindestdicke nach Tab. 1 Nummer 1 ausgeführt werden“

Die Punkte 3 und 4 beziehen sich auf die zweite Zeile der nachfolgenden Tab. 1.

Tab. 1: Aufbau der geol. Barriere und des Basisabdichtungssystems gemäß Tab. 1 Anhang 1 DepV

Systemkomponente	DK 0	DK I	DK II	DK III
Geologische Barriere ¹⁾	$k \leq 1 \times 10^{-7}$ m/S $d \geq 1$ m	$k \leq 1 \times 10^{-9}$ m/s $d \geq 1$ m	$k \leq 1 \times 10^{-9}$ m/s $d \geq 1$ m	$k \leq 1 \times 10^{-9}$ m/s $d \geq 5$ m
1. Systemkomponente ²⁾	nicht erforderl.	erforderlich	erforderlich	erforderlich
2. Systemkomponente ²⁾	nicht erforderl.	nicht erforderl.	erforderlich	erforderlich
Mineralische Entwässerungsschicht (Körnung gemäß DIN 19667) ³⁾	$d \geq 0,3$ m	$d \geq 0,5$ m	$d \geq 0,5$ m	$d \geq 0,5$ m

¹⁾ Der Durchlässigkeitsbeiwert k ist bei einem Druckgradienten $i = 30$ (Laborwert nach DIN 18130-1, Ausgabe Mai 1998, Baugrund – Untersuchung von Bodenproben; Bestimmung des Wasserdurchlässigkeitsbeiwerts – Teil 1: Laborversuche) einzuhalten.

²⁾ Werden Abdichtungskomponenten aus mineralischen Bestandteilen hergestellt, müssen diese eine Mindestdicke von 0,50 m und einen Durchlässigkeitsbeiwert von $k \leq 5 \times 10^{-10}$ m/s bei einem Druckgradienten von $i = 30$ (Laborwert nach DIN 18130-1, Ausgabe Mai 1998, Baugrund – Untersuchung von Bodenproben; Bestimmung des Wasserdurchlässigkeitsbeiwerts – Teil 1: Laborversuche) einhalten. Werden Kunststoffdichtungsbahnen als Abdichtungskomponente eingesetzt, darf ihre Dicke 2,5 mm nicht unterschreiten.

³⁾ Wenn nachgewiesen wird, dass es langfristig zu keinem Wasseranstau im Deponiekörper kommt, kann mit Zustimmung der zuständigen Behörde bei Deponien der Klasse I, II und III die Entwässerungsschicht mit einer geringeren Schichtstärke oder anderer Körnung hergestellt werden.

Im Prinzip blieben also die alten Regelungen erhalten, allerdings werden die Systemkomponenten nicht mehr fest vorgegeben. Für tonmineralogische Dichtungen gelten die bisherigen Anforderungen an den k -Wert und für PE-HD Kunststoffdichtungsbahnen die Regelungen zur Mindestdicke. Die Anforderung an die geologische Barriere entspricht unverändert den Anforderungen der EU Deponierichtlinie (EU 1999).

Da sich die bisherigen Regelabdichtungen für Basisabdichtungen bewährt haben und es – bis auf den Einsatz von Asphaltabdichtungen – kaum Ansätze gab, diese an der Deponiebasis zu verändern, soll im Weiteren insbesondere auf die Oberflächenabdichtungen eingegangen werden.

Die Anforderungen an tonmineralogische Abdichtungen wurden für Oberflächenabdichtungen aus den alten Regelungen übernommen. Für andere mineralische Dichtungen, deren Wirkung nicht mit einem Durchlässigkeitsbeiwert beschrieben werden können (Kapillarsperre), wurden jedoch andere Anforderungen gestellt. Auch an Wasserhaushaltsschichten und Dichtungen, bei welchen eine Systemkomponente durch ein Dichtungskontrollsystem ersetzt werden soll, gelten spezifische Anforderungen.

Tab. 2: Aufbau der geologischen Barriere und des Basisabdichtungssystems gemäß DepV

Systemkomponente	DK 0	DK I ⁵⁾	DK II ⁶⁾	DK III
Ausgleichsschicht ¹⁾	nicht erforderl.	ggfs. ⁷⁾ erforderl.	ggfs. ⁷⁾ erforderl.	ggfs. ⁷⁾ erforderl.
Gasdränschicht ¹⁾	nicht erforderl.	nicht erforderl.	ggfs. ⁸⁾ erforderl.	ggfs. ⁸⁾ erforderl.
1. Systemkomponente ²⁾	nicht erforderl.	nicht erforderl.	erforderlich ²⁾	erforderlich ³⁾
2. Systemkomponente ²⁾	nicht erforderl.	erforderlich ²⁾	erforderlich ²⁾	erforderlich ³⁾
Dichtungskontrollsystem	nicht erforderl.	nicht erforderl.	nicht erforderl.	erforderlich
Entwässerungsschicht, $d \geq 30$ cm $k \geq 1 \times 10^{-3}$ m/s Gefälle $> 5\%$ ⁴⁾	nicht erforderl.	erforderlich	erforderlich	erforderlich
Rekultivierungsschicht/ techn. Funktionsschicht	erforderlich	erforderlich	erforderlich	erforderlich

¹⁾⁻⁹⁾ Bitte die Fußnoten der DepV entnehmen: www.gesetze-im-internet.de/bundesrecht/depv/gesamt.pdf

Weiters wird in der DepV gefordert:

„... Bei Erfordernis von zwei Systemkomponenten sollen diese Komponenten aus verschiedenen Materialien bestehen, die auf eine Einwirkung (z.B. Austrocknung, mechanische Perforation) so unterschiedlich reagieren, dass sie hinsichtlich der Dichtigkeit fehlerausgleichend wirken.“

Wird das Oberflächenabdichtungssystem ohne eine Konvektionssperre hergestellt, ist bei Deponien der Klasse I, II und III ein Kontrollfeld von wenigstens 300 m² Größe an repräsentativer Stelle im Oberflächenabdichtungssystem einzurichten, mit dem der Durchfluss durch das Oberflächenabdichtungssystem bestimmt werden kann. Das Kontrollfeld ist bis zum Ende der Nachsorgephase zu betreiben. ...“

Für mineralische Abdichtungen, deren Eigenschaften nicht mit dem Durchlässigkeitsbeiwert beschrieben werden können (Kapillarsperre), wurde die Durchlässigkeit so festgelegt, dass sie im fünfjährigen Mittel nicht mehr als 20 mm (DK I und DK II) bzw. 10 mm (DK III) Durchfluss aufweisen dürfen. Dies ist eine deutlich strengere Anforderung als an tonmineralogische Abdichtungen (für DK I und DK II). Die gleiche Anforderung wird an eine Wasserhaushaltsschicht gestellt, die anstelle der Dichtungsschicht bei der Deponieklasse I verwendet wird. Die Mächtigkeit der Wasserhaushaltsschicht muss mindestens 1,5 m betragen und die nutzbare Feldkapazität bezogen auf die gesamte Dicke mindestens 220 mm. Des Weiteren wird für die DK II gefordert, dass die Durchsickerung höchstens 10% vom langjährigen Mittel des Niederschlags (in der Regel 30 Jahre), höchstens 60 mm/Jahr, spätestens fünf Jahre nach Herstellung betragen darf. Ausnahmen an die Anforderung der nutzbaren Feldkapazität können an Standorten mit weniger als 600 mm Jahresniederschlag gemacht werden, wenn nachgewiesen wird, dass die geforderte Wirkung eingehalten wird.

2.3 Wirksamkeit – wie dicht muss eine Oberflächenabdichtung sein?

Eine Oberflächenabdichtung für eine Deponie ist dafür da, eindringendes Niederschlagswasser von den Abfällen fern zu halten, um die Auswaschung und Verlagerung der Schadstoffe in das Grundwasser zu verhindern. Zugleich hat sie bei Deponien mit organischen Inhaltstoffen die Aufgabe, die Emission von Treibhausgasen (i.W. Methan aber auch CO₂ und Spurengase) zu unterbinden. Die Frage der Dichtigkeit von gering durchlässigen mineralischen Oberflächenabdichtungen wurde schon vor dem Inkrafttreten der TASI kontrovers diskutiert und mit der Anforderung $k \leq 5 \times 10^{-9}$ m/Sekunde entgegen dem Rat der Fachleute ($k \leq 5 \times 10^{-10}$ m/Sekunde) durch Bundesratsbeschluss politisch abgemindert. Diese Anforderung an die Dichtigkeit ist für eine wirksame Abdichtung vor dem Hintergrund der Sickerwasserminimierung unseres Erachtens zu gering ausgefallen. Gemäß Modellierungen mit dem Wasserhaushaltsmodell HELP gehen durch eine mineralische Abdichtung mit den genannten Anforderungen nach TASI, beispielhaft berechnet für zwei reale Standorte, bei 759 mm Niederschlag/Jahr ca. 10% des Niederschlags = ca. 76 mm/Jahr und bei 1.073 mm N/Jahr ca. 12% des Niederschlags = ca. 130 mm hindurch (Egloffstein & Burkhardt 1995). In niederschlagsarmen Gebieten sind mit den vorgenannten Anforderungen durchaus auch Durchsickerungen von weniger als 50 mm/Jahr möglich, solange die mineralische Dichtung nicht durch z.B. Austrocknungsvorgänge in ihrer Funktion beeinträchtigt wird. Bereits eine vereinfachte, überschlägige Betrachtung der Sickerwassermenge mit der Formel:

$$Q = k * F * i \quad (1)$$

wobei: k = Durchlässigkeitsbeiwert [m/s]; F = Fläche [m²]; i = hydraulischer Gradient

ergibt bei $k = 5 \times 10^{-9}$ m/Sekunde, 1 m² Fläche und einem theoretischen Gradienten von $i = 1$ eine Durchsickerung von rund 100 Liter/m² oder 100 mm, wenn man von einer acht monatigen Versickerungsphase pro Jahr ausgeht, d.h. rund 13% des durchschnittlichen Jahresniederschlags der BRD von ca. 780 mm/Jahr. Trotz dieser in Fachkreisen bekannten zu geringen Anforderungen an die Durchlässigkeit mineralischer Oberflächenabdichtungen hat die neue DepV diese für die Deponieklassen I und II wieder übernommen.

Wie bereits erwähnt, wurden die Anforderungen an die alternativen Dichtungen wie Kapillarsperren oder Wasserhaushaltsschichten gegenüber diesen Anforderungen auf ca. 20 mm/Jahr bzw. 10 mm/Jahr Durchsickerung erhöht. Dies passt von den Anforderungen gut zur Deponie-

klasse III, da die Anforderung $k \leq 5 \times 10^{-10}$ m/Sekunde nach HELP-Modellierung ca. 1% des Jahresniederschlages (in der BRD ca. 500 – 1.200 mm), d.h. ca. 5 – 12 mm/Jahr Durchsickerung zulässt und auch durch die vereinfachte Überschlagsrechnung nach Darcy bei $k = 5 \times 10^{-10}$ m/Sekunde und einem Gradienten von $i = 1$ und eine 8-monatige Versickerungsphase rechnerisch ca. 10 mm/Jahr eine (tonmineralische) Dichtungskomponente durchsickern würden.

Die oben beschriebenen eher theoretischen Modellrechnungen werden in der Praxis i.W. aus Testfelduntersuchungen oder aus Sickerwassermessungen im Ergebnis in etwa bestätigt. Intakte tonmineralische Abdichtungen mit $k \leq 5 \times 10^{-10}$ m/Sekunde erreichen offenbar die o.g. theoretischen Durchsickerungsraten, wie Behling (2007) aufzeigt. Nach seiner Auswertung von Testfelddaten aus der BRD erreichen intakte mineralische Abdichtungen mit Einbau-k-Werten von $k \leq 5 \times 10^{-10}$ m/Sekunde Durchsickerungsraten von < 20 mm. Eine Vielzahl der Ergebnisse aus (Testfeld-) Untersuchungen der vergangenen Jahre in der BRD liegen mittel- bis langfristig allerdings zwischen > 20 und ca. 200 mm/Jahr (z.B. Huber et al. 2002). Dies ist sicherlich nur zum geringeren Teil auf erhöhte Einbau-k-Werte zurückzuführen, sondern überwiegend mit einer Schädigung der tonmineralischen Abdichtung durch Trocknungsrisse verknüpft, welche im Ergebnis eine Zunahme der Wasserdurchlässigkeit von i.d.R. 2 – 3 Zehnerpotenzen bedeutet. Eine Selbstheilung durch die Wiedervernässung und Schließung der Trocknungsrisse durch Rückquellung findet bei mineralischen Dichtungen unter den Spannungsverhältnissen einer Oberflächenabdichtung de facto nicht statt, bei Bentonitmatten ist die Selbstheilung an Mindestauflast-Spannungen geknüpft und darf für eine Bemessung nicht planmäßig herangezogen werden (Egloffstein 2000). Die Anforderung an eine gute Wirksamkeit einer konvektiv durchströmten Dichtung (tonmineralische Dichtungen, Bentonitmatten, TRISOPLAST[®], etc.), d.h. an den Durchlässigkeitsbeiwert, sollte unseres Erachtens mindestens $k < 1 \times 10^{-9}$ m/Sekunde betragen.

3 FACHTECHNISCHE ANMERKUNGEN ZUR NEUNEN DEPV (2009)

Die Anforderungen an die Basisabdichtungssysteme entsprechen weitgehend den bisherigen, auch wenn nun keine Regelabdichtung mehr vorgegeben ist. Da sich die Regelabdichtungen im Bereich der Deponiebasis aber bewährt haben und die relativ wenigen Alternativen ebenfalls bereits eine bewährte Regelung erhalten haben (z.B. Asphaltichtung), soll an dieser Stelle hierüber nicht weiter diskutiert werden. Es sei nur angemerkt, dass es naturdichte Standorte, die die Anforderungen an die geologische Barriere erfüllen, kaum geben wird.

Wesentlich mehr Diskussionsstoff geben die neuen Regelungen zu den Oberflächenabdichtungssystemen der verschiedenen Deponieklassen, da sie sehr unterschiedliche Anforderungen an die einzelnen Materialien und Systeme stellen. Zunächst sei noch einmal kurz auf die tonmineralischen Dichtungen im Oberflächenabdichtungssystem eingegangen. Bereits weiter oben wurde ausgeführt, dass die Anforderung an den Durchlässigkeitsbeiwert von $k \leq 5 \times 10^{-9}$ m/Sekunde (DK I und II) nicht als ausreichend anzusehen ist.

Im Gegensatz hierzu steht die Anforderung an andere mineralische Dichtungen, dass der maximale Durchfluss im fünfjährigen Mittel maximal 20 mm (DK I und II) bzw. 10 mm (DK III) pro Jahr betragen darf. Für Kapillarsperren, welche diese Anforderung als einzelne Abdichtungskomponente in Verbindung mit der Rekultivierungsschicht (ggf. als Wasserhaushaltsschicht konzipiert) einhalten müssten, schränkt dies die Anwendungsgebiete wahrscheinlich auf niederschlagsärmere Gebiete ein. In niederschlagsreicheren Gebieten wird diese Anforderung ohne wirksame Zuflussbegrenzung (Abdichtung) wahrscheinlich nur schwer einzuhalten sein.

Die Möglichkeit, für die Deponieklasse II die zweite Abdichtungskomponente durch ein Dichtungskontrollsystem ersetzen zu können, wenn das erste Abdichtungssystem aus einer Konvektionssperre besteht, kann uneingeschränkt begrüßt werden. Allerdings ist hiermit die Anforderung verknüpft, Deponien welche noch Rohmüll enthalten (organische Abfälle bzw. nicht inertisierte Abfälle) mittels z.B. Belüftung und/oder Sickerwasserrückführung zu inertisieren. Aufgrund des unmittelbaren, wenn auch vereinfachten, Zusammenhangs zwischen Versickerung = Niederschlag – Evapotranspiration sind Wasserhaushaltsschichten, welche im langjährigen Mittel den Durchfluss auf $\leq 10\%$ des Niederschlages bzw. maximal 60 mm/Jahr begrenzen, auf niederschlagsarme Regionen mit Niederschlägen unter ca. 650 mm beschränkt. Die realistische Erreichbarkeit der Anforderung an einer Durchsickerung von Wasserhaushaltsschichten von $\leq 10\%$ des Niederschlages beschränkt sich unseres Erachtens i.W. auf diese Ge-

biete, die etwas mehr als ein Viertel der Fläche der BRD ausmachen. Es scheint uns deshalb unter den oben bereits genannten Einschränkungen, dass Wasserhaushaltsschichten zur Erreichung der vorgenannten Anforderung von vorneherein nicht für niederschlagsreiche Gebiete geeignet sind, die Anforderung die Durchsickerung auf $q \leq 60 \text{ mm/Jahr}$ im langjährigen Mittel zu begrenzen, als sinnvoll.

ZITIERTE UND WEITERFÜHRENDE LITERATUR

- Behling, D. (2007) Die Gleichwertigkeit von Deponie-Oberflächenabdichtungen vor dem Hintergrund bundesweiter Testfelduntersuchungen. Veröffentlichung des LGA – Grundbauinst., Heft 86, Nürnberg.
- BMU Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (1990) Erste allgemeine Verwaltungsvorschrift über Anforderungen zum Schutz des Grundwassers bei der Lagerung und Ablagerung von Abfällen vom 31. Januar 1990 (GMBI S. 74) geändert durch Art. 4 Allgem. VwV zur Änd. der TA Abfall v. 17. 12. 1990 (GMBI S. 866) (außer Kraft seit 16.07.2009).
- BMU Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (1991) Gesamtfassung der zweiten allgemeinen Verwaltungsvorschrift zum Abfallgesetz (TA-Abfall) – Technische Anleitung zur Lagerung, chemisch/physikalischen, biologischen Behandlung, Verbrennung und Ablagerung von besonders überwachungsbedürftigen Abfällen vom 12.03.1991, GMBI 1991, Nr. 8. (außer Kraft seit 16.07.2009).
- BMU Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (1993) Dritte Allgemeine Verwaltungsvorschrift zum Abfallgesetz (TA-Siedlungsabfall) – Technische Anleitung zur Verwendung, Behandlung und sonstigen Entsorgung vom Sondermüllabfällen, Bundesanzeiger, 45. Jhrg. Nummer 99a, 29. Mai 1993 (außer Kraft seit 16.07.2009).
- BMU Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (2001) Abfallablagerungsverordnung (AbfAbfV). Verordnung über die umweltverträgliche Ablagerung von Siedlungsabfällen (2001). <http://www.bmu.de>.
- BMU Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (2002) Deponieverordnung – DepV Verordnung über Deponien und Langzeitlager und zur Änderung der Abfallablagerungsverordnung. (außer Kraft seit 16.07.2009).
- BMU Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (2005) Deponieverwertungsverordnung – DepVerV Verordnung über die Verwertung von Abfällen auf Deponien über Tage (außer Kraft seit 16.07.2009).
- BMU Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit Referat WA II 5 (2007) Entwurf einer integrierten Deponieverordnung. Anhang 1: Anforderungen an die geologische Barriere, Basis- und Oberflächenabdichtungssysteme, Feb. 2007.
- BMU Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (2009) Deponieverordnung – DepV Verordnung zur Vereinfachung des Deponierechts vom 27. April 2009. Artikel 1 Verordnung über Deponien und Langzeitlager. Bundesgesetzblatt Jahrgang 2009 Teil I Nr. 22, ausgegeben zu Bonn am 29. April 2009.
- Bräcker, W. (2006) Mögliche Entwicklungen der Anforderung an Oberflächenabdichtungssysteme aus der Sicht der LAGA Ad-hoc-Arbeitsgruppe „Deponietechnische Vollzugsfragen“. Tagungsunterlagen DTTG AK 6.1 Status-Workshop „Anforderungen an Oberflächenabdichtungssysteme“ vom 30.11. – 01.12.2006, FH Lippe, Abt. Höxter.
- DIBt Deutsches Institut für Bautechnik (1995) Grundsätze für den Eignungsnachweis von Dichtungselementen in Deponieabdichtungssystemen. Stand: November 1995, Berlin.
- Egloffstein, T. & Burkhardt, G. (1995) Wasserhaushaltsbetrachtungen bei Oberflächenabdichtungen und -abdeckungen. *Schr. Angew. Geol. Karlsruhe*. Bd. 37.
- Egloffstein, T. & Burkhardt, G. (2005) Ökobilanzen für Oberflächenabdichtungssysteme – Ein Blickwinkel zur ganzheitlichen Betrachtung von Abdichtungen und Funktionsschichten. Abschluss und Rekultivierung von Deponien und Altlasten. *Abfallwirtschaft in Forschung und Praxis* Bd. 135, Erich Schmidt Verlag, Berlin.
- Egloffstein, T. (2000) *Der Einfluss des Ionenaustausches auf die Dichtwirkung von Bentonitmatten in Oberflächenabdichtung von Deponien*. Dissertation. ICP Eigenverlag Bauen und Umwelt, Band 3, Karlsruhe 2000.
- EU Der Rat der Europäischen Union (1999) Richtlinie 1999/31/EG des Rates über Abfalldeponien.
- GDA Empfehlung 2-31 (2000) Rekultivierungsschichten. Bautechnik 9/2000.
- Huber, W., Schatz, S. & Quentin, A. (2002) Statistische Auswertung des Sickerwasseranfalls auf bayerischen Deponien. *Endbericht Projekt 3260* des LfU Bayerisches Landesamt für Umweltschutz, Augsburg. <http://www.abfallratgeberbayern.de/>.

Erfahrungen mit der Umsetzung der Deponieverordnung 2008

M. Iordanopoulos-Kisser

Umwelt und Abfallberatung, Technisches Büro für Technische Chemie, Mauerbach, Österreich

A. Ramer

Fernwärme Wien GesmbH, Wien, Österreich

KURZFASSUNG: Die Deponieverordnung 2008 setzt die Europäische Deponierichtlinie und die Entscheidung des Rates zur Abfallannahme auf Deponien um. Der erste Schritt der Abfallannahme ist die Grundlegende Charakterisierung des Abfalls, mit der die Zulässigkeit der Ablagerung in einer Deponieklasse bestätigt werden soll. In Österreich muss nicht nur die Deponieklasse, sondern die konkrete Deponie (ev. mit Angabe des Kompartimentsabschnittes) angegeben werden.

Die für die chemischen Untersuchungen zu verwendenden Probenahme- und Analyseverfahren werden in der Entscheidung des Rates vom 19. Dezember 2002 festgelegt. Die Mitgliedsstaaten müssen darauf aufbauend konkrete Kriterien für die Annahme von Abfällen auf Deponien fixieren. Dies ist in Österreich mit der Deponieverordnung 2008 geschehen. Allerdings sind die Festlegungen sehr komplex und manchmal widersprüchlich.

So bedeutet die Festlegung von unterschiedlichen Beurteilungsmaßstäben in Abhängigkeit von der Gesamtmasse des anfallenden Abfalls eine Bevorzugung von großen Abfallströmen im Hinblick auf die Einhaltung von Grenzwerten.

1 EINLEITUNG

Die Deponieverordnung 2008 setzt die Europäische Deponierichtlinie und die Entscheidung des Rates zur Abfallannahme auf Deponien um. In der Europäischen Union wird für die Abfallannahme ein dreistufiges Verfahren für die Untersuchung des Abfalls gefordert:

- Grundlegende Charakterisierung,
- Übereinstimmungsbeurteilung und
- Eingangskontrolle auf Deponie.

Die Grundlegende Charakterisierung ist der erste Schritt des Abfallannahmeverfahrens. Sie ist laut EU für sämtliche Abfallarten erforderlich und umfasst

- eine vollständige Charakterisierung der Abfälle,
- die Angabe der Deponieklasse und
- die Ermittlung aller für eine langfristig sichere Deponierung erforderlichen Informationen.

Ergibt die Grundlegende Charakterisierung des Abfalls, dass die Kriterien für eine Deponieklasse erfüllt sind, so kann der Abfall laut EU in dieser Deponieklasse angenommen werden. Andernfalls kann der Abfall in dieser Deponieklasse nicht angenommen werden.

Für die Probenahme ist ein Probenahmeplan nach EN 14899 auszuarbeiten. In dieser verbindlich anzuwendenden Norm werden die Grundsätze für die Erstellung eines Probenahmeplans festgelegt. So ist vor der Probenahme schriftlich festzulegen, welche Parteien beteiligt sind, welche Informationen über den Abfall vorliegen, was das Ziel der Untersuchung ist und – abhängig davon – die zu untersuchenden Parameter und die erforderliche Genauigkeit. In den dazugehörigen Technischen Richtlinien TR 15310 1 – 5 werden die statistischen Grundlagen für eine repräsentative Probenahme beschrieben und lehrbuchartig technische Anleitungen für die Probenahme, Konservierung und Transport der Proben gegeben.

2 UMSETZUNG DER EUROPÄISCHEN DEPONIERICHTLINIE IN ÖSTERREICH

Die Umsetzung der EU-Vorgaben erfolgt in Österreich durch die Deponieverordnung 2008. Hierbei ist von der befugten Fachperson oder Fachanstalt nach Durchführung der Grundlegenden Charakterisierung ein Beurteilungsnachweis auszustellen, in dem die Zulässigkeit der Ablagerung auf konkreten Kompartimenten oder Kompartimentsabschnitten bestätigt wird. Dies bedeutet einen zusätzlichen Aufwand für die befugte Fachperson, da sie den Genehmigungsbescheid der konkreten Deponie(n) anfordern muss. Die Verantwortung für die Möglichkeit der Deponierung wird mit dieser Regelung auf die befugten Fachpersonen geschoben, die die Ablagerbarkeit des konkreten Abfalls auf einer bestimmten Deponie bestätigen muss.

Der Abfallbesitzer ist verpflichtet, dem Deponieinhaber eine schriftliche Abfallinformation mit definierten Inhalten und den korrekten Beurteilungsnachweis vor bzw. spätestens bei Anlieferung des Abfalls auf die Deponie zu übergeben. Der Beurteilungsnachweis muss neben Angaben zur Deponierbarkeit auch Hinweise auf mögliche gefahrenrelevante Eigenschaften und Wechselwirkungen mit anderen abgelagerten Abfällen enthalten. Wird der Abfall chemisch analysiert, so ist ein Probenahmeplan nach den Vorgaben des Anhangs 4 der Deponieverordnung auszuarbeiten.

3 PROBENAHME VON ABFÄLLEN

3.1 Grundlagen

Bei Abfällen hat man es zumeist mit heterogener Zusammensetzung zu tun, eine Probenahme muss daher sorgfältig geplant und durchdacht werden. Welcher Stellenwert einer repräsentativen Probenahme – insbesondere bei den doch oft sehr heterogenen Abfällen – zukommt, ist in Theorie und Praxis hinlänglich bekannt. So wird der mögliche Fehler bei der Probenahme mit bis zu 1.000% geschätzt (Hein & Kunze 1994). Dies ist vor allem im Hinblick auf die Überprüfung der Einhaltung von Grenzwerten von Bedeutung.

Um die Einhaltung von Grenzwerten gewährleisten zu können, wird im EU-Ratsentscheid bei Abfallströmen die Kenntnis der „Bandbreite und Veränderlichkeit der typischen Eigenschaften“ verlangt. Dieser möglichen Schwankungsbreite wird in der Deponieverordnung mit der Einführung von sog. Toleranzbereichen Rechnung getragen. Bei einzelnen Teilmengen dürfen die Grenzwerte bis zu einem sog. Toleranzbereich überschritten werden, wenn der Mittelwert über alle gemessenen Werte für diesen Parameter den Grenzwert einhält.

3.2 Beurteilungsmaßstab

Ist das Ziel des Probenahmeplans nicht nur die Ermittlung von Mittelwerten sondern auch die Kenntnis der Schwankungsbreite von relevanten Parametern, reicht es nicht, eine möglichst repräsentative Probe aus vielen Stichproben zu bilden, die gleichmäßig über die Grundgesamtheit verteilt wurden. Sondern die vorliegende Abfallmenge muss in Teilmengen unterteilt werden, die getrennt voneinander beprobt und analysiert werden, um die Schwankungsbreite der einzelnen Parameter feststellen zu können. Die Größe dieser Teilmenge wird in der Deponieverordnung mit dem jeweiligen Beurteilungsmaßstab festgelegt. In der Europäischen Richtlinie CEN/TR 15310-1 zur Probenahme-Statistik, die nur auf Englisch vorliegt, wird dieser Begriff „scale“ genannt und angemerkt, dass Schwankungen von Parametern in kleineren Teilmengen als nicht relevant angesehen werden.

Es ist also nur folgerichtig, dass der Beurteilungsmaßstab (scale) und die Höhe der Toleranzbereiche, bis zu denen Parameter in Teilbereichen die jeweiligen Grenzwerte überschreiten können, in der Deponieverordnung festgelegt werden. Denn damit legt der Gesetzgeber auch die Kriterien für die Einhaltung von Grenzwerten für die Abfallannahme auf Deponien fest.

3.3 Rahmen-Probenahmepläne im Anhang 4 der Deponieverordnung

Diese Festlegungen der Kriterien für die Abfallannahme erfolgen in den sehr detaillierten und komplexen Probenahmeverordnungen des Anhangs 4 der Deponieverordnung. Dort werden unter-

schiedliche Rahmen-Probenahmepläne für die Beprobung von Abfällen je nach Herkunft, Anfall und Abfallmenge festgeschrieben. Im Gegensatz zur EU werden dort Beurteilungsmaßstäbe und Bestimmung der Schwankungsbreiten auch für einmalig anfallende Abfälle festgeschrieben. Der geforderte Beurteilungsmaßstab variiert je nach gewähltem Modell für den Abfallanfall (einmalig anfallend/wiederkehrend anfallend/Abfallstrom) und nach Abfallmenge.

Das zu wählende Modell ist nicht immer eindeutig zu bestimmen, wie am Beispiel Straßenkehricht in einem Seminar zur Probenahme von Abfällen am Österreichischen Normungsinstitut durchgespielt wurde. Dabei wurden je nach gewähltem Modell für denselben Abfallhaufen unterschiedliche Beurteilungsmaßstäbe ermittelt, die von 5 – 200 Tonnen variierten.

In der Praxis bedeuten die unterschiedlichen Beurteilungsmaßstäbe:

- Je nach Beurteilungsmaßstab können Teilmengen über Grenzwert plus Toleranzwert liegen,
- Je nach gewähltem Modell und Abfallmenge werden unterschiedliche Beurteilungsmaßstäbe ermittelt,
- Keine einheitliche Behandlung aller Abfälle im Hinblick auf die Möglichkeit der Annahme auf Deponien und
- Kleinmengen haben größere Chance, Grenzwert zu überschreiten, auch wenn sie die gleiche Zusammensetzung und Heterogenität wie eine große Menge eines vergleichbaren Abfalls haben.

Diese unterschiedlichen Beurteilungsmaßstäbe im Anhang 4 der Deponieverordnung legen demnach keine einheitlichen Kriterien für die Abfallannahme auf einer bestimmten Deponie fest. Die Festlegung, ob Grenzwerte einer Deponieklasse eingehalten oder überschritten werden, muss für alle Abfälle gleich gelten. Der Beurteilungsmaßstab steht in direktem Zusammenhang mit den jeweiligen Grenzwerten einer Deponieklasse. Ein einheitlicher maximaler Beurteilungsmaßstab mit der Freiheit der Anwender, diesen auch zu überschreiten, wenn die Grenzwerte eingehalten werden, würde für die Umsetzung der Entscheidung des Rates vollkommen ausreichen.

4 EINFLUSS DER PROBENAHME AUF DAS MESSERGEBNIS

Die Fernwärme Wien führt seit Jahrzehnten regelmäßige analytische Kontrollen der beim Betrieb der Abfallverbrennungsanlagen anfallenden Aschen und Schlacken durch. Diese umfassen Eigenkontrollen und gesetzlich vorgeschriebene Untersuchungen durch externe befugte Fachpersonen zum Zweck der Ausstufung und Deponierung. Die Methoden der Probenahmen haben sich je nach Zweck der Probenahme und nach Gesetzeslage entsprechend geändert.

Anhand der Zeitreihe für den Parameter elektrische Leitfähigkeit im Eluat über den Zeitraum von 1997 bis 2009 wird beispielhaft der Einfluss der unterschiedlichen Probenahme-Techniken auf das Messergebnis dargestellt (Abb. 1).

Demnach ergeben sich aus den bis jetzt ausgewerteten Daten der Fernwärme Wien folgende Schlussfolgerungen:

- Streuung war bei regelmäßiger Beprobung vor DVO 2008 ebenfalls erkenntlich,
- Intensive Beprobung in erster Woche der Grundlegenden Charakterisierung zeigt kein anderes Bild,
- Probenahme nach den statistischen Berechnungen aus den Ergebnissen der ersten Woche ergeben keine signifikanten Unterschiede,
- Probenmenge hat Einfluss auf Repräsentativität,
- Kleinerer Beurteilungsmaßstab erhöht Streuung,
- Kein wesentlicher Einfluss auf Messergebnisse und
- Kein Einfluss auf Ablagerbarkeit der Abfälle.

Allerdings muss betont werden, dass diese Aussagen beim Vorliegen vieler Daten über hinreichend charakterisierte Abfallströme getroffen werden können. Wurde in der Vergangenheit nur eine Stichprobe pro Abfall untersucht, kann daraus natürlich keine Aussage im Hinblick auf die Umsetzung der Europäischen Deponierichtlinie und Ratsentscheids getroffen werden.

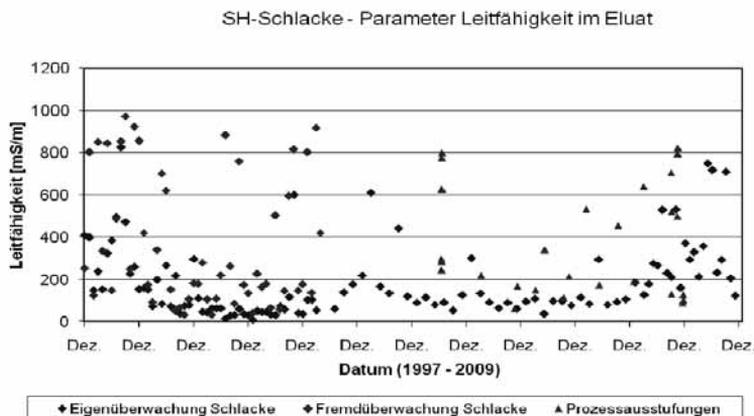


Abb. 1: Schlacke aus Abfallverbrennung – Einfluss der Probenahme auf den Parameter elektrische Leitfähigkeit im Eluat

5 SCHLUSSFOLGERUNG

Die sehr detaillierten und komplexen Bestimmungen zur Probenahme von Abfällen im Anhang 4 der Deponieverordnung 2008 dienen der Umsetzung des Ratsentscheids Deponien der EU. Die Umsetzung erfordert jedoch nicht diese Detailliertheit, einige Bestimmungen, wie die Festlegung unterschiedlicher Beurteilungsmaßstäbe für unterschiedliche Abfälle entsprechen nicht dem Sinn der Technischen Richtlinien der EU. Auch zeigt sich anhand der Auswertung der Analysendaten eines Abfallstroms bei unterschiedlichen Probenahmen, dass die Probenahme nach Deponieverordnung nicht zu derart verbesserten Daten und Aussagen führt, dass der doch immense Aufwand dadurch gerechtfertigt würde.

LITERATUR

- Deponieverordnung (2008) BGBl. II 39/2008.
 EN 14899 Charakterisierung von Abfällen – Probenahme von Abfällen : Rahmen für die Vorbereitung und Durchführung eines Probenahmeplans.
 Entscheidung des Rates (2002) vom 19. Dezember 2002 zur Festlegung von Kriterien und Verfahren für die Annahme von Abfällen auf Abfalldeponien.
 Hansen, J.B., Gron, C. & Oberender, A. (2009) *Environmental Sampling – Basics*, Horsholm, Dänemark, DHI, www.dhigroup.com.
 Kunze, H. (1994) *Umweltanalytik mit Spektrometrie und Chromatographie*.
 Nordbäck, J. (2009) *Environmental Sampling – Soil*. Horsholm, Dänemark, DHI, www.dhigroup.com.
 Richtlinie 1999/31/EG (1999) des Rates vom 26. April 1999 über Abfalldeponien.
 Sorensen, I. (2009) *Environmental Sampling – Groundwater*. 2009, Horsholm, Dänemark, DHI, www.dhigroup.com.
 TR 15310-1 Charakterisierung von Abfall – Probenahme – Teil 1: Anleitungen zur Auswahl und Anwendung von Kriterien für die Probenahme unter verschiedenen Bedingungen.
 TR 15310-2 Charakterisierung von Abfall – Probenahme – Teil 2: Anwendung von Probenahmetechniken.
 TR 15310-3 Charakterisierung von Abfall – Probenahme – Teil 3: Verfahren zur Teilprobenahme im Gelände.
 TR 15310-4 Charakterisierung von Abfall – Probenahme – Teil 4: Verpackung, Lagerung, Konservierung sowie Transport und Lieferung von Proben.
 TR 15310-5 Charakterisierung von Abfall – Probenahme – Teil 5: Verfahren zur Aufstellung eines Probenahmeplans.
 Wahlström, M., Laine-Ylijoki, J. & Vahanne, P. (2009) *Environmental Sampling – Waste*, Horsholm, Dänemark, DHI, www.dhigroup.com.

Das Ende der Abfalleigenschaft im Sinne der aktuellen Gesetzgebung und Judikatur am Beispiel von Baurestmassen

W. List

Rechtsanwalt, Universitätslehrer, Wien, Österreich

KURZFASSUNG: Die Judikatur des EuGH und auch die neue Abfallrahmenrichtlinie bringen Klarheit zum Abfallende: Sofern ein einem Rohstoff entsprechendes Erzeugnis vorliegt, das die gleichen Merkmale wie dieser Rohstoff besitzt und unter gleichen Vorsichtsmaßnahmen für die Umwelt benutzt werden kann, liegt kein Abfall mehr vor. Der überbordende Vollzug des Abfallrechts in Österreich, insbesondere die extensive Interpretation von Nicht-Abfällen zu Abfällen wird damit wohl heuer zu Ende gehen.

1 EINLEITUNG

Die Abgrenzung zwischen Abfall und Nicht-Abfall ist sowohl in der Europäischen Union als auch in Österreich bis heute strittig. Dennoch ist langsam Bewegung in diese Frage gekommen. Zum einen hat das Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft vor Kurzem in einem Fall bereits das Abfallende von Baurestmassen nach dem Herstellungsprozess und nicht – wie bisher – mit der weiteren Verwendung bestimmt. Zum anderen bringt auch die Richtlinie 2008/98/EG über Abfälle im Art. 6 wesentliche Klarstellungen. Insbesondere ist die Frage des Abfallendes für die Vollziehung des Altlastensanierungsgesetzes von Bedeutung; einige Millionen Euro mehr oder weniger AISAG-Beitrag bei Verwendung von Baurestmassen im Deponiebau zeigen deutlich die Relevanz einer klaren Antwort.

2 ABFALLENDE VON BAURESTMASSEN

Baurestmassen, die einer Verwertung zugeführt werden können, fallen v.a. beim Abbruch von Hoch-, Tief- und Ingenieurbauten und beim Abbruch von Verkehrsflächen, wie z.B. Straßen, Wegen, Parkplätzen, Flugplätzen sowie Schienenwegen an. Aufbereitete Baustoffe können insb im Straßen- und Wegebau, zur Künettenverfüllung, zur Errichtung von Lärmschutzwällen, im Zuge von Untergrundverbesserungen, im Deponiebau als Drainagenmaterial bzw Flächenfilter und als Rohstoffsubstitut bei der Zementherstellung verwendet werden.

Der Herstellungsprozess von Baurestmassen läuft im Wesentlichen so ab, dass geeignetes Material bereits auf der Baustelle separat erfasst wird und i.d.F. einen qualitätsgesicherten Prozess durchläuft, an dessen Ende aufbereitete Baustoffe zur Verfügung stehen, die keine bzw nicht höhere Schadstoffe als Baustoffe enthalten, als die Materialien, die im Rahmen der Urproduktion gewonnen werden.

2.1 *Rechtliche Grundlagen im AWG 2002*

Aufgrund des § 2 Abs 1 Z1 AWG 2002 sind Abfälle bewegliche Sachen, deren sich der Besitzer entledigen will oder entledigt hat (subjektiver Abfallbegriff). Entledigen setzt die Aufgabe der Gewahrsam an Sachen voraus, die nicht mehr bestimmungsgemäß verwendet werden oder werden können (Kind et al. 1999).

Baurestmassen, die im Zuge eines Abbruches anfallen und der Verwertung zugeführt werden, sind Abfall im subjektiven Sinn. Sie bleiben so lange Altstoffe, bis der Verwertungsvorgang abgeschlossen ist.

Wann dieser Zeitpunkt eintritt, ist die entscheidende Rechtsfrage.

Aufgrund des § 5 Abs 2 AWG 2002 gelten Altstoffe solange als Abfall, bis sie oder die aus ihnen gewonnenen Stoffe unmittelbar als Substitution von Rohstoffen oder von aus Primärrohstoffen erzeugten Produkte verwendet werden.

Abweichendes kann mit einer Verordnung gemäß § 5 Abs 2 AWG 2002 bestimmt werden, wobei aber diese rechtliche Variante derzeit gegenstandslos ist, weil eine derartige Verordnung noch nicht erlassen wurde.

Altstoffe sind gemäß § 2 Abs 4 Z 1 AWG 2002 Abfälle, die entweder getrennt von anderen Abfällen gesammelt werden oder Stoffe, die durch eine Behandlung aus Abfällen gewonnen werden, um diese Abfälle nachweislich einer zulässigen Verwertung zuzuführen.

Der verwertbare Abfall gilt bis zur Verwertung als Altstoff und nach der Verwertung als neue Sache (List & Schmelz 2009a und 2009b).

2.2 Judikatur des EuGH

Für den EuGH ist für das Abfallende entscheidend, dass ein einem Rohstoff entsprechendes Erzeugnis vorliegt, dass die gleichen Merkmale wie dieser Rohstoff besitzt und unter den gleichen Vorsichtsmaßnahmen für die Umwelt benutzt werden kann (EuGH Rs C – 418/97 C – 419/97, Rz 96).

2.3 Abfallrahmen-Richtlinie

Art. 6 der RL, der mit 12.12.2010 Wirksamkeit erlangt, stellt folgende Kriterien in den Mittelpunkt:

- Der Stoff oder Gegenstand wird gemeinhin für bestimmte Zwecke verwendet.
- Es besteht ein Markt für diesen Stoff oder Gegenstand oder eine Nachfrage danach.
- Der Stoff oder Gegenstand erfüllt die technischen Anforderungen für die bestimmten Zwecke und genügt den bestehenden Rechtsvorschriften und Normen für Erzeugnisse.
- Die Verwendung des Stoffs oder Gegenstands führt insgesamt nicht zu schädlichen Umwelt- oder Gesundheitsfolgen.

Weiters führt Art. 6 dieser RL aus, dass die Kriterien erforderlichenfalls Grenzwerte für Schadstoffe enthalten und möglichen nachteiligen Umweltauswirkungen des Stoffes oder Gegenstands Rechnung tragen.

Im Wesentlichen kann Art. 6 als Antwort auf die Forderungen der Recycling-Wirtschaft gesehen werden, die Abfalleigenschaft eines Stoffes mit der Herstellung eines Stoffes enden zu lassen, der ohne nachteilige Umweltauswirkungen verwendet werden kann. Ohne dass Art. 6 dazu nähere Ausführungen trifft, wird die oben angeführte Judikatur des EuGH in Bezug auf das Abstellen des Gefährdungspotenzials der Sekundärrohstoffe im Vergleich zu Primärrohstoffen das Abfallende der Sekundärrohstoffe bestimmen.

2.4 Judikatur des VwGH

Für das Ende der Abfalleigenschaft ist für den VwGH entscheidend, ob nach der Behandlung ein „marktfähiges Produkt“ entstanden ist und ob von der aus dem Abfall gewonnenen Sache kein höheres Umweltrisiko ausgeht, als von einen vergleichbaren Rohstoff oder Primärprodukt und die Sache unbedenklich einsetzbar ist (Erk des VwGH 99/07/0177 vom 04.07.2001, 2001/07/0028 vom 13.12.2001, 2002/07/0159 vom 06.11.2003).

2.5 Vollzugspraxis des BMLFUW

Das BMLFUW geht i.d.R davon aus, dass Recycling-Produkte ein tolerierbares, aber grundsätzlich höheres Umweltrisiko als Primärrohstoffe haben, sodass erst durch die Aufbereitung die Abfalleigenschaft endet. Insbesondere ging das BMLFUW bisher auch davon aus, dass erst

mit dem Einsatz von Sekundärrohstoffen, d.h. mit der Verwendung, die Abfalleigenschaft derartiger Sekundärrohstoffe endet.

Allerdings hat mittlerweile das Ministerium in einem in diesem Jahr durchgeführten Feststellungsverfahren gem § 6 AWG 2002 diese bisherige Rechtsauffassung aufgegeben und die Abfalleigenschaft bereits mit der Herstellung des Sekundärbaustoffes, von dem keine abfalltypische Umweltgefährdung mehr ausgehen kann, enden lassen.

2.6 Literaturmeinung

I.d.S. hat Piska zutreffend argumentiert, dass eine gebotene, EuGH-konforme Auslegung des § 5 Abs 1 AWG 2002 zum Erkenntnis kommen muss, dass mit der Herstellung eines Sekundärrohstoffes, der produktähnliche Eigenschaften aufweist, die Abfalleigenschaft eines Stoffes endet. Piska argumentiert überzeugend, dass „eine „Verwendung“ i.S.d. § 5 Abs 1 AWG 2002 auch dann vorliegt, wenn das fragliche Material – unter Erfüllung der vom EuGH entwickelten Grundsätze – seiner Verwendung harret. Oder kurz gesagt, wenn es sich um marktfähige Sekundärprodukte handelt, deren weitere Verwendung gewiss ist“ (Piska 2007). Nach zutreffender Ansicht Piska würde jede andere Interpretation zu einem krass europarechtswidrigen Ergebnis führen und einen allfällig inkorrekt umgesetzten europarechtlichen Abfallbegriff die Vorrangwirkung einräumen, womit der europarechtswidrige § 5 Abs 1 AWG 2002 verdrängt wird.

Bereits seit Längerem zieht List (List & Schmelz 2009a, 2009b und List 2001) folgende Kriterien zur Abgrenzung zwischen Abfall und Produkt, als Orientierungshilfe heran:

- Wird der Stoff absichtlich produziert?
- Unterliegt die Produktion des Stoffes einer Qualitätskontrolle?
- Entspricht der Stoff vorgegebenen, auf nationaler und internationaler Ebene anerkannten Spezifizierungen/Normen?
- Berücksichtigen diese Normen über technische oder wirtschaftliche Überlegungen hinaus auch umweltpolitische Überlegungen?
- Wird der Stoff hergestellt, um auf die Nachfrage des Marktes zu reagieren?
- Wird die Sache in den Mengen produziert, die der Markt benötigt?
- Hat der Betrieb die Möglichkeit, bei Marktsättigung die Produktion zu reduzieren? Das (Neben-)Produkt fällt nicht mehr an?
- Ist der wirtschaftliche Gesamtwert des Stoffes negativ?
- Bedarf der Stoff weiterer Bearbeitung, bevor er unmittelbar für Zwecke der Herstellung/des Handels verwendet werden kann?
- Beschränkt sich diese Bearbeitung auf kleinere Korrekturen?
- Eignet sich der Stoff noch für seinen ursprünglichen Zweck?
- Kann der Stoff für einen anderen Zweck als Ersatzstoff verwendet werden?
- Ist die Verwendung des Stoffes ebenso umweltfreundlich wie die eines Primärerzeugnisses?
- Wird der Stoff tatsächlich in einem Produktionsprozess verwendet?
- Findet der Stoff eine eindeutig feststehende Verwendung?
- Gefährdet die Verwendung des Stoffes in einem Produktionsprozess die menschliche Gesundheit oder die Umwelt stärker als die Verwendung des entsprechenden Rohstoffs?
- Ist der Stoff nicht mehr Bestandteil des normalen Handelszyklus/der normalen Nutzungskette?
- Kann der Stoff in seiner gegenwärtigen Form oder in der gleichen Weise wie ein Rohstoff verwendet werden, ohne dass er einem Verwertungsprozess unterworfen werden müsste?
- Kann der Stoff nur verwendet werden, nachdem er einem Verwertungsprozess unterzogen wurde?
- Wird der in einem Produktionsbetrieb anfallende Stoff nach einer Reinigung wieder im (selben) Produktionsbetrieb eingesetzt?

3 SUKKUS

Sowohl der europäische Gesetzgeber und die Judikatur des EuGH als auch die österreichische Diskussion des Abfallendes von aufbereiteten Abfallstoffen zeigen Licht am Ende des Tunnels. Mit der Herstellung eines Sekundärrohstoffes aus Abfällen muss die Abfalleigenschaft der Ausgangsmaterialien enden, sofern die Sekundärrohstoffe in der Umweltrelevanz Primärrohstoffen vergleichbar sind, dh keine abfalltypischen Gefährdungen mehr beinhalten.

Gerade am Beispiel der Verwertung von Baurestmassen lässt sich der letzte Stand der Diskussion zum Abfallende deutlich belegen. Baurestmassen werden nach Qualitätssicherungssystemen aufbereitet, wobei nach der Aufbereitung Baustoffe zur Verfügung stehen, die den Anforderungen des Bundes-Abfallwirtschaftsplans in Bezug auf Qualitätsklassen A und A+ entsprechen. Mit der Herstellung dieser Baustoffe, deren Verwendung gewiss ist, endet die Abfalleigenschaft der zu ihrer Herstellung verwendeten Baurestmassen.

LITERATUR

- List, W. (2001) Abfallbewirtschaftung, 40.
List, W. (2002) Abfallrecht, Wichtige Gesetze und Verordnungen sowie Kommentar zum AWG 2002.
Kind, M., List, W. & Schmelz, C. (1999) AWG Abfallwirtschaftsgesetz, 74; i.d.S auch List in List/Schmelz, AWG 2002, 36, wonach eine Sache im subjektiven Sinne auch Abfall ist, wenn sie weitergegeben wird und der primäre Verwendungszweck beendet wird, ohne dass die Sache einen neuen Verwendungszweck erhält. Vgl auch List, Abfallrecht, Wichtige Gesetze und Verordnungen sowie Kommentar zum AWG 2002, 12ff)
List, W. & Schmelz, C (2009a) AWG 2002, 41.
List, W. & Schmelz, C. (2009b) AWG 2002, 62f.
Piska, C.M. (2007) Abfall oder Nebenprodukt, Neue Leitlinien der Kommission zu Abfallbegriff und Abfallende, RdU-UT 2007/7.

Was ist noch drin im Restmüll?

C. Daehn

Bayerisches Landesamt für Umwelt (LfU), Augsburg, Deutschland

KURZFASSUNG: Die Auswertung der in Bayern seit 1991 jährlich erstellten Abfallbilanzen zeigt, dass die Gesamtabfallmenge aus Haushaltungen seit dem kaum verändert in der Größenordnung von 500 kg/Einwohner/Jahr liegt. Allerdings hat sich der Anteil des nicht verwertbaren Restabfalls halbiert, während sich der verwertete Anteil inzwischen verdoppelt hat. Die Verwertungsquote hat sich aber seit ungefähr 10 Jahren in Bayern bei über 70% stabilisiert, was darauf schließen lässt, dass weitere Steigerungen nicht mehr ohne größere Anstrengungen möglich sein werden. Auch die Ergebnisse von Restmüllsortierungen zeigen, dass der Bürger die Abfalltrennung bereits sehr weitgehend vollzieht. Dies gilt insbesondere dort, wo ihm dies durch Holsysteme für wichtige Fraktionen wie Bioabfall, Altpapier und Leichtverpackungen auch leicht gemacht wird. Der Ausbau dieser Systeme wäre wohl der erfolgversprechende Weg, um zu einer Steigerung bei der Abfallverwertung zu kommen. Außerdem sollte daran gedacht werden, die Erfassungssysteme zu optimieren und auch einfacher und plausibler zu gestalten, beispielsweise durch die gemeinsame Sammlung von Nichtverpackungskunststoffen und Verpackungen. Eine in Großwohnanlagen durchgeführte Studie hat gezeigt, dass sich auch unter schwierigen Randbedingungen Verbesserungen bei der Trennung von Abfällen erzielen lassen. Im Ganzen sollten die Erwartungen, aus dem Restmüll noch weitere Wertstoffe zu gewinnen, aber nicht zu hochgeschraubt werden.

1 EINLEITUNG

Im Zusammenhang mit der Diskussion um Ressourcenschonung und knapper werdender Rohstoffe wird in letzter Zeit verstärkt über den Abfall als Rohstoffquelle diskutiert. Auch im Siedlungsabfall werden hier noch erhebliche Potentiale gesehen. Ist diese Goldgräberstimmung (Schlagwort „Urban Mining“) tatsächlich berechtigt? In Bayern werden gerade bei den Abfällen aus Haushalten inzwischen erhebliche Anteile getrennt erfasst und einer stofflichen Verwertung zugeführt. Der Anteil des nicht verwertbaren Restmülls ist in den letzten Jahrzehnten deutlich zurückgegangen. Die Verwertungsquote, d.h. der Anteil der verwerteten Abfälle am Gesamtabfallaufkommen, hat sich inzwischen bei über 70% stabilisiert, was aber auch bedeutet, dass es hier in den letzten Jahren keine signifikanten Steigerungen mehr gegeben hat.

Nachfolgend soll ausgeleuchtet werden, ob es unter Berücksichtigung der Erfassungssysteme und Gebührenmodelle sowie der örtlichen Randbedingungen noch Potentiale für eine Steigerung bei der Verwertung von Abfällen insbesondere aus Haushalten gibt. Zur Feststellung des bisher Erreichten dient hier zuerst einmal ein Blick in die jährlich erstellten Abfallbilanzen, die insbesondere Auskunft über die Entwicklung des Abfallaufkommens und die getrennte Erfassung von Wertstoffen im kommunalen Bereich geben. Ergänzende Informationen zu Verpackungsabfällen liefern die Mengenstromnachweise der dualen Systeme.

Im Zusammenhang mit der Diskussion, welche Ressourcen noch im Abfall enthalten sein könnten, wird auch immer wieder darüber spekuliert, welcher Anteil an Wertstoffen noch im Restmüll enthalten sein könnte und wie weit sich die Restmüllfraktion noch weiter reduzieren ließe. Hierzu liefern die vom Josef-Vogl-Technikum des LfU in den letzten Jahren durchgeführten Analysen zur Restmüllzusammensetzung interessante Ergebnisse. Ergänzende Informationen zur Frage, wie weit sich die Mülltrennung noch optimieren lässt, liefert eine Untersuchung, die das bifa-Umweltinstitut in Großwohnanlagen durchgeführt hat.

2 ENTWICKLUNG DER ABFALLMENGEN IN BAYERN

2.1 Abfallbilanz

Aufgrund des Bayerischen Abfallwirtschaftsgesetzes sind die 96 Landkreise und kreisfreien Städte entsorgungspflichtig im Sinne des deutschen Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetzes, d.h. sie müssen die Entsorgung der in ihrem Zuständigkeitsbereich anfallenden Abfälle sicherstellen, wobei sie sich zu Zweckverbänden zusammenschließen oder auch einzelne Aufgaben an kreisangehörige Gemeinden übertragen können. Seit 1991 müssen die entsorgungspflichtigen Körperschaften jährlich Bilanzen über Art, Herkunft und Menge der angefallenen Abfälle sowie deren Verwertung und sonstige Entsorgung erstellen, die vom LfU dann zu einer Abfallbilanz für den gesamten Freistaat zusammengestellt werden. Mit der inzwischen achtzehnten Bilanz (BayLfU 2009) stehen somit für den Bereich „Hausmüll“ detaillierte Daten für einen Zeitraum von fast zwei Jahrzehnten zur Verfügung.

Die Besiedlungsdichte hat einen wesentlichen Einfluss auf die Menge und Zusammensetzung der anfallenden Abfälle. Die davon abhängige Verteilung der anfallenden Abfälle im Entsorgungsgebiet hat Auswirkungen auf die Gebührenhöhe und das abfallwirtschaftliche Angebot der Städte und Landkreise. Aus diesem Grund erfolgt die Auswertung der abfallwirtschaftlichen Daten in der Abfallbilanz gestaffelt in vier Strukturklassen: „ländlich“ (bis 125 Einwohner/km²), „ländlich dicht“ (über 125 – 500 Einwohner/km²), „städtisch“ (über 500 – 1750 Einwohner/km²) und „großstädtisch“ (über 1750 Einwohner/km²), wobei jeweils die gesamte Körperschaft (Stadt, Landkreis oder auch Zweckverband) einheitlich einer Strukturklasse zugeordnet wird. Dabei zeigt sich, dass von den gut 12,5 Mio. Einwohnern Bayerns 73% in „ländlich“ oder „ländlich dicht“ strukturierten Gebieten leben. Das mit Abstand größte „großstädtisch“ geprägte Gebiet ist die Landeshauptstadt München, wo mit 1,3 Mio. Einwohnern mehr als 10% der bayेरischen Gesamtbevölkerung bzw. fast 60% der Einwohner der Strukturklasse „großstädtisch“ leben. Insgesamt leben aber in „städtischen“ und „großstädtischen“ Bereichen nur 27% der Bayern. Um regionale Unterschiede aufzuzeigen, erfolgen zudem noch Auswertungen für die insgesamt sieben Regierungsbezirke (Ober- und Niederbayern, Ober-, Mittel- und Unterfranken, Oberpfalz sowie Schwaben). Wie bei der Darstellung abfallwirtschaftlicher Daten üblich, erfolgt dies zur besseren Vergleichbarkeit in der Regel einwohnerbezogen.

2.2 Entwicklung des Gesamtabfallaufkommens sowie von Restabfall und Wertstoffen

Die Abb. 1 zeigt, dass das Gesamtaufkommen an Hausmüll (Abfall aus Haushaltungen sowie damit gemeinsam entsorgter Abfall aus kleineren Gewerbebetrieben, Behörden, etc.) seit 1991 nahezu unverändert im Bereich von 500 kg/Einwohner und Jahr liegt.

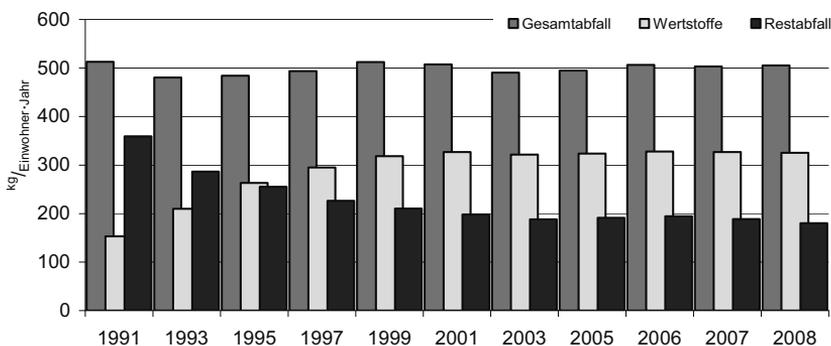


Abb. 1: Anteile von Restabfall und Wertstoffen am Gesamtabfallaufkommen in Bayern 1991 – 2008

Während die Gesamtabfallmenge zumindest nicht mehr angestiegen ist, aber auch nicht reduziert werden konnte, stellen sich die Situationen beim Restabfall und bei den Wertstoffen wesentlich günstiger dar: Die Menge des Restabfalls hat sich seit 1991 von 359 auf

180 kg/Einwohner im Jahr 2008 nahezu halbiert. Im Gegenzug nahm die Menge der Wertstoffe, also der Teil der Abfälle, der verwertet wird, von 153 kg/Einwohner im Jahr 1991 auf 325 kg/Einwohner im Jahr 2008 um mehr als das Doppelte zu. Dabei wird die thermische Behandlung des Restabfalls, bei der zumindest Strom, zumeist aber auch nutzbare Wärme erzeugt wird, nicht als Verwertung gerechnet. Die Verwertungsquote für Bayern hat sich von knapp 40% im Jahr 1991 seit über 10 Jahren auf Werte von über 70% stabilisiert. Mit dem geringen Restmüllaufkommen und dem erreichten Stand bei der Verwertung nimmt Bayern beim Vergleich mit den anderen deutschen Bundesländern einen Spitzenplatz ein.

2.3 Einflüsse der Besiedlungsstruktur und regionale Unterschiede

Die Abfallbilanz zeigt, dass das Gesamtabfallaufkommen aber auch die Menge des Restabfalls und der Anteil der verwertbaren Wertstoffe insbesondere von der Besiedlungsdichte abhängig sind. Wie aus der Abb. 2 ersichtlich ist, fällt in städtisch strukturierten Körperschaften immer noch deutlich mehr Restabfall an als in den ländlichen. Allerdings konnten gerade in den dicht besiedelten Gebietskörperschaften die größten Reduzierungen beim Restabfall erreicht werden, während der Rückgang in ländlichen Bereichen geringer ausfiel.

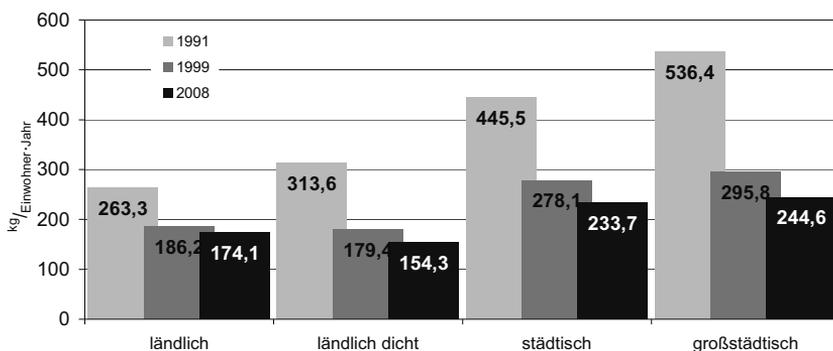


Abb. 2: Restabfallmengen in Abhängigkeit der Besiedlungsdichte 1991, 1999 und 2008

Daneben gibt es auch erhebliche regionale Unterschiede nicht nur beim Gesamtabfallaufkommen, sondern auch bei den Wertstoffen und beim Restabfall: Beim Restabfall liegt die Spanne zwischen 148 kg/Einwohner/Jahr in Unterfranken und 227 kg/Einwohner/Jahr in der Oberpfalz. Bei den Wertstoffen sind die Verhältnisse umgekehrt: Die geringste Menge an Abfällen wird in der Oberpfalz mit 283 kg/Einwohner/Jahr verwertet, während in Unterfranken 395 kg/Einwohner/Jahr als Wertstoffe erfasst werden. Ein wesentlicher Grund hierfür dürften die Unterschiede bei der Bioabfallerfassung sein. In der Oberpfalz liegt die getrennte Erfassung dieser Abfallfraktion noch unter dem bayerischen Durchschnitt, was dann durch die gemeinsame Erfassung zu einer Erhöhung der Restabfallmengen führt. Das Fehlen des relativ schweren Bioabfalls führt dann auch zu geringeren Wertstoffmengen. Auch zwischen einzelnen Gebietskörperschaften gibt es teilweise signifikante Unterschiede. In vielen Fällen lassen sich diese Unterschiede mit den Entsorgungsangeboten der Körperschaften oder auch den Gebührensystemen erklären.

2.4 Stand der Wertstofferrfassung

Wie sich auch bei den nachfolgenden Betrachtungen noch zeigen wird, kann die Erfassung von Wertstoffen insbesondere durch die Einrichtung von Holsystemen gesteigert werden. Diese Systeme wurden in den letzten Jahren noch weiter ausgebaut und optimiert. So wird inzwischen in 78 von 96 Körperschaften für 79% der bayerischen Bevölkerung eine getrennte Sammlung von Bioabfällen im Holsystem angeboten. Zwei Körperschaften haben hier ein Bringsystem und in 16 Körperschaften mit 20% der Bevölkerung wird noch keine getrennte Erfassung von Bioabfällen angeboten. Ergänzt wird die Bioabfallerfassung durch die Möglichkeit, Grüngut an Sam-

melstellen oder Kompostieranlagen abzuliefern. Solche Bringsysteme mit unterschiedlichen Gebührenmodellen werden von 94 Körperschaften für 98% der Bevölkerung angeboten. Auch die Erfassung der Leichtverpackungen (LVP: Kunststoff, Weißblech, Aluminium sowie Verbundverpackungen), auf die im Abschnitt 4 noch näher eingegangen wird, erfolgt inzwischen überwiegend im Holsystem über den gelben Sack oder die gelbe Tonne. Mittlerweile sind 55% der Bevölkerung in 65 Körperschaften an ein solches System angeschlossen. In den anderen Gebietskörperschaften werden die LVP mit Bringsystemen entweder in Wertstoffhöfen oder in frei zugänglichen Containern erfasst. Die Sammlung von Behälterglas erfolgt dagegen auch weiterhin ausschließlich im Bringsystem, ganz überwiegend über frei zugängliche Wertstoffcontainer.

Interessant war in letzter Zeit die Entwicklung beim Altpapier, wo allein im Jahr 2008 in 16 Gebietskörperschaften die Papiertonne eingeführt wurde, die nunmehr in insgesamt 78 Gebietskörperschaften für 81% der bayerischen Einwohner zur Verfügung steht. Grund hierfür waren die zeitweise sehr attraktiven Altpapierpreise, die auch zu verstärkten privaten Sammlungen mit zu einem regelrechten Kampf ums Altpapier geführt haben. Deshalb war trotz erhöhter Anstrengungen bei der Erfassung im Jahr 2008 ein Rückgang beim durch die Gebietskörperschaften erfassten Altpapier zu verzeichnen. Inzwischen haben aber Gerichtsurteile das Recht der Kommunen auf das Altpapier aus den Haushalten zugesprochen, so dass wir mit einer weiteren, wenn auch moderaten Steigerung der durch die Kommunen erfassten Mengen rechnen.

Neben den auch aus der Abb. 3 ersichtlichen Hauptfraktionen erfassen die Gebietskörperschaften insbesondere in ihren Wertstoffhöfen noch eine Vielzahl weiterer Wertstofffraktionen.

2.5 Entwicklung bei verschiedenen Wertstoffen

Während sich die Gesamtmenge an Wertstoffen kontinuierlich gesteigert hat, hat es bei einzelnen Wertstofffraktionen durchaus auch Rückgänge gegeben. Der Wechsel zu anderen Verpackungsmaterialien und die Reduzierung der Wandstärken führten zu einem plausiblen Rückgang der erfassten Glasmengen. Der Rückgang bei Metallen kann teilweise auf die getrennte Erfassung von Elektrogeräten sowie verstärkte private Sammlungen zurückgeführt werden.

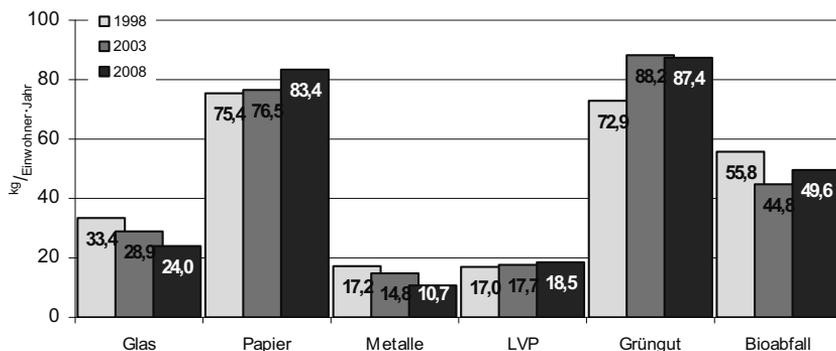


Abb. 3: Erfasste Mengen bei den Hauptwertstofffraktionen 1998, 2003 und 2008

3 ERFASSUNG VON VERPACKUNGSABFÄLLEN

Für den Bereich der Verpackungsabfälle gibt es in Deutschland mit der Verpackungsverordnung eine spezielle Regelung, die insbesondere die haushaltsnahe Erfassung und Verwertung der beim Endverbraucher anfallenden Verkaufsverpackungen sicherstellen soll. In diesem Bereich sind die „dualen Systeme“ für die Sammlung, Sortierung und Verwertung zuständig. Verpackungen, die beim Endverbraucher anfallen, müssen vom Hersteller bzw. „Inverkehrbringer“ bei einem der inzwischen neun dualen Systeme lizenziert werden. Aus den Lizenzentgelten wird dann der Aufwand für die Erfassung und Verwertung dieser Verpackungsabfälle finan-

ziert. Zum Nachweis der ordnungsgemäßen Verwertung und Einhaltung der entsprechenden Verwertungsquoten müssen die dualen Systeme jährlich sog. Mengenstromnachweise aufstellen. Die Sammlung von PPK-Verpackungen (Papier, Pappe, Kartonagen), deren Anteil am Altpapier ca. 20% beträgt, erfolgt gemeinsam mit dem sonstigen Altpapier durch die Kommunen auf der Grundlage von Verträgen mit den dualen Systemen. Die dualen Systeme sind zudem für die Verwertung von Behälterglas und Leichtverpackungen (LVP) zuständig. Bei Glas, das wie oben erwähnt, ausschließlich im Bringsystem erfasst wird, wird die in der Verpackungsverordnung vorgegebene Verwertungsquote (Verhältnis von verwerteter zur lizenzierten Menge) von 75% deutlich übertroffen.

Auch die diesbezüglichen Vorgaben für die Verwertung von LVP (70% für Weißblech, 60% für Aluminium, Verbunde und Kunststoffe, 36% für die stoffliche Verwertung von Kunststoffen) wurden bisher sicher eingehalten, was wohl teilweise auch darauf zurückzuführen ist, dass nicht alle in Verkehr gebrachten Verpackungen auch lizenziert wurden. Interessant ist hier ein Blick auf die erfassten Mengen in Abhängigkeit der Erfassungssysteme: Während 2008 im bayrischen Durchschnitt 18,5 kg/Einwohner erfasst wurden, waren es in 40 Gebietskörperschaften mit gelber Tonne oder gelbem Sack 23,7 kg/Einwohner, in 14 Gebietskörperschaften mit Bringssystem dagegen nur 12,8 kg/Einwohner.

4 ERGEBNISSE VON RESTMÜLLSORTIERUNGEN

Im Zusammenhang mit der Diskussion, welche Ressourcen noch im Abfall enthalten sein könnten, wird auch immer wieder darüber spekuliert, welcher Anteil an Wertstoffen noch im Restmüll enthalten sein könnte und wie weit sich die Restmüllfraktion noch weiter reduzieren ließe. Seit 1998 wurden vom Josef-Vogl-Technikum des LfU in 24 Gebietskörperschaften mit unterschiedlichen Erfassungssystemen 29 Analysen zur Restmüllzusammensetzung durchgeführt (BayLfU 2008, 2009). Dabei wurden insbesondere auch die Anteile von Stoffen bestimmt, bei denen grundsätzlich eine Verwertung denkbar erscheint. Zu Bedenken ist aber, dass beispielsweise Papier oder Kartonagen so verschmutzt sein können, dass eine sinnvolle Verwertung nicht mehr möglich ist. Bei der Sortierung ist es aber kaum möglich zu erkennen, ob ein Papier schon verschmutzt war oder erst in der Restmülltonne verschmutzt wurde. Trotz dieser Einschränkungen war festzustellen, dass mit Holsystemen wie einer Bio- oder Papiertonne die Erfassung von Wertstoffen gesteigert und der Restabfall reduziert werden kann (siehe Tab. 1). Allerdings geht dies teilweise zu Lasten der Sortenreinheit der Wertstoffe. Dieser Effekt war auch festzustellen, wenn über Gebührensysteme (z.B. Identsystem oder Verwiegung) Anreize zur Restmüllreduzierung geschaffen wurden.

Tab. 1: Spezifisches Aufkommen von Wertstoffen und Organik im Restmüll

Sammelsystem	Anzahl der Analysen	Organik [kg/Einwohner/Jahr]	Kartonagen, Papier, Pappe [kg/Einwohner/Jahr]	Leichtverpackungen [kg/Einwohner/Jahr]
Bringsystem	15	37,5	11,1	10,0
Holsystem	14	18,2	4,9	7,0
Durchschnitt	29	26,2	7,5	8,5

Auch hier war wieder festzustellen, dass in verdichteten Bereichen (Städten) das Restmüllaufkommen höher ist als in ländlichen Bereichen (Landkreisen). Außerdem nimmt die Qualität der Abfalltrennung mit steigender Verdichtung und Anonymität des Wohnumfeldes ab. Bei einem Vergleich mit einer im Jahr 1983 durchgeführten Restmüllsortierung kann man aber feststellen, dass die Abfalltrennung in der Bevölkerung grundsätzlich akzeptiert ist und inzwischen deutlich weniger Wertstoffe wie Glas oder Papier im Restmüll landen.

5 UNTERSUCHUNG ZUR ABFALLTRENNUNG IN GROSSWOHNANLAGEN

Immer wieder ist festzustellen, dass die Abfalltrennung nicht überall gleich gut funktioniert und auch von der Wohnsituation abhängig ist und insbesondere in Großwohnanlagen noch Optimierungspotential vorhanden ist. Das bifa-Umweltinstitut hat deshalb in zwei solcher Wohnanlagen

in Augsburg eine Untersuchung zum längerfristigen Verhalten der Bevölkerung bei der Mülltrennung durchgeführt (bifa 2006). Als Ergebnis war Folgendes festzustellen:

- deutliche Abnahme der Wertstoffe im Restmüll,
- deutliche Abnahme der Störstoffe in der Biotonne (mit Ausnahme von Essensresten: der Ausschluss gekochter Lebensmitteln ist nur sehr schwer vermittelbar),
- drastische Zunahme der Wertstoffe in der gelben Tonne,
- drastische Abnahme der Störstoffe in der gelben Tonne (verbleibende Störstoffe sind teilweise auf Zuordnungsschwierigkeiten zurückzuführen, z.B. Nichtverpackungskunststoffe) und
- konstant geringer Störstoffanteil in der Papiertonne.

Auch unter solchen Randbedingungen kann also die Mülltrennung verbessert werden. Der Aufwand für Fragebogenaktionen, Interviews, Gruppenarbeit und Informationsveranstaltungen in Schulen und Glaubensgemeinschaften sowie Werbezettel und Aufkleber in Deutsch, Türkisch und Russisch war aber erheblich und wird ohne Förderung kaum flächendeckend möglich sein. Außerdem stellt sich die Frage, wie nachhaltig solche Aktionen wirken.

6 SCHLUSSFOLGERUNG, ZUSAMMENFASSUNG

Die hohen Verwertungsquoten zeigen, dass der Bürger die Abfalltrennung bereits sehr weitgehend vollzieht. Dies gilt insbesondere dort, wo ihm dies durch Holsysteme für wichtige Fraktionen wie Bioabfall, Altpapier und Leichtverpackungen auch leicht gemacht wird. Dies bestätigen auch die Ergebnisse von Restmüllsortierungen. Der Ausbau dieser Systeme wäre wohl der erfolgversprechende Weg, um zu einer weiteren Steigerung bei der Abfalltrennung und -verwertung zu kommen. Außerdem sollte daran gedacht werden, die Erfassungssysteme zu optimieren und auch einfacher und plausibler zu gestalten, beispielsweise durch die gemeinsame Sammlung von Nichtverpackungskunststoffen und Verpackungen. Dass dies sinnvoll wäre, war auch ein Ergebnis der Studie zur Abfalltrennung in Großwohnlagen. Darüber hinaus hat diese Studie gezeigt, dass sich unter schwierigen Randbedingungen Verbesserungen bei der Trennung von Abfällen erzielen lassen, wobei der Aufwand aber erheblich ist. Im Ganzen sollten die Erwartungen, aus dem Restmüll noch weitere Wertstoffe zu gewinnen, aber nicht zu hoch geschraubt werden. Bei der Optimierung der Erfassungssysteme wäre es aus meiner Sicht sinnvoll, das Augenmerk auf spezielle Abfallströme wie Elektroaltgeräte zu richten.

LITERATUR/QUELLEN

- Bayerisches Landesamt für Umwelt (BayLfU, ed.) (2009) Hausmüll in Bayern 2008, Augsburg, Germany (download: LfU-Homepage unter Abfall > Daten www.lfu.bayern.de/abfall/daten/index.htm).
- Bayerisches Landesamt für Umwelt (BayLfU, ed) (2009) Restmüllanalysen 1998 – 2008; Aus der Praxis für die Praxis, Augsburg, Germany (download: LfU-Homepage unter Abfall > Daten www.lfu.bayern.de/abfall/daten/restmuellanalysen/index.htm).
- Bayerisches Landesamt für Umwelt (BayLfU, ed) (2008) Restmüllzusammensetzung in Phasing-Out-Gebieten (EU Ziel-2-Programm Bayern): Abschöpfbares Wertstoffpotenzial als Funktion abfallwirtschaftlicher Rahmenbedingungen – Schlussbericht, Augsburg, Germany (Download über Homepage des Bayer. Staatsministeriums für Umwelt und Gesundheit (StMUG):Publikationen > Abfallwirtschaft www.bestellen.bayern.de/shoplink/lfu_abfall_00156.htm).
- bifa (2006) Sozialwissenschaftliche Untersuchung zum längerfristigen Verhalten der Bevölkerung bei der Abfalltrennung (Ergebnisbericht zum Vorhaben B77), Augsburg, Germany (verfügbar über die Homepage des bifa Umweltinstituts: www.bifa.de als bifa-Text Nr. 35: Abfalltrennung in Großwohnlagen).

Optimierung der Entsorgungslogistik österreichischer Betriebe

H.-J. Dornbusch

INFA GmbH, Ahlen, Deutschland

W. Herbst & D. Kapsamer

Magistrat der Stadt Salzburg – Abfallwirtschaftsamt & Stadt Wels, Städtische Betriebe, Kommunale Dienste/Abfallwirtschaft, Salzburg bzw. Wels, Österreich

KURZFASSUNG: Die Abfallwirtschaft befindet sich hinsichtlich ihrer technischen Anforderungen sowie der gesetzlichen und organisatorischen Rahmenbedingungen in einer Phase der Umgestaltung. In den vergangenen Jahren nahm die Menge der Abfälle, die einer Verwertung zuzuführen sind, deutlich zu. Die gestiegene Komplexität der Entsorgungslogistik ist seit ca. 5 – 10 Jahren unmittelbar verbunden mit einer zunehmenden Diskussion über steigende Abfallgebühren und einem sich daraus ergebenden Zwang zu einer höheren Wirtschaftlichkeit in allen Bereichen der Abfallwirtschaft. Auch die Entsorgungsbetriebe der Städte Salzburg und Wels sowie weiterer österreichischer Städte stellten sich in der Vergangenheit der Frage, wie die betriebsspezifische Leistung zu verbessern ist, um die Erhöhung der Effizienz und der Wirtschaftlichkeit zu erzielen. Das Beratungsunternehmen INFA – Institut für Abfall, Abwasser und Infrastrukturmanagement GmbH, Ahlen/Deutschland wurde mit der Überprüfung der zu erbringenden Leistung sowie der Ableitung potenzieller Optimierungsmaßnahmen beauftragt. Im Rahmen einer Tourenneuplanung werden aktuell identifizierte Verbesserungsansätze umgesetzt.

1 EINLEITUNG

Stetig steigende Anforderungen hinsichtlich Wirtschaftlichkeit und Effizienz der zu leistenden Aufgaben der kommunalen Abfallsammlung haben fünf österreichische Betriebe dazu veranlasst, sich einer Überprüfung ihrer Dienstleistung zu unterziehen. Das Ziel dieser Überprüfung bestand darin, potenzielle Optimierungsansätze zu erkennen und diese anschließend mit Hilfe einer neuen Tourenplanung in die Praxis umzusetzen. Durch die Vielzahl an Einflussgrößen auf die Entsorgungslogistik verknüpft mit unterschiedlichen ortsspezifischen Besonderheiten besteht für viele Entsorgungsbetriebe die Schwierigkeit, die wesentlichen Einflussgrößen auf die Entsorgungslogistik zu erkennen und ihre Auswirkungen auf das Gesamt-Logistikkonzept zu bewerten.

2 BESTANDSAUFNAHME/STARK- UND SCHWACHSTELLENANALYSE

Bei den o.g. Betrieben erfolgte zunächst eine umfangreiche Bestandsaufnahme aller örtlichen, technischen, betrieblichen sowie organisatorischen Randbedingungen. Die Auswertung von Fahrtenschreibern dient dabei u.a. dazu, die Auslastung der Tagesarbeitszeit, die Leistung der Mitarbeiter im Gebiet in Abhängigkeit von der Behälterdichte sowie die Sammel- und Transportstrecken zu ermitteln. Erhobene Grundlagen- sowie Leistungsdaten (dadurch notwendiger Praxisbezug) wurden mit denen anderer Betriebe unter Berücksichtigung der verschiedenen Einflussgrößen verglichen, so dass Stark- und Schwachstellen identifiziert werden konnten. Darauf aufbauend wurden zahlreiche Optimierungspotenziale abgeleitet, die z.T. nachfolgend erläutert werden (ausgewählte Beispiele verschiedener Untersuchungen in Österreich und Deutschland).

3 POTENZIELLE OPTIMIERUNGSMASSNAHMEN

Die Einführung eines neuen Arbeitszeitmodells stellt u.a. eine Option dar, um Verbesserungen im täglichen Betrieb zu erzielen. In vielen Abfallwirtschaftsbetrieben existieren noch relativ starre Vorgaben bezüglich der täglichen bzw. wöchentlichen Arbeitszeiten. Konventionelle Arbeitszeitmodelle sehen zum einen eine relativ gleichmäßige Verteilung der wöchentlichen Arbeitszeit auf fünf Wochentage vor, zum anderen existieren verschiedene Modelle mit einem Wochenfrühschluss (oftmals freitags, lediglich ein halber Arbeitstag). Erfahrungen in der Praxis zeigen hierbei jedoch, dass eine Tourenplanung nur selten minutengenau, einer fixen Tagesarbeitszeitvorgabe entsprechend, vorgenommen werden kann. Vor dem Hintergrund einer daraus notwendigerweise resultierenden höheren Flexibilität und oftmals gewünschter verlängerter Fahrzeugeinsatzzeiten werden verschiedene innovative Arbeitszeitmodelle diskutiert.

Auch eine dem Bedarf angepasste Fahrzeugtechnik trägt zur Optimierung der Entsorgungslogistik bei. So kann z.B. in geeigneten Entsorgungsgebieten (geringer Verkehrsfluss, keine bzw. wenig Behinderung durch parkende Autos) die Sammlung der Abfälle im Holsystem ohne Einsatz von Ladern im Einmannbetrieb mit Hilfe von Front-/Seitenladern durchgeführt werden. Dies hat erhebliche Auswirkungen auf den Personaleinsatz und damit auf die Kosten der Sammlung (siehe Abb. 1). Je nach betriebs- wie auch ortsspezifischen Randbedingungen kann darüber hinaus auch der Einsatz von 4-Achs-Fahrzeugen und von Mehrkammerfahrzeugen, die eine Sammlung von zwei verschiedenen Abfall-/Wertstoffarten ermöglichen, monetäre Vorteile bringen.

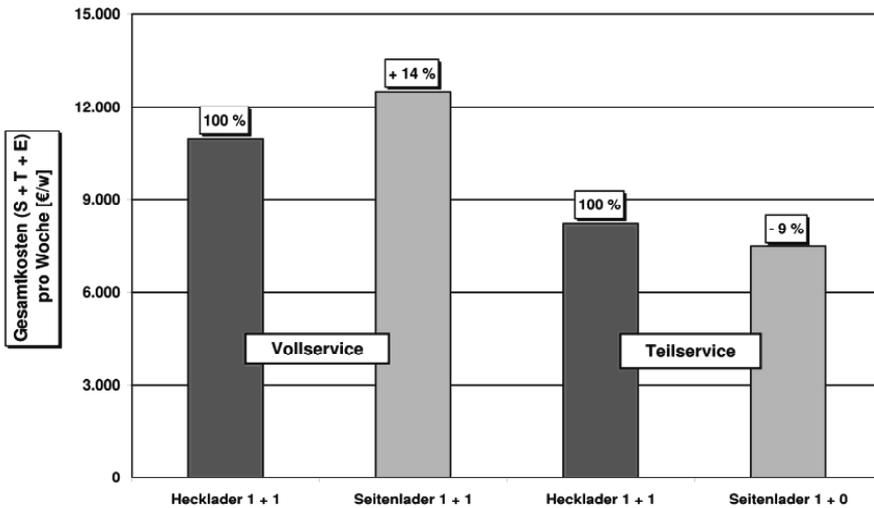


Abb. 1: Gegenüberstellung der Abfuhrkosten von Heck- und Seitenladerfahrzeugen

Die Erfassung der Abfälle im Holsystem kann sowohl als separate Klein- bzw. Großbehältertour als auch als gemischte Abfuhr erfolgen. Die Frage, ob eine getrennte Abfuhr ($MGB < 360$ und $MGB > 500$ in separaten Sammeltouren) oder eine gemischte Abfuhr ($MGB < 360$ und $MGB > 500$ in einer Sammeltour) wirtschaftliche Vorteile bringt, hängt i.W. von der Anzahl und Verteilung der Großbehälter im Sammelgebiet, dem Servicegrad, dem Mannschaftsstärke und vom Abfuhrintervall ab. Die getrennte Abfuhr von Groß- und Kleinbehältern wird insbesondere beim Restabfall in verdichteten Strukturen mit erheblichen Behälteranteilen mit verkürztem Abfuhrintervall (wöchentliche Mehrfachentleerung) praktiziert. Dagegen wird Altpapier (i.d.R. mit einheitlichem Abfuhrintervall) häufig in gemischter Abfuhr gesammelt. Bei der Umstellung von einer getrennten Groß- und Kleinbehälter Abfuhr zu gemischten Revieren sind in aufgelockerten Bebauungsstrukturen auf Grund häufig gleicher Fahrzeugbesetzung für Groß-

und Kleinbehälter-Touren (z.B. 1 Fahrer + 2 Lader) und i.d.R. geringem Anteil an Großbehältern Kosteneinsparungen zu erwarten. In verdichteten Strukturen hingegen erhöhen sich i.d.R. die Kosten bei Einführung von Mischrevieren bedingt durch einen höheren Personalbedarf für die Bereitstellung der Kleinbehälter (insbesondere in den so genannten Kellerrevieren).

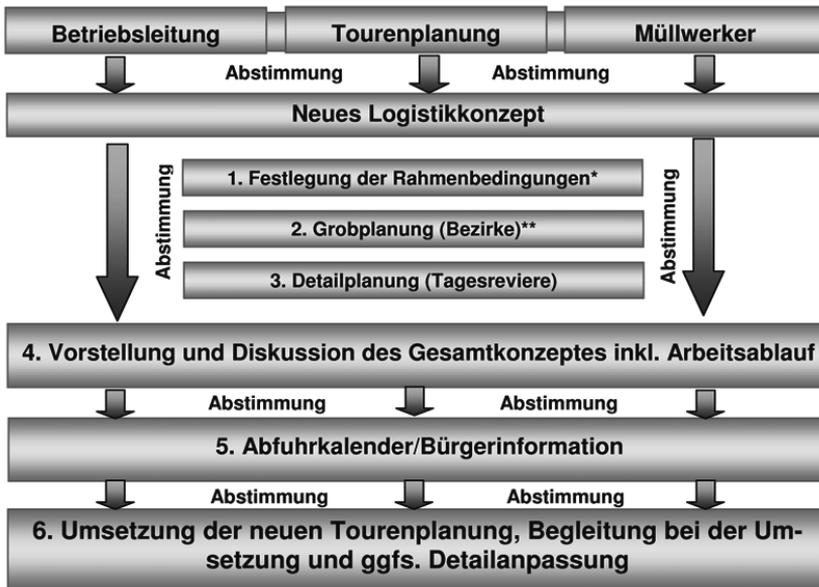
Um die Leistungsfähigkeit des Betriebes langfristig zu erhalten, ist die stetige Umsetzung von Optimierungsmaßnahmen erforderlich. Allerdings sollte insbesondere vor dem Hintergrund des demografischen Wandels die Belastung der Müllwerker stets Berücksichtigung finden. Weitere Leistungssteigerungen und damit auch die Erhöhung der Belastung der Müllwerker sind unter Berücksichtigung eines steigenden Durchschnittsalters der Müllwerker heute und auch zukünftig kritisch zu prüfen.

4 PRAKTISCHE UMSETZUNG VON OPTIMIERUNGSMASSNAHMEN IM RAHMEN EINER TOURENNEUPLANUNG

Die Umsetzung der im Rahmen der Stark- und Schwachstellenanalyse identifizierten Optimierungsansätze erfolgt oft durch Erarbeitung einer neuen Tourenplanung verbunden mit der Implementierung einer entsprechenden Tourenplanungssoftware. Erarbeitet wird die Tourenplanung für die Städte Wels und Salzburg mit Hilfe der INFA-eigenen Software DSPE, die es ermöglicht, jederzeit ein Überprüfen der Tagesarbeitszeitauslastung sowie der Nutzlastauslastung durchzuführen. Ergebnisse der Bestandsaufnahme finden dabei im Rahmen der Tourenplanung Berücksichtigung. So wird u.a. die betriebsspezifische Sammelzeit pro Behälter in der Tourenplanung hinterlegt, so dass die Planung basierend auf aktuellen Leistungen der Mitarbeiter erfolgen kann.

Die Erarbeitung der Tourenplanungen setzt sich grundsätzlich aus folgenden aufeinander aufbauenden Teilschritten zusammen (siehe auch Abb. 2):

- Nach der Erarbeitung des neuen Logistikkonzeptes, welches u.a. auf der Umsetzung der zuvor genannten Optimierungsmaßnahmen basiert, werden zunächst die Rahmenbedingungen (wie z.B. Arbeitsbeginn, Pausen- und Rüstzeitenregelung) festgelegt.
- In einem weiteren Arbeitsschritt werden die Straßen des Entsorgungsgebiets in Abhängigkeit von örtlichen Gegebenheiten zu einzelnen Bezirken (z.B. Stadtteile mit gleichem Abfuhrtag) zugeordnet. Aus den vorgegebenen Rahmenbedingungen ergibt sich die Anzahl der Teams je Tag, die jeweilige Größe der Tagesbezirke sowie die erforderliche Teamstärke.
- Aufbauend auf der Bezirksplanung erfolgt dann die Einteilung der einzelnen Fahrzeugtagesreviere. Hierbei werden die Tagesbezirke in ein oder mehrere Fahrzeugtagesreviere aufgeteilt.
- Sämtliche Teilbearbeitungsschritte werden projektbegleitend sowohl mit der Betriebsleitung als auch mit den betroffenen Müllwerkern diskutiert und abgestimmt.
- Daraus resultierende Änderungen werden eingearbeitet, so dass die anschließend fertiggestellte Tourenplanung Grundlage eines Abfuhrkalenders bzw. einer Bürgerinformation darstellen kann.
- Die Tourenplanung wird anschließend in die Praxis umgesetzt. Ergeben sich durch die Umsetzung notwendige Detailänderungen, so werden diese abschließend durchgeführt.



* Arbeitsbeginn, Pausen- und Rüstzeitenregelung, etc.

** Diskussion und Abstimmung im Betrieb

Abb. 2: Ablauf einer Tourenneuplanung

5 SCHLUSSFOLGERUNG, ZUSAMMENFASSUNG

Eine deutlich gesteigerte Komplexität der Entsorgungslogistik sowie ökonomische Gesichtspunkte erhöhen die Anforderungen an die Organisation der Abfuhrlogistik im Sammelgebiet. Auf Grund der vielfältigen orts- wie auch betriebspezifischen Rahmenbedingungen gibt es kein allgemeingültiges Idealmodell. Eine detaillierte Bestandsaufnahme inkl. Stark- und Schwachstellenanalyse ist daher zwingend erforderlich. In den oben genannten Projekten wurde eine Vielzahl an technischen und organisatorischen Ansatzpunkten berücksichtigt. Die gemeinsam mit den Betrieben ermittelten Ergebnisse wurden betriebsintern offen mit der Belegschaft und der Personalvertretung diskutiert. Damit es aber nicht nur bei theoretisch hergeleiteten Optimierungsansätzen bleibt, werden in einem zweiten Schritt aktuell die Rahmenbedingungen für eine neue Tourenplanung festgelegt, die anschließend mittels der INFA-eigenen Software DSPE im Rahmen einer Tourenneuplanung erfolgreich umgesetzt werden.

EDV-gestützte Abfallmengenprognose auf Gemeinde- und Bezirksebene

P. Beigl & S. Lebersorger

Universität für Bodenkultur, Institut für Abfallwirtschaft, Wien, Österreich

KURZFASSUNG: Im vorgestellten Projekt wird eine Methode zur Prognose des kommunalen Abfallaufkommens auf Gemeinde- und Bezirksebene vorgestellt, die die Abschätzung des Mengengerüsts erleichtert. Wesentliche Neuerungen sind, dass kleine Gebietseinheiten berücksichtigt werden, dass bestehende Prognosen von statistischen Ämtern berücksichtigt werden können und dass wesentliche Einflussfaktoren, wie z.B. abfallwirtschaftliche Maßnahmen, quantifiziert werden können. Die Datenbasis umfasst 542 steiermärkische Gemeinden, 39 sozioökonomische Indikatoren und bis zu 49 Abfallarten über einen Zeitraum von 14 Jahren. Das finale Modell für das kommunale Abfallaufkommen inkludiert die Haushaltsgröße, die Steuerkraftkopfquote und den Anteil der Gebäude mit Heizungen für feste Brennstoffe. Ein Softwaretool wurde entwickelt, um die flexible Anwendung des Modells für Gemeinden und Verbände zu ermöglichen. Im Paper werden Datengrundlagen, Auswertungen und Prognoseergebnisse im Überblick dargestellt.

1 EINLEITUNG

1.1 Hintergrund

„Österreich liegt mit 601 kg Abfall pro Kopf und Jahr an siebenter Stelle in der EU.“ Alle Jahre wieder werden Abfallstatistiken in den Medien rein zahlenmäßig aufbereitet, wie in dieser Pressemitteilung der APA vom März 2010. Manchmal wird versucht, die Unterschiede – auch zeitliche Veränderungen – mit Einzelargumenten zu erklären, wie z.B. mit dem Trend zu Single-Haushalten oder dem Wirtschaftswachstum. Die Abfallentstehung ist jedoch zu komplex, um mit einfachen Ansätzen erklärt werden zu können. Neben dem Entsorgungsverhalten der Bürger sind auch regionale Gegebenheiten, wie z.B. die Sammelinfrastuktur oder Miterfassung von betrieblichen Abfällen zu berücksichtigen.

Gerade die passende Einschätzung der Abfallmengenentwicklung ist relevant für die Kapazitätsplanung von abfallwirtschaftlichen Anlagen. Ein Blick in diverse Abfallwirtschaftspläne zeigt zum Beispiel, dass zur Abschätzung des vergangenen und vor allem zukünftigen Abfallaufkommens wenig fundierte Information vorliegt (Weißbach et al. 2006). Wenn Prognosen erstellt werden, muss man sich oft auf Trendfortschreibungen beschränken. In Ausnahmefällen werden Expertenabschätzungen konsensbasiert miteinbezogen. Ein Schwachpunkt von fast allen Mengenabschätzungen ist, dass nicht auf bestehende soziodemographische und wirtschaftliche Prognosen zurückgegriffen wird. Ein weiterer Mangel besteht darin, dass Abschätzungen auf entscheidungsrelevanten, kleineren Gebietseinheiten (Bezirke, Verbände, Gemeinden) nur sehr selten durchgeführt wurden.

1.2 Ziel

Anlass für dieses Projekt ist die Aktualisierung des steiermärkischen Landesabfallwirtschaftsplans. Neben der Bestandsaufnahme sollte auch eine Abschätzung der zukünftigen Entwicklung des Abfallaufkommens enthalten sein. Diese wird als Grundlage für die Planung der abfallwirtschaftlichen Infrastruktur sowie von Maßnahmen verwendet.

Für Städte und Regionen mit starkem Wirtschaftswachstum ist im Rahmen eines dreijährigen EU-Projekts ein Prognosemodell für Stadtverwaltungen entwickelt worden. Der methodische Rahmen ist auch für Gemeinden und Bezirke geeignet. Es muss jedoch eine Anpassung an die regionalen Gegebenheiten durchgeführt werden.

Ziel des Projekts ist eine Abfallmengenprognose für ausgewählte kommunale Abfallströme in der Steiermark bis zum Jahr 2020. Das entwickelte Prognosemodell ist folgendermaßen ausgerichtet:

- Abfallarten: Neben dem kommunalen Gesamtaufkommen wird das Aufkommen an Restmüll, sperrigen Abfällen, Biotonnenmaterial und ausgewählten, mengenrelevanten Altstoffen untersucht.
- Prognosen für Verbände und Gemeinden: Es werden Mengenabschätzungen bis auf Gemeindeebene durchgeführt.
- Identifikation von Einflussfaktoren: Als Zwischenergebnis im Rahmen der Modellierung wird die Signifikanz von sozioökonomischen Indikatoren (z.B. Altersstruktur, Haushaltsgröße) und abfallwirtschaftlichen Einflussgrößen (z.B. Sammelsystem, Gebührenmodelle) ermittelt.
- Verwendung von langfristigen, demographischen Prognosen: Um die Prognosequalität zu erhöhen, wird auf bestehende, kleinräumige Prognosen der statistischen Ämter zurückgegriffen.

1.3 Vorgehensweise

Bei der Entwicklung des in der Praxis einsetzbaren Prognosemodells, das auf leicht verfügbare und regelmäßig aktualisierte statistische Daten zurückgreift, wurde in folgenden Schritten vorgegangen:

- Erhebung und Prüfung von sozioökonomischen und abfallwirtschaftlichen Daten: Der Großteil der Daten stammt aus bestehenden Datenbanken des Auftraggebers. Zu bestimmten, abfallwirtschaftlichen Maßnahmen wurden zusätzliche Erhebungen bei Abfallberatern durchgeführt. Die Daten wurden auf Plausibilität geprüft und für die Auswertungen aufbereitet.
- Modellentwicklung: Ausgehend von der Beschreibung der Gemeinden und Bezirke und einer Analyse der Daten im Längs- und Querschnitt wurden signifikante Einflussfaktoren identifiziert. Anschließend wurden Prognosemodelle entwickelt und validiert.
- Durchführung der Prognose: Dazu wurde ein Softwaretool erstellt. Es wurden Szenarien definiert und die Prognose erstellt.

2 DATEN UND METHODEN

2.1 Datengrundlagen

Datengrundlage für Abfallströme war die Dokumentation der abfallbezogenen Daten von 542 steiermärkischen Gemeinden, bei der bis zu 49 Abfallarten unterschieden wurden (Felsberger, s.a.). Daten über kommunale Abfälle wurden von Gemeinden auf jährlicher Basis an die Landesregierung gemeldet. Sie sind von 1991 bis 2008 verfügbar. Verwendet wurden die Daten ab dem Jahr 1995, um Dateninkonsistenzen in den ersten Jahren der Erhebung auszuschließen. Abfälle aus Industrie und Handel sind nicht inkludiert, sehr wohl aber miterfasste Kleinbetriebe und öffentliche Einrichtungen mit haushaltsähnlichen Abfällen.

Datengrundlagen für unabhängige Variablen umfassen 109 sozioökonomische sowie 7 abfallwirtschaftliche Variablen. Zur Normalisierung wurden die Variablen auf 39 Indikatoren mit einheitlicher Vergleichsbasis mittels Umrechnung reduziert. Tab. 1 zeigt eine Übersicht der untersuchten Variablen.

Tab. 1: Untersuchte Einflussfaktoren nach Bereichen (Anzahl der Indikatoren in Klammern)

Demographie (12)	Wirtschaft (10)	Räumliche Struktur und Gebäude (7)	Abfallwirtschaft (10)
Hauptwohnsitze	Pendlersaldo (2)	Fläche	Einzel- und Gemeinschaftskompostierung (3)
Haushaltsgröße (4)	Steuerkraft pro Kopf	Dauersiedlungsraum	Biotonnenanzahl (2)
Bevölkerung nach Altersgruppen (5)	Arbeitsstätten	Bevölkerungsdichte	Sammelsystem für Altpapier
Nebenwohnsitze	Beschäftigtenanteil	Anteil an Mehrfamilienhäusern	Sammelsystem für Leicht- und Metallverpackungen (3)
Staatszugehörigkeit	Erwerbstätigenanteil	Anteil der landwirtschaftlichen Gebäude	Abrechnung von Restmüll
	Erwerbstätige nach Sektoren (3)	Gebäude nach Heizungssystem (2)	
	Nächtigen pro Einwohner		

2.2 Methodik

Die verwendete Methodik lehnt sich an jene in einer EU-Studie zur Abfallmengenprognose für europäische Städte an (Den Boer et al. 2005, Beigl et al. 2008). Die Auswertemethoden umfassen

- explorative, statistische Analysen (z.B. Ausreißeranalyse, Korrelationen),
- Klassifikation der Gemeinden nach sozioökonomischer Charakteristik,
- gruppenbezogene Auswertungen im Querschnitt und Längsschnitt (Zeitverlauf),
- Modellentwicklung mittels Regressionsanalyse,
- externe Kreuzvalidierung und
- Entwicklung des Prognosemodells sowie -tools.

Für Details zur Auswertung wird auf Beigl und Lebersorger (2010) verwiesen.

3 ERGEBNISSE

Die hier präsentierten Ergebnisse beziehen sich nur auf Modelle für das gesamte, kommunale Abfallaufkommen. Modelle für Abfallarten (Biotonnenmaterial, Altpapier) und die Darstellung der Modellgüte und der Methoden zur Validierung sind in Beigl und Lebersorger (2010) verfügbar.

3.1 Indikatoren für das kommunale Abfallaufkommen

In das beste Modell für das kommunale Abfallaufkommen wurden die durchschnittliche Haushaltsgröße, der Anteil der Gebäude mit festen Brennstoffen und die Steuerkraftkopfquote inkludiert.

Die Haushaltsgröße ist ein Indikator für Abfälle, die in privaten Haushalten entstehen. In der Literatur wird von vielen Modellen berichtet, die einen negativen Zusammenhang mit dem Pro-Kopf-Abfallaufkommen identifiziert haben. Die Haushaltsgröße korreliert mit der Anzahl von Kindern und dient als Indikator für die städtische oder ländliche Struktur. Gemeinden mit hoher durchschnittlicher Haushaltsgröße weisen einen hohen Anteil an Beschäftigten im primären Sektor sowie einen hohen Anteil an landwirtschaftlichen Gebäuden auf.

Der Anteil der Gebäude mit Heizung für feste Brennstoffe wird als Indikator für den Anteil der Abfälle verwendet, die für Heizzwecke verwendet werden und daher die Sammelmenge an kommunalen Abfällen reduzieren. Obwohl Heizungssysteme oft als wichtiger Einflussfaktor angesehen werden, wurde der Indikator bisher nicht in fundierten Regressionsmodellen eingesetzt.

Die sog. Steuerkraftkopfquote ist ein Indikator für die wirtschaftliche Aktivität in Gemeinden. Sie inkludiert die Abgaben, die von Gemeinden eingehoben werden (d.s. Grundsteuer, Kur-

taxen und andere vorwiegend betriebliche Abgaben) und Ertragsanteile an den Bundesabgaben (Mayer 2007). Da der Indikator hauptsächlich von der wirtschaftlichen Struktur abhängt, wurde er als Hinweis für Abfälle aus Kleinbetrieben und öffentlichen Einrichtungen in das Modell aufgenommen. Er ist mit anderen wirtschaftlichen Indikatoren, wie z.B. dem Pendlersaldo und der Beschäftigtenanzahl pro Einwohner hoch korreliert. Monetäre, ökonomische Indikatoren, wie das Bruttoinlandsprodukt oder die Haushaltsausgaben, wurden bisher in der Literatur sehr oft verwendet und stellten sich als signifikant heraus. Ein mit der Steuerkraftkopfquote vergleichbarer Indikator auf Gemeindeebene wurde bisher jedoch noch in keiner Studie verwendet.

3.2 Prognoseergebnisse

Betrachtet man die Entwicklung der abfallmengenrelevanten Indikatoren, sind bis zum Jahr 2020 deutliche Trends zu kleineren Haushalten, zur zunehmenden Verstädterung und möglicherweise starke Veränderungen bezüglich der Arbeitsplätze besonders zu berücksichtigen. Relativ unbedeutende Veränderungen werden sich bei der Gesamtanzahl der Einwohner ergeben. Demographische Entwicklungen wurden aus der vorhandenen Regionalprognose auf Gemeindeebene übernommen.

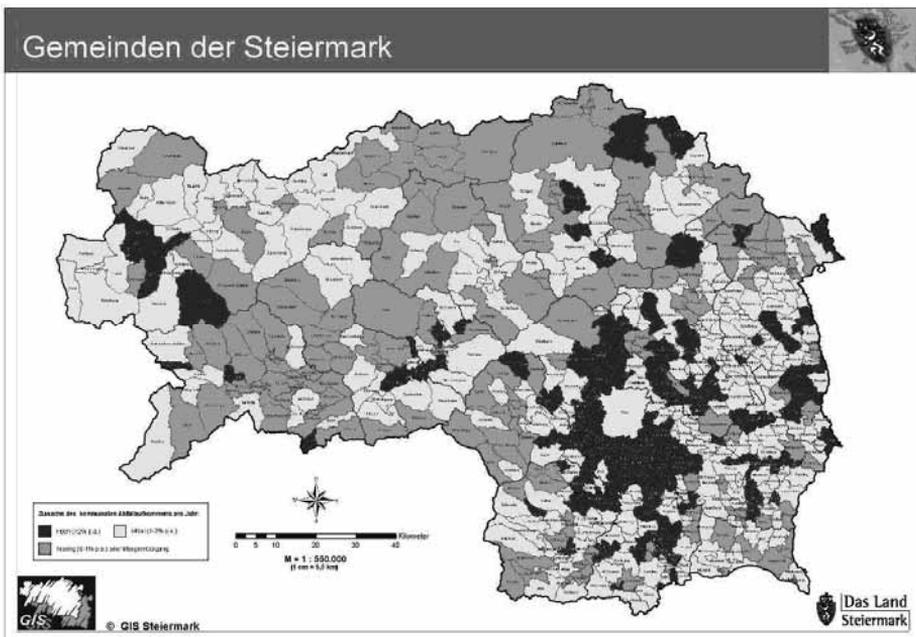


Abb. 1: Steiermärkische Gemeinden nach erwartetem Mengenzuwachs im Zeitraum 2008 – 2020 als jährliche Zuwachsrate (mittel: < 1%, hell: 1 – 2%; dunkel: > 2%)

Bei der Prognose für das Land Steiermark bis zum Jahr 2020 wurden drei Szenarien unterschieden, die v.a. durch das reale Wirtschaftswachstum von 0%, 1% bzw. 2% festgelegt sind. Geht man vom mittleren Szenario mit einem realen Wirtschaftswachstum von 1% aus, zeigt sich, dass der zu erwartende Mengenzuwachs mit ca. 1,2% pro Jahr ähnlich stark wie jener im Zeitraum von 1997 bis 2007 sein wird. Das kommunale Abfallaufkommen wird 584.000 Tonne/Jahr erreichen. Dramatische Mengenzuwächse ergeben sich beim oberen Szenario. In diesem Fall sind 670.000 Tonnen/Jahr zu erwarten. Aufgrund der demographischen Struktur sind diese Extremszenarien aber als unwahrscheinlich einzuschätzen. Beim unteren Szenario zeigt sich, dass auch bei stagnierender Wirtschaftsentwicklung kein Rückgang des Abfallaufkommens zu erwarten ist.

Bricht man das Landesergebnis auf Gemeinden oder Bezirke herunter, zeigt sich, dass große Unterschiede bestehen (siehe Abb. 1). So zeigen sich die stärksten Zuwächse in Tourismus- und Umlandgemeinden. Etwas überraschend ist der Zuwachs in Stadtgemeinden mit mehr als 5.000 Einwohnern deutlich unter dem Landesschnitt. Im ländlichen Raum zeigt sich oft ein Rückgang des kommunalen Gesamtabfallaufkommens.

4 EDV-UNTERSTÜTZTE ABFALLPROGNOSEN

4.1 Motivation

Aufgrund des Umfangs der Daten und der Komplexität der Modelle für verschiedene Abfallarten ist die Ermittlung von Prognosewerten für bestimmte Verbände oder Gemeinden nicht einfach. Schwieriger wird die Aufgabe, wenn unterschiedliche Szenarien berechnet werden, oder Einflüsse verschiedener Varianten für Maßnahmen ermittelt werden sollen.

Zur Vereinfachung wurde daher ein Softwaretool entwickelt. Es enthält die wesentlichen historischen und prognostizierten Daten und ermöglicht den Vergleich von Szenarien bzw. die Abschätzung des Einflusses bestimmter sozioökonomischer Einflüsse auf bestimmte Abfallarten bzw. Abfallgruppen.

Das entwickelte Softwaretool namens KAPS-2020 (kommunale Abfallmengenprognose für die Steiermark) wurde als MS Excel VBA – Programm mit Visual Basic erstellt (siehe Abb. 2).

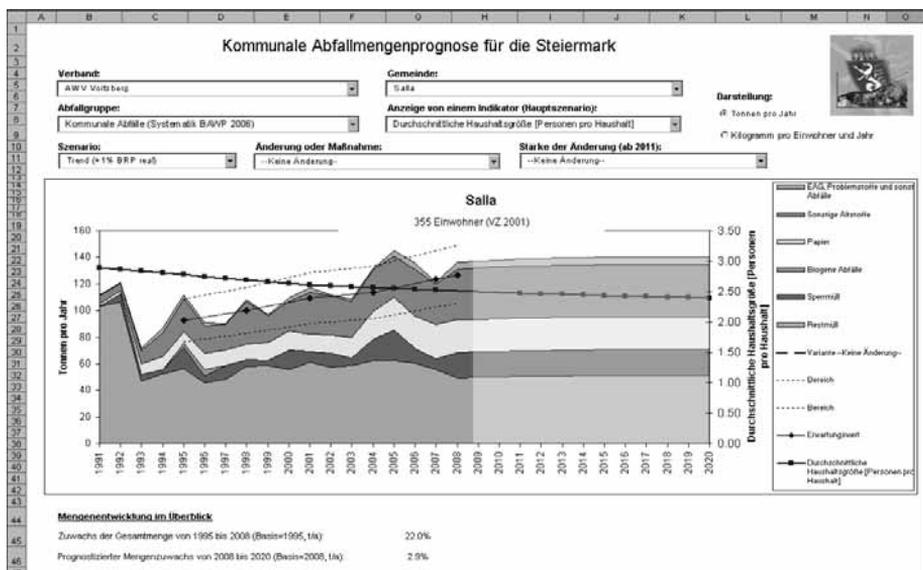


Abb. 2: Softwaretool KAPS-2020 – Screenshot am Beispiel einer Gemeinde

4.2 Anwendung für Gemeinden und Verbände

Das einfach zu bedienende Softwaretool erlaubt flexible Anpassung

- nach Regionen (Verbände, Gemeinden),
- nach Abfalldefinitionen (kommunale Abfälle nach BAWP-Systematik, Biotonnenmaterial, Altpapier, etc.) und
- nach Szenarien und Maßnahmen inkl. Sensitivitäten.

Als Beispiele können Abschätzungen bei der Umstellung des Sammelsystems bei Altpapier und Biotonnenmaterial erwähnt werden. Die Umstellung von Bringsystem auf das Holsystem bei Altpapier kann mengenmäßig abgeschätzt werden. Bei der Biotonnensammlung kann z.B.

die Veränderung der Anzahl der bereitgestellten Biotonnen und der resultierenden Mengenänderungen näherungsweise ermittelt werden.

5 AUSBLICK

Die Entwicklung des Prognosemodells inklusive Softwaretool stellt eine Neuerung gegenüber bisherigen Ansätzen dar. Sie ermöglicht u.a. die Verwendung von sozioökonomischen Prognosen und die Anwendung auf regionaler Ebene. Forschungsbedarf besteht bei der Übertragung auf andere Regionen, bei der Verfeinerung der Prognosen für einzelne Abfallarten und der Verwendung für das abfallwirtschaftliche Monitoring (z.B. Benchmarking).

6 DANKSAGUNG

Dieses Projekt wurde mit finanzieller und inhaltlicher Unterstützung des Amtes der Steiermärkischen Landesregierung, Fachabteilung 19D – Abfall- und Stoffflusswirtschaft durchgeführt.

LITERATUR

- Beigl, P., Lebersorger, S. & Salhofer, S.P. (2008) Modelling municipal solid waste generation: A review. *Waste Management* 28 (1), 200 – 214.
- Beigl, P. & Lebersorger, S. (2010) *Kommunale Abfallmengenprognose für die Steiermark – KAPS-2020*. Projektbericht im Auftrag des Amtes der Steiermärkischen Landesregierung – Fachabteilung 19D Abfall- und Stoffflusswirtschaft, Eigenverlag des Amtes der Steiermärkischen Landesregierung.
- Den Boer, E., den Boer, J. & Jager, J. (2005) *Waste Management Planning and Optimisation. Handbook for municipal waste prognosis and sustainability assessment of waste management systems*. ibidem-Verlag.
- Felsberger, G. (s.a.) *Kommunale Abfallerhebung Steiermark*. <http://www.abfallwirtschaft.steiermark.at/cms/ziel/4336310> (letzter Zugriff am 14.07.2010).
- Mayer, M. (2007) *Steuerkraft-Kopfquoten 2006*. Steirische Statistiken, Heft 10/2007. Amt der Steiermärkischen Landesregierung, Fachabteilung 1C – Landesstatistik (Ed.), Graz.
- Weißbach, T., Jakobsen, H. & Zambrzycki, B. (2006) *Review of waste management planning in EEA member countries*. European Topic Centre on Resource and Waste Management, Working paper.

Durch RFID zur ressourcenoptimierten Kreislauf- und Entsorgungswirtschaft

S. Löhle & A.I. Urban

Universität Kassel, Fachgebiet Abfalltechnik, Kassel, Deutschland

KURZFASSUNG: Eine auf Radio Frequency Identification (RFID) basierende smarte Produktkennzeichnung von Elektro- und Elektronikgeräten überwindet das derzeit bestehende Informationsdefizit, welches eine zielgerichtete Erfassung und Behandlung von Elektro- und Elektronikgeräten (EAG) limitiert. Dadurch, dass Produkt- und Informationsstrom über einen Informationsträger in Form eines Transponders fortan gekoppelt sind, lassen sich produktspezifische Informationen in die Entsorgungsphase übermitteln, die dort zu einer Umlenkung und Spezifikation der Altgerätemengen hinsichtlich des weiteren Behandlungsweges führen. Hierdurch wird das neue Entsorgungsparadigma gestärkt, wonach nicht mehr die Minimierung der Entsorgungskosten verfolgt sondern die Maximierung der Recyclinggewinne fokussiert wird. Für den Bereich EAG bedeutet das im Besonderen, die Wiederverwendung gebrauchter Altgeräte, die Rückgewinnung eines Höchstmaßes an Wertstoffen in möglichst sortenreiner Form sowie die Isolierung und Beseitigung von Schadstoffen.

1 EINLEITUNG

Mit dem Übergang eines Produktes in die Entsorgungsphase gehen in der Regel eine Vielzahl produktspezifischer Informationen verloren. Dieses Informationsdefizit führt dazu, dass anschließende Erfassungs- und Behandlungsprozesse auf den physikalischen Eigenschaften der Altprodukte und den Erfahrungswerten der Bearbeiter basieren, was ein hochwertiges, ressourcenoptimiertes Recycling der Altprodukte erschwert. Dies betrifft besonders die Abfallfraktion der Elektro- und Elektronikaltgeräte als ein sehr komplexes Vielstoff- und Geräteartengemisch. Mangelnde spezifische Produktinformationen führen bei den Behandlungsprozessen dazu, dass in Kleinstmengen verbaute Wertstoffe wie Indium, Platingruppenmetalle oder seltene Erden nur unzureichend durch die bestehenden Behandlungsstrategien erfasst werden.

Im DFG-geförderten Projekt „IDEnt – Einsatz der Radio Frequency Identification Technologie als Innovation für eine ressourcenoptimierte und datenschutzgerechte Kreislauf- und Entsorgungswirtschaft“ wurde ein Konzept entwickelt, wie mithilfe von RFID das bestehende Informationsdefizit zukünftig überwunden werden kann und die Umsetzung einer smarten Produktkennzeichnung zur Optimierung der Entsorgungsprozesse im EAG-Bereich führt.

2 SMARTE PRODUKTKENNZEICHNUNG MITTELS RFID

Eine Produktkennzeichnung verfolgt das Ziel, Informationen parallel zum Produktstrom von einem Akteur zum nächsten zu leiten. Diese werden in der Regel als optische Kennzeichnung ausgeführt. Beispiele für Produktkennzeichnungen, die entsorgungsrelevante Informationen bis in die Entsorgungsphase transferieren, sind u.a. Pfandlabels, der Recycling-Code oder auch die verpflichtende Kennzeichnung von Elektro(nik)geräten für den Gebrauch in privaten Haushalten mit dem Symbol einer durchgestrichenen Hausmülltonne.

In den Behandlungsprozessen können diese optischen Kennzeichnungen aufgrund von Verschmutzung oder Überdeckung in der Regel nicht genutzt werden. RFID-Systeme hingegen erlauben eine auf Funk basierende Datenübertragung, die keinen direkten Sichtkontakt erfordert (Löhle & Urban 2008). Diese Systeme etablieren sich derzeit als Querschnittstechnologie in al-

len Wirtschafts- und Lebensbereichen. Sie dienen der Optimierung und weitgehenden Automatisierung von Prozessen, wie z.B. bei logistischen Prozessen, der Steuerung von Waren- und Materialflüssen, der Kontrolle in der Fertigung und der Warenrückverfolgung.

Der Begriff „smarte Produktkennzeichnung“ umschreibt somit die Kombination der Funktion einer Produktkennzeichnung mit ergänzender Bereitstellung elektronisch verfügbarer Informationen über im Einzelgerät integrierte Transponder.

2.1 Funktionsweise eines RFID-Systems

Ein RFID-System besteht im Wesentlichen aus drei Komponenten. Der Transponder besteht aus einem Mikrochip zur Datenspeicherung sowie einer Antenne für die berührungslose Kommunikation mit einer Lese-/Schreibereinheit. Der Transponder wird an dem zu identifizierenden Objekt angebracht. Die Lese-/Schreibereinheit besteht aus einem Lesegerät und zugehöriger RFID-Antenne, die das für die Kommunikation notwendige elektromagnetische Wechselfeld aufbaut. Die Lese-/Schreibereinheit kann stationär mit externer Antenne oder als mobiles Kompakgerät ausgeführt sein. Mithilfe eines elektronischen Datenverarbeitungssystems werden die von den Transpondern empfangenen Informationen in Signale oder Befehle für angeschlossene Aggregate konvertiert.

Die Datenübertragung zwischen Transponder und Lese-/Schreibereinheit erfolgt abhängig vom Frequenzbereich über induktive Kopplung bzw. elektromagnetische Wellen. Gelangt ein auf oder in Objekten integrierter Transponder in die Reichweite des vom Lesegerät generierten Felds, empfängt dieser über seine Transponderantenne elektromagnetische Wellen und Energie. So angesprochen ist der Transponder in der Lage, über die Luftschnittstelle Daten an das Lesegerät zu senden (Uplink) oder selbst beschrieben zu werden (Downlink). Die RFID-Antenne des Lesegerätes empfängt dieses Signal und liest die Daten aus, die über ein Rechnersystem mit geeigneter Software ausgewertet und verarbeitet werden können (Finkenzeller 2008, Kern 2007), siehe Abb. 1 (Löhle & Urban 2008). Ausführliche Informationen über RFID sind Finkenzeller 2008 und Kern 2007 zu entnehmen.

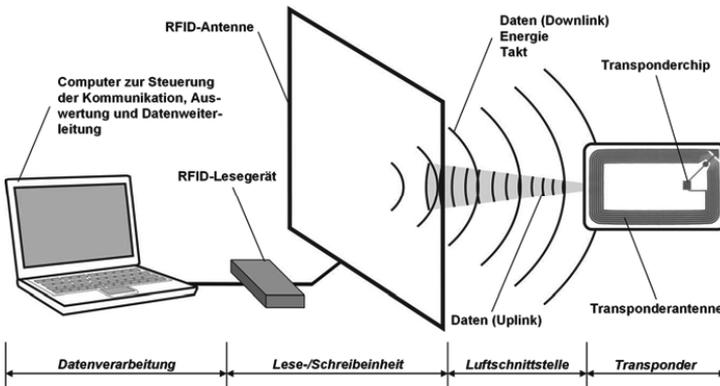


Abb. 1: Funktionsprinzip eines RFID-Systems

2.2 Potenziale einer smarten Produktkennzeichnung für die Entsorgung von EAG

Das Gesetz über das Inverkehrbringen, die Rücknahme und die umweltverträgliche Entsorgung von Elektro- und Elektronikgeräten (ElektroG) sieht im § 7 eine verpflichtende optische Kennzeichnung für Elektro(nik)geräte zur Nutzung in privaten Haushalten vor. Daneben bestehen gemäß § 13 Abs. 6 umfangreiche Mitteilungs- und Informationspflichten der Hersteller an die Betreiber von Wiederverwendungseinrichtungen und Behandlungsanlagen. Aus diesen Informationen muss sich ergeben, welche verschiedenen Bauteile und Werkstoffe die Elektro(nik)geräte enthalten und an welcher Stelle sich gefährliche Stoffe und Zubereitungen befinden. Derzeit sollen diese Informationen in Form von Handbüchern oder elektronisch den Entsorgern zur Verfügung gestellt werden. Aufgrund des hohen Aufwandes der Datenbeschaffung und der derzeiti-

gen Einhaltung der gesetzlich vorgeschriebenen Recyclingquoten werden diese Informationen für die Behandlungsprozesse in der Regel nicht eingefordert.

Abb. 2 verdeutlicht, dass diese Informationen zukünftig durch die eindeutige Verknüpfung eines Elektro(nik)gerätes zu einem bestimmten Datenbankinhalt über die RFID-Funktionalität elektronisch verfügbar gemacht werden können (Groh et al. 2010). Der Inhalt der produktspezifischen Datenbanken kann sich an der bereits bestehenden öffentlich verfügbaren Spezifikation PAS 1049 orientieren, die eine standardisierte Form der „Übermittlung recyclingrelevanter Informationen zwischen Herstellern und Recyclingunternehmen“ in Form eines Recyclingpasses vorgeschlägt (Löhle et al. 2009).

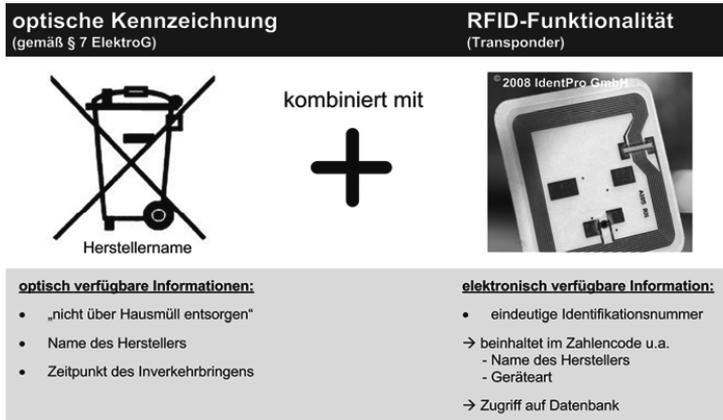


Abb. 2: Prinzip einer smarten Produktkennzeichnung von Elektro(nik)geräten

Die elektronische Kennzeichnung mittels RFID-Transponder, auf dem eine eindeutige Identifikationsnummer gespeichert ist, ermöglicht für jedes Elektro(nik)gerät im Verlauf des Produktlebenszyklus bis zur Entsorgungsphase die Identifikation (siehe Abb. 3).

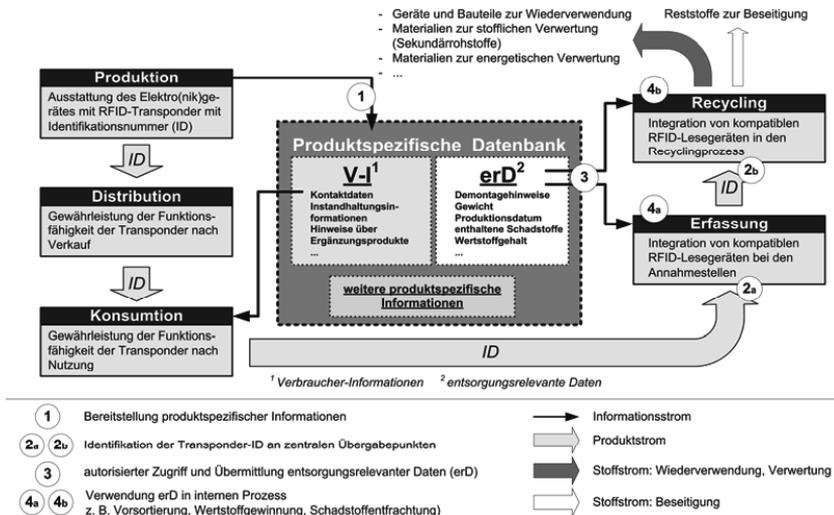


Abb. 3: Übertragung produktspezifischer Informationen mittels smarter Produktkennzeichnung

Über die gespeicherte eindeutige Identifikationsnummer erfolgt der autorisierte Zugriff auf im Internet hinterlegte Datenbanken, die über produktspezifische und entsorgungsrelevante Daten verfügen. In Anlehnung an bestehende Produktcodierungen wie dem bereits standardisierten

Elektronischen Produktcode (EPC) sind in der Zahlenfolge bereits Informationen wie z.B. der Name des Herstellers, Gerätetyp oder -kategorie enthalten (Hohenecker 2009).

Die im Internet hinterlegten Datenbanken enthalten wesentliche weiterführende Informationen, u.a. Daten zur stofflichen Zusammensetzung, zum Gewicht, über zu auszuschleusende Schadstoffe oder auch Demontageanleitungen und Hinweise über eine potenzielle Wiederverwendung des Altgerätes bzw. dessen Bauteile. Bei der Erfassung und der Behandlung von EAG können diese Informationen durch integrierte Auslesegeräte entsprechend der nachstehenden Nutzungsanforderungen gefiltert und verfügbar gemacht werden (Groh et al. 2010).

2.3 Nutzungsvoraussetzungen für den Einsatz smarter Produktkennzeichnungen

Der Einsatz einer smarten Produktkennzeichnung für ein gezieltes Stoffstrom- und Informationsmanagement in der Entsorgungswirtschaft erfordert folgende Voraussetzungen:

- die Ausstattung von Elektro(nik)geräten mit Transpondern,
- die Speicherung einer (standardisierten) Identifikationsnummer auf den Transpondern und Bereitstellung produktspezifischer, entsorgungsrelevanter Daten in Hintergrundsystemen,
- die Funktionsfähigkeit dieser Transponder in der Entsorgungsphase und
- die Installation kompatibler RFID-Systeme in den Teilprozessen der Entsorgungswirtschaft (z.B. in Erfassungs- oder Behandlungsprozessen).

Unerlässlich dafür ist, dass der Transponder als Informationen übertragendes Medium bis in die Entsorgungsphase auf den Produkten verbleibt und funktionsfähig ist. Deshalb ist die Verbraucherakzeptanz von hoher Bedeutung, da sich die gekennzeichneten Produkte über den gesamten Nutzungszeitraum in ihrem unmittelbaren Wirkungsbereich befinden. Die Interessen und Vorbehalte der Verbraucher sollten daher bereits im Entwicklungsprozess berücksichtigt und durch eine offensive Interessenspolitik einbezogen werden (Groh et al. 2009).

Aus datenschutzrechtlicher Hinsicht ist die Kennzeichnung einer eindeutigen Identifikationsnummer auf dem Transponder als unkritisch zu betrachten, zumal auch über die Anbindung an die Datenbankinformationen keine Verknüpfung zu personenbezogenen Daten besteht (Groh et al. 2010). Bei dem RFID-Einsatz wird davon ausgegangen, dass ausschließlich passive Transponder verwendet werden, die nur in geeigneten Auslesebereichen eine Datenübertragung zulassen. Die Datensicherheit der aus Herstellersicht sensiblen Produktinformationen kann durch einen gesicherten Datenzugriff, z.B. durch Autorisierungsmechanismen und Verschlüsselungen, gewährleistet werden.

3 PERSPEKTIVEN FÜR DEN RFID-EINSATZ BEI DER ENTSORGUNG VON EAG

Dadurch, dass produktspezifische Informationen im Verlauf des Lebenszyklus über Transponder mit dem Produkt an den nächsten Akteur weiter gegeben werden, ergibt sich durch die Verfügbarkeit dieser Daten eine Vielzahl potenzieller Anwendungen.

3.1 Modifizierte Erfassung

Abweichend von den derzeit bestehenden Sammelgruppen kann durch den erhöhten Informationsgehalt, der für jedes Gerät vorliegt, die Sammlung von EAG modifiziert werden. Große Vorteile verspricht die Neuordnung in folgende Sammelgruppen:

- Altgeräte zur Schadstoffentfrachtung; betrifft EAG, die ein erhöhtes Schadstoffpotenzial bzw. -komponenten aufweisen, die vor einer weiteren Behandlung im Aufbereitungsprozess entfernt werden müssen (z.B. Tonerkartuschen aus Kopiergeräten, Akkumulatoren).
- Altgeräte zur Wertstoffgewinnung; betrifft EAG, die in ihrer Zusammensetzung einen besonderen Wertstoffanteil in Form von z.B. Leiterplatten und darin enthaltene Edelmetalle oder seltene Erden aufweisen und die eine gezielte Rückgewinnung dieser Materialien durch anschließende Demontage erfordern (z.B. Geräte der Kommunikationselektronik).
- Altgeräte mit unauffälliger Zusammensetzung; betrifft EAG, die durch herkömmliche Aufbereitungsverfahren, zumeist Shredderprozesse, in ausreichender Qualität stofflich verwertet werden können.

Die Einordnung der EAG wird durch eine systemintegrierte Matrix bei der Abgabe an der Sammelstelle vorgenommen. Das eingehende EAG wird durch den Mitarbeiter per Handlesegerät gescannt, dem die vorzunehmende Einordnung auf einem Display visualisiert wird. Gleichzeitig kann eine herstellerspezifische Erfassung gekennzeichnete EAG umgesetzt werden, um diese Geräte im Sinne der individuellen Herstellerverantwortung an die jeweiligen Hersteller zurückzuführen (Löhle et al. 2009).

3.2 Optimierte Behandlungsprozesse

Analog zu der unter 3.1 beschriebenen Modifikation der Sammelgruppen kann auch im eigentlichen Behandlungsprozess eine Vorsortierung eingehender Gerätegemische mittels RFID unterstützt werden: Durch die Unterstützung der Behandlungsschritte mit RFID-Systemen besteht das Potenzial, die EAG innerhalb des Entsorgungsbetriebes effizient zu lenken und den passenden Teilbehandlungsprozessen zuzuführen.

Die Übermittlung der Produktinformationen Hersteller, Alter, Typ bietet die Grundlage für eine Entscheidungsmatrix über eine lohnende Wiederverwendung bzw. Bauteilentnahme. Ist diese Abfrage positiv, wird das potenziell wiederzuverwendende EAG (respektive Bauteil) einer Sicht- und Funktionsprüfung unterzogen. Ist diese ebenfalls positiv, wird es nach entsprechender Aufarbeitung erneut in den Produktkreislauf eingebracht.

Die Mehrzahl der EAG wird einem RFID-unterstützten Demontageprozess zugeführt. Eine per RFID übermittelte Demontageanweisung leitet den Bearbeiter und benennt die Inhaltsstoffe, die einer besonderen weiteren Behandlung bedürfen. Dazu zählt u.a. die gezielte Schadstoffentfrachtung und Entnahme von Materialien und Bauteilen mit besonderem Wertstoffgehalt, welche in anschließenden Shredderprozessen nicht dezidiert zurückgewonnen werden können.

EAG, die sich für eine Wiederverwendung „nicht lohnen“ oder eine unauffällige Zusammensetzung aufweisen, können direkt den Shredderprozessen zugeführt werden und umgehen somit aufwändige Demontageprozesse bzw. Funktionsprüfungen (Löhle et al. 2009).

Gekennzeichnete EAG erlauben zudem eine Entsorgungskostenzuweisung in Echtzeit, d.h. für die tatsächlich beim Recyclingunternehmen angedienten Altgeräte. Die gekennzeichneten EAG werden über RFID-Lesegeräte im Entsorgungsprozess identifiziert und über die auf dem Transponder gespeicherten Informationen dem jeweiligen Hersteller zugeordnet. Menge und Art der per RFID eindeutig identifizierten Altgeräte werden automatisch dokumentiert. Die Vergütung der Entsorgungsleistung erfolgt auf Basis der sich tatsächlich im Rücklauf befindlichen Geräte des Herstellers und beruhen z.B. auf einer produktspezifischen Einstufung hinsichtlich des Gewichts oder Behandlungsaufwands (Kuhnhehn & Urban 2006).

4 WIRTSCHAFTLICHE BETRACHTUNG

Durch die Verwendung von Transpondern werden zusätzliche Materialien in den Produktkreislauf eingebracht. Die Implementierung des beschriebenen Konzeptes einer smarten Produktkennzeichnung kann insofern hinsichtlich der Ressourcenschonung nur erfolgreich sein, wenn neben den eingebrachten Transponderbestandteilen (v.a. Kupfer, Aluminium und Silber – je nach Antennenausgestaltung) ein erhöhter Anteil der in den EAG enthaltenen Materialien in einer größeren Sortenreinheit und größeren Sortenvielfalt zurückgewonnen werden kann, wobei letztere Betrachtung besonders auf die Rückgewinnung von seltenen Metallen abzielt.

In der Regel sollen die in den Behandlungsprozessen einzusetzenden Transponder bereits im Rahmen der Herstellung des jeweiligen Elektro(nik)gerätes eingesetzt worden sein und dadurch zu Einsparpotenzialen für den jeweiligen Produzenten führen. Für die Implementierung der RFID-Systemkomponenten in den Entsorgungsprozessen entstehen folgende Kosten:

- Kosten für RFID-Hardware (im Wesentlichen mobile und stationäre Lesegeräte und Daten verarbeitende PCs), die die Auslesung der Transponder an den Sammelstellen und Behandlungsanlagen ermöglichen,
- Umbaukosten für die Integration von RFID-Hardwarekomponenten in die bestehenden Erfassungs- und Behandlungsstrukturen,
- Kosten für Software (-anbindung und -entwicklung) zur Kommunikation und Verarbeitung der empfangenen Transponderinformationen,

- Kosten für den Aufbau und die Verwaltung produktspezifischer Datenbanken und
- weitere Kosten für Instandhaltung, Schulung, etc.

Für die Implementierung von RFID-Systemen bei sämtlichen öffentlich rechtlichen Sammelstellen in Deutschland betragen die Gesamtkosten schätzungsweise ca. 2,8 – 4,6 Mio. Euro und bei den Zerlegebetrieben 4,0 – 5,6 Mio. Euro. Die Kosten für die Ausrüstung eines einzelnen Prozesses mit technisch einfacher mobiler Auslesetechnik liegen bei ca. 2.250 Euro. Bei der aufwändigeren Installation stationärer Lesegeräte können die Kosten bis zu 43.250 Euro betragen.

5 FAZIT UND HANDLUNGSEMPFEHLUNGEN

Mit der Optimierung der Entsorgungsprozesse durch die Nutzbarmachung der RFID-Technologie wurde in abfalltechnischer Hinsicht wissenschaftliches Neuland betreten. Erstmals wurde ein Konzept für eine smarte Produktkennzeichnung von Elektro(nik)geräten entwickelt, welches über die elektronische Übermittlung einer eindeutigen Identifikationsnummer den Akteuren der Entsorgungswirtschaft den Zugriff auf produktspezifische Datenbanken ermöglicht, wodurch das derzeit bestehende Informationsdefizit als Ursache für ein unzureichendes Recycling überwunden werden kann. Für die rechtliche Umsetzung einer smarten Produktkennzeichnung ist mit der Kennzeichnungspflicht im § 7 ElektroG und der Informationsübermittlung entsorgungsrelevanter Daten gemäß § 13 Abs. 6 ElektroG bereits die notwendige Basis vorhanden.

Aufgrund der zunehmenden Rohstoffknappheit und steigenden Rohstoffpreise wird die effektive stoffliche Rückgewinnung integrierter Materialien wirtschaftlich bedeutender werden und ggf. neue Recyclingtechnologien erfordern. Ebenfalls wird das Interesse der Hersteller steigen, die in ihren Produkten verbauten Rohstoffe zurückzuerhalten. Dies wird zu einem erhöhten Kommunikationsbedarf und zu einer Vernetzung zwischen Entsorgungsunternehmen und Herstellern führen, wofür RFID ein wichtiges Medium sein kann.

In der praktischen Umsetzung der aufgeführten Konzepte in einem betrieblichen Maßstab liegt im Besonderen der wesentliche abfalltechnische Forschungsbedarf. Darüber hinaus sollte ein einheitlicher Standard der zu übermittelnden entsorgungsrelevanten Informationen definiert werden. Gleichmaßen gilt das für den Aufbau und die Verwaltung produktspezifischer Datenbanken durch eine übergeordnete Organisation sowie die Implementierung der RFID-Systemkomponenten in den Entsorgungsprozessen in Form eines normierten Verfahrens.

Eine Buchveröffentlichung, welche die ausführlichen Ergebnisse des DFG-geförderten I-DEnt-Projektes beinhaltet, erscheint voraussichtlich Ende des Jahres 2010 in der Schriftenreihe des Fachgebietes Abfalltechnik der Universität Kassel.

LITERATUR

- Finkenzeller, K. (2006) *RFID-Handbuch*. München, Germany: Hanser Verlag, 4. Auflage.
- Groh, H., Hoss, D., Jandt, S. & Löhle, S. (2010) Smarte Produktkennzeichnung von Mobiltelefonen mittels RFID. In: *Müll und Abfall* (ISSN 0027-2957), Ausgabe 4, 160 – 166.
- Groh, H., Jandt, S. & Löhle, S. (2009) Funksignale aus dem Abfall. In: *Müllmagazin* (ISSN 0934-3482), Nr. 2, 48 – 52.
- Hohenecker, S. (2009) *Informationswelt der Zukunft*. Informationspapier der GS 1 Germany GmbH, Stand Juli 2009, 17 Seiten, abzurufen unter <http://www.gs1-germany.de/publikationen/>.
- Kern, C. (2006) *Anwendungen von RFID-Systemen*. Berlin, Germany: Springer Verlag, 2. Auflage.
- Kuhnenn, K. & Urban, A. (2006) Individuelle Produktverantwortung für Elektroaltgeräte – Durch RFID zum Ziel?. In: *Müll und Abfall* (ISSN 0027-2957), Ausgabe 12, 638 – 644.
- Löhle, S. & Urban, A. (2008) Neue Wege: Potenziale von RFID in der Entsorgungswirtschaft. In: *Müllhandbuch* (ISSN 0176-4969) Band 1, Kennzahl 0155, 1 – 23.
- Löhle, S., Groh, H. & Urban, A. (2009) RFID als Medium einer innovativen Kreislaufwirtschaft. In: *Mit RFID zur innovativen Kreislaufwirtschaft*. Urban, Halm (Hrsg.), Schriftenreihe des Fachgebietes Abfalltechnik, UNIK-AT Band 10, 59 – 74.

Herausforderungen der NIR-Sortierung von gemischten Abfällen aus Industrie und Gewerbe

G. Kreindl

Montanuniversität Leoben, Institut für Nachhaltige Abfallwirtschaft und Entsorgungstechnik, Leoben, Österreich

KURZFASSUNG: Im Rahmen eines Forschungsprojektes soll gezeigt werden, welches Potential an stofflich verwertbaren Materialien in gemischten Abfallströmen aus dem Gewerbe- und Industriebereich enthalten ist. Einführend wird auf verschiedene Sortiertechnologien, die im Bereich der Gewerbeabfallsortierung eingesetzt werden, eingegangen, wobei im späteren Verlauf dieses Artikels der sensorgestützten Sortierung, in diesem Fall der Nahinfrarotsortierung, eine bedeutende Rolle zu kommt. Ausgehend von wiederholten und manuell durchgeführten Sortieranalysen, die die Darstellung der stofflichen Zusammensetzung des Abfalls zum Ziel hatten, wurden anhand von Technikumsversuchen und dem Einsatz von Kleinmengen des Originalmaterials materialspezifische Parameter für weiterführende großtechnische Versuchsreihen an einer in Betrieb befindlichen NIR-Sortieranlage generiert. Die erhaltenen und bis dato verfügbaren Ergebnisse werden dargestellt und einer kritischen Diskussion unterzogen.

1 EINLEITUNG

Gemischte Abfälle aus der Industrie und dem Gewerbe beinhalten ein hohes Potential an Stoffen für eine wertstoffliche Verwertung. Neben dem kommunalen Abfallaufkommen haben auch die Menge sowie die Komplexität von Abfallströmen aus dem Gewerbe- und Industriesektor in den letzten Jahren stetig zugenommen. Laut dem Statusbericht 2009 (UBA 2009), einer vom Bundesministerium für Land und Forstwirtschaft, Umwelt- und Wasserwirtschaft (BMLFUW) in Auftrag gegebener Bestandsaufnahme der österreichischen Abfallwirtschaft, fielen im Jahr 2008 etwas mehr als 2 Mio. Tonnen an Altstoffen im Gewerbe- und Industriebereich an. Dies entspricht rund 4% des jährlichen Abfallgesamtaufkommens in Österreich.

Neben diesen getrennt gesammelten Altstoffen fallen jährlich auch große Mengen an gemischten Gewerbe- und Industrieabfällen an, deren enthaltene Wertstofffraktionen aufgrund von ungünstigeren Rahmenbedingungen schwerer rückgewinnbar sind und dies z.T. nur mit erhöhtem technischen Aufwand möglich ist. Die Abfallrahmenrichtlinie der EU, die in Österreich mit 12. Dezember 2010 in Kraft tritt und bis dahin in nationales Recht umgesetzt werden muss, setzt eine klare Prioritätenreihung. Dabei ist ein werkstoffliches Recycling vor anderen Abfallverwertungsverfahren (z.B. Abfallverbrennung) zu favorisieren (vgl. Abb. 1).

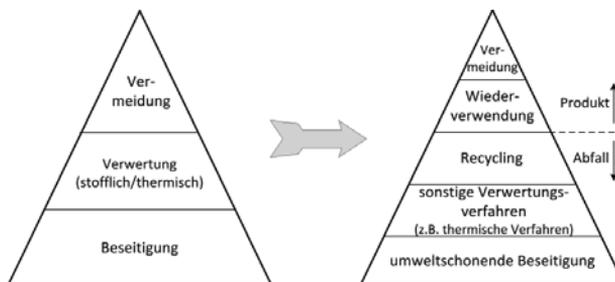


Abb. 1: Dreistufige Abfallhierarchie gemäß AWG 2002 im Vergleich zur fünfstufigen Abfallhierarchie der EU-Abfallrahmenrichtlinie

Mit der gegenwärtigen in Anbetracht der EU-Abfallrahmenrichtlinie viel diskutierten Thematik, Wertstoffe aus industriellen Abfallströmen für ein stoffliches Recycling zurück zu gewinnen, beschäftigt sich das Institut für nachhaltige Abfallwirtschaft und Entsorgungstechnik der Montanuniversität Leoben zusammen mit der Saubermacher Dienstleistungs AG im Rahmen eines von der Österreichischen Forschungsförderungsgesellschaft mbH (FFG) geförderten Forschungsprojektes.

2 SORTIERTECHNOLOGIEN IM BEREICH DES GEWERBEABFALLS

Sensorbasierte, vollautomatische Sortiertechniken gehören in der modernen Abfallwirtschaft im Bereich der Abfallsortierung zum Stand der Technik und haben mit Ausnahme der groben Abfallvorsortierung (Bodensortierung) manuell durchgeführte Sortierprozesse größtenteils abgelöst. Mittlerweile reicht die Palette der Sensortechnik von elektromagnetischen Sensoren über hochauflösende Kamerasysteme im VIS- und IR-Wellenlängenbereich bis hin zur materialelektiven Röntgentechnik. Durch den breiten Einsatz von leistungsfähiger Hardware (Fördertechnik, Sensorik, Detektoren, etc.) zusammen mit intelligenten und effizient arbeitenden Softwarelösungen im Hintergrund ist man heute in der Lage, Materialien um ein vielfaches besser und schneller zu identifizieren und zu klassifizieren, als dies mit menschlichen Sortierkräften der Fall wäre. Die Faktoren „Wirtschaftlichkeit“ und „Einsatzfähigkeit“ spielen hierbei ebenfalls eine nicht zu vernachlässigbare Rolle. Im Nachfolgenden wird ein kurzer Überblick über etablierte, derzeit am Markt befindliche Sortiertechnologien im Abfallbereich gegeben und auf das jeweilige Einsatzgebiet eingegangen.

2.1 Farbzeilenkamera

Farbzeilenkameras, die in der Recyclingwirtschaft zur automatischen Sortierung von kleinen Objekten (z.B. Glasscherben) zum Einsatz kommen, dienen zur Erfassung verschiedener Eigenschaftsmerkmalen von Objekten wie Farbe (z.B. Bunt- und Weißglas), Form, Größe und Oberflächenstruktur. Aktuelle Zeilenkameras erreichen dabei eine Auflösung von 0,3 mm/Pixel und können Objekte mit einer minimalen Größe von 2 mm erkennen (Erdmann & Rehrmann, 2010).

In Abb. 2 wird das Schema eines Farbzeilenkamera-Sortierers dargestellt. Der Materialstrom auf dem Förderband wird von mehreren Auflichtlampen beleuchtet, um sich vom Förderbandhintergrund abzuheben. Durchlichtlampen sorgen optional für einen besseren Kontrast sowie für die Möglichkeit transparente Materialien detektieren zu können. Entscheidend ist dabei eine gleichmäßige Ausleuchtung über die gesamte Sortierbandbreite. Dies wird u.a. durch den Einsatz neuartiger LED-Beleuchtungen erreicht, deren Lichtintensitäten stufenlos regelbar sind. Die Trennung in Auswurf und Durchlauf erfolgt nach der Detektion mithilfe eines gezielten Druckluftimpulses.

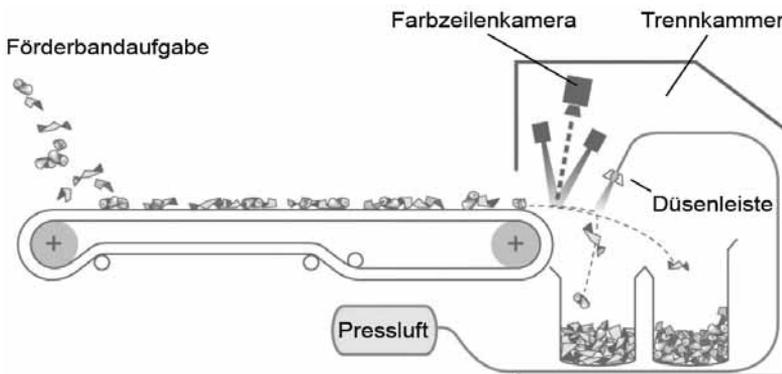


Abb. 2: Sortierung mittels Farbzeilenkamera

2.2 Elektromagnetische Sensoren

Das Haupteinsatzgebiet von elektromagnetischen Sensoren ist die Metallsortierung sowie Elektronenschrottaufbereitung. Das Prinzip beruht auf der Veränderung der elektromagnetischen Feldstärke eines künstlich erzeugten Magnetfeldes durch die im Abfallstrom enthaltenen elektrisch leitfähigen Materialien. Unter dem Förderband sind in einem Abstand von wenigen Zentimetern Spulen platziert, die durch das Anlegen von Spannung ein hochfrequentes nach oben gerichtetes elektromagnetisches Feld aufbauen. Wird ein leitfähiges Material (z.B. Metalldraht) über dieses Feld geführt, bewirkt dies eine Induktion von Wirbelströmen (vgl. Abb. 3) und hat einen Energieverlust des Feldes zu Folge. Diese Änderung kann durch einen in seiner Empfindlichkeit regelbaren elektromagnetischen Sensor detektiert werden. Das Auflösungsvermögen moderner Systeme mit variablen Schwellenwerten kann durch digitale Bildverarbeitungstechniken der Sensorsignale erhöht werden.

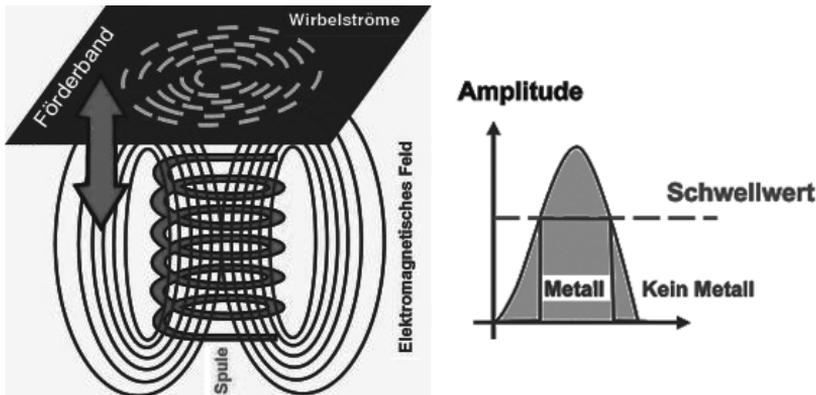


Abb. 3: Funktionsprinzip eines elektromagnetischen Sensors

2.3 Nahinfrarotspektroskopie

Sortiersysteme, die im Nahinfrarot(NIR-)bereich arbeiten (800 – 2.400 nm ist der gängige Wellenlängenbereich, indem NIR-Geräte zur Sortierung in der Abfallwirtschaft arbeiten), basieren auf dem Prinzip von Transmission und Reflexion von Strahlung. Bei der Bestrahlung im Infrarotbereich kommt es bei einer Vielzahl von Materialien zur Ausprägung ganz spezifischer Reflexionseigenschaften, d.h. bei bestimmten Wellenlängen, die der Resonanzfrequenz der bestrahlten Moleküle entsprechen, beginnen die Moleküle zu schwingen. Ein Teil der vom Objekt nicht absorbierten Wellenlängen werden diffus reflektiert und können detektiert werden. Durch die Ausnutzung dieses Effektes ist es möglich, Materialarten eindeutig und in Echtzeit bestimmen zu können. Vergleichbar mit einem „Fingerabdruck“ sind die Spektren, die durch das reflektierte Licht wiedergegeben werden, für jede Materialart spezifisch.

Das mittels Förderband in die Anlage transportierte Material wird in einer oberhalb des Bandes platzierten Scannereinheit identifiziert. Für die im nächsten Schritt erfolgende Aussortierung werden relevante Objekteigenschaften wie Materialart, Form, Struktur sowie deren Position am Förderband gespeichert. Die Ausschleusung des zuvor definierten Zielobjekts erfolgt positiv oder negativ. Bei der Positivsortierung (Wertstofffraktion im Auswurf) werden Objekte gezielt pneumatisch über eine Düsenleiste mit Ventilen am Ende des Förderbandes ausgetragen. Im Zuge der Negativsortierung (Wertstoffe im Durchlauf), die im Zuge der Sortierung einen nachgeschalteten optionalen Schritt darstellt, kommt es zu einer Rest-Störstoffentfrachtung des Materialstromes, d.h. noch enthaltene nicht gewünschte Objekte werden mittels Druckluft ausgeschleust. Eine Verfahrensskizze ist in Abb. 4 dargestellt.

Im Bereich der Kunststoff-Hohlkörpersortierung (Gelber Sack/Gelbe Tonne) werden NIR-Sortieranlagen bereits großtechnisch mit Erfolg eingesetzt. Die Ausweitung des Einsatzgebiets auf gemischte Gewerbeabfälle ist derzeit noch beschränkt.

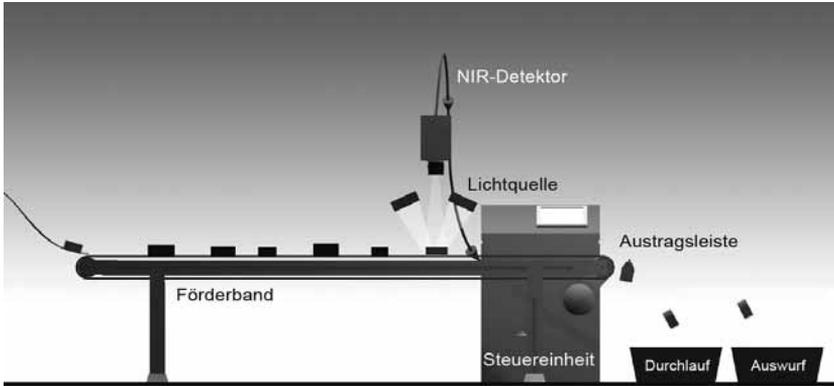


Abb. 4: Funktionsprinzip Nahinfrarotspektroskopie

2.4 Röntgensortierung

Röntgenstrahlung wird schon seit langem in der Medizintechnik und in der zerstörungsfreien Materialprüfung eingesetzt. Diese kurzwellige elektromagnetische Strahlung hat die Eigenschaft Materie (z.B. Abfallstoffe) zu durchdringen. Im Gegensatz zu den bereits erwähnten optischen Sortierverfahren (Farbzeilenkamera und Nahinfrarotspektroskopie), deren Sortierleistung stark vom Verschmutzungsgrad der zu detektierenden Materialien (negativ) beeinflusst wird, haben bei der Röntgentechnik Anhaftungen von Schmutzpartikeln im Allgemeinen keinen Einfluss auf die Materialerkennung. Die Strahlung wird durch die atomare Zusammensetzung und der damit einhergehenden werkstofflichen Dichte der durchstrahlten Materie beeinflusst, d.h. es tritt ein zu messender Schwächungseffekt auf. Diese Schwächung wird von bildgebenden Zeilensensoren aufgenommen und mit den klassischen Methoden der Bildverarbeitung ausgewertet. Das Funktionsprinzip einer Röntgensortierung ist in Abb. 5 dargestellt.

Ein potentielles Einsatzgebiet für Röntgensortierer liegt in der materialspezifischen Erkennung von dunklen und/oder stark verschmutzten organischen Materialien (Kunststoffe, Holz, etc.) aber auch von anorganischen Inertmaterialien wie Steine, Ziegel, etc. Bei der Ersatzbrennstoffproduktion können Chlorträger wie dunkle, stark verschmutzte PVC-Kunststoffe sowie anorganische Bestandteile (Steine, Keramik, etc.) aus dem Ersatzbrennstoff entfernt werden. Die im Zuge der Aufbereitung von Haus- und Gewerbemüll anfallende Schwerfraktion kann ebenfalls mit Hilfe dieser Technik in eine verwertbare (Kompostierung oder Verbrennung) organische Fraktion und eine ablagerungsfähige Fraktion getrennt werden.

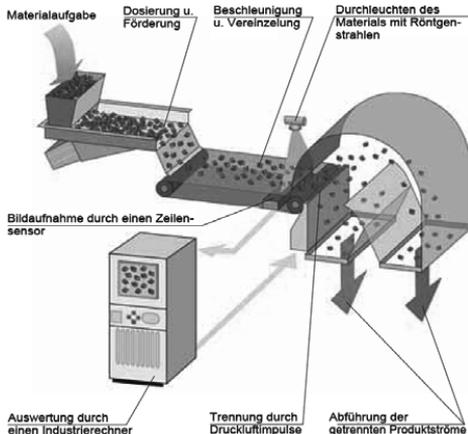


Abb. 5: Funktionsprinzip Röntgensortierung (Zeiger 2006)

3 POTENTIALE DER WERTSTOFFAUSBRINGUNG AUS GEWERBE- UND INDUSTRIEABFÄLLEN

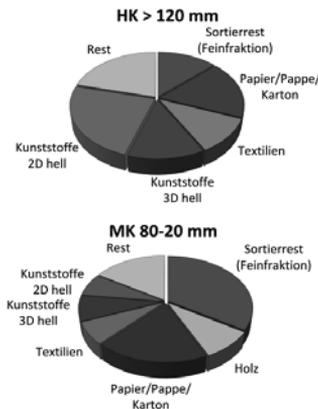
Der direkte Einsatz von NIR-Technologie zur automatischen Sortierung von gemischten Gewerbe- und Industrieabfällen ist ohne Voraufbereitung nicht möglich. Aus diesem Grund wurden in einer Splittinganlage für Gewerbemüll hergestellte Stoffströme (Hochkalorik (HK), Mittelkalorik (MK)), die als Ersatzbrennstoff thermisch verwertet werden, einer näheren Untersuchung unterzogen. Zur Materialcharakterisierung wurden Sortieranalysen (vgl. 3.1) durchgeführt, aufgrund derer das in den Abfällen enthaltene Wertstoffpotential (Kunststoffe, Papier, Karton) ermittelt werden konnte. Kleinversuche mit Originalmaterial im Technikum eines Anlagenbauers dienten der Abschätzung des Technologiepotentials und der Ermittlung von optimalen Parametern für die später folgenden Großversuche an einer bestehenden NIR-Sortieranlage für Verpackungsmaterialien mit einer Kapazität von 35.000 Tonnen/Jahr.

3.1 Sortieranalysen

Das in der zuvor erwähnten Splittinganlage für Gewerbeabfälle voraufbereitete Material wurde quartalsweise (4. Quartal 2009 – 3. Quartal 2010) einer Sortieranalyse unterzogen. In Tab. 1 wird die ermittelte Materialzusammensetzung der beiden anfallenden Hauptoutput-Fractionen, die Hochkalorik (HK) > 120 mm ($H_u \sim 18$ MJ/kg TS) wie auch die Mittelkalorik (MK) 20 – 80 mm ($H_u \sim 14$ MJ/kg TS) dargestellt. Insgesamt wurden 14 Fraktionen wie folgt definiert:

Tab. 1: Durchschnittliche Abfallzusammensetzung der Hoch-(HK) und Mittelkalorik (MK)

Sortierte Fraktionen	Ø HK	HK	Ø MK	MK
	[kg]	[%]	[kg]	[%]
Interstoffe	0,2	< 1	3,2	3
Metalle	0,7	1	0,4	< 1
Textilien	7,6	11	5,1	6
Getränkeflaschen (PET)	1,2	2	1,1	1
Papier/Pappe/Karton	12,5	18	13,7	17
Holz	4,0	6	7,9	10
Sonstige Organik	0	0	0,7	1
Problemstoffe/ gefährlicher Abfall	0	0	0	0
Kunststoffe 2D dunkel	2,0	3	0,6	1
Kunststoffe 3D dunkel	3,1	4	2,0	3
Kunststoffe 2D hell	16,5	23	5,3	7
Kunststoffe 3D hell	9,8	14	6,0	8
Sortierrest (Feinfraktion)	8,0	11	26,5	34
Verbundstoffe	5,3	8	6,0	8



Aus den oben angeführten Abbildungen ist klar zu erkennen, dass bei der Hochkalorik neben den hellen Kunststoffen (2D & 3D) die Fraktion Papier/Pappe/Karton überwiegt. Die Mittelkalorik enthält weniger Kunststoffe und setzt sich im Wesentlichen aus einer Papier/Pappe/Karton- und Holzfraktion zusammen. Der größte Teil, rund 1/3, entfällt auf den Sortierrest, der auf Grund der kleinen Korngröße nicht mehr weiter sortierbar war.

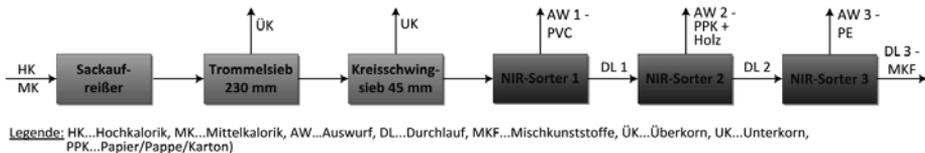
3.2 NIR-Sortierung & Auswertung

Die durchgeführten und vorher beschriebenen Sortieranalysen lieferten den z.T. recht hohen Anteil an stofflich verwertbaren Altstoffen im Gewerbe- und Industrieabfall zu Tage. Dabei wurde bei den anschließenden NIR-Sortierversuchen das Augenmerk besonders auf die Fraktion Papier/Pappe/Karton bzw. Kunststoffe hell gelegt. Eine Tonne Altpapier in der Qualität „Gemischte Ballen 1.02“ wird z.Z. am Sekundärrohstoffmarkt mit 70 – 75 Euro (Quelle: EUWID, Stand: Juli 2010) gehandelt. Zur Zeit der Versuche im 2. Quartal 2010 existierte in Europa, vor allem aber auch in Österreich, eine erhöhte Nachfrage nach Altpapier, die nur mit Hilfe von Mengenimporten aus dem Ausland gedeckt werden konnte. Ähnliche Nachfrage besteht bei diversen Altkunststoffen, dessen Handelswerte pro Tonne Sekundärmaterial von 280 – 320

Euro/Tonne bei PE-Folien natur (post user) bis zu 450 Euro/Tonne bei PET-Einweg/Pfandflaschen klar reichen (Quelle: EUWID, Stand: Juli 2010).

Im nächsten Schritt, nachdem das z.T. recht hohe Wertstoffpotential des untersuchten Gewerbe- und Industrieabfalls ermittelt wurde, galt es erlösbringende Teilfraktionen mit Hilfe der NIR-Technik aus dem Inputmaterial abzutrennen. Um die optimalen Parameter für die nachfolgenden Großversuche an einer in Betrieb stehenden NIR-Sortieranlage zu finden, wurden im Vorfeld Kleinversuche, die sich über einen Zeitraum von ca. einem Monat erstreckten, an einer NIR-Technikumsanlage durchgeführt. Im Zuge dieser Versuchsreihen, die mit Originalmaterial mehrfach wiederholt wurden, konnten optimale Einstellungen (Empfindlichkeit, Auslöseverzögerung sowie Dauer und Stärke des Druckluftstoßes, etc.) für die automatisierte Sortierung der Hoch- und Mittelkalorik ermittelt werden. Mit den gewonnen Datensätzen, bei denen es sich im Wesentlichen um Softwareeinstellungen der NIR-Sorter handelte, wurde abschließend die „real“ NIR-Sortieranlage upgedatet.

Die Großversuche erfolgten Mitte Juni 2010, bei der die bestehende NIR-Anlage für die Dauer der Versuche modifiziert wurde. Das Ablaufschema der Sortierung gliederte sich in sechs Teilschritte, wobei drei NIR-Sorter in Serie geschaltet sind. In der nachfolgenden Abb. 6 wird die Verfahrensweise grafisch dargestellt.



Legende: HK...Hochkalorik, MK...Mittelkalorik, AW...Auswurf, DL...Durchlauf, MKF...Mischkunststoffe, ÜK...Überkorn, UK...Unterkorn, PPK...Papier/Pappe/Karton)

Abb. 6: Verfahrensschema – Großversuche NIR-Sortierung

Neben der Abtrennung von PVC beim ersten NIR-Sorter, das je nach Qualität in ein werkstoffliches Recycling bzw. Downcycling, in ein chemisches Recycling oder in die Verbrennung gehen kann, wurden bei den anschließenden Sortern die Fraktionen Holz+PPK sowie PE abgetrennt. Da Holz einen ähnlichen atomaren Aufbau wie Papier und Karton besitzt und auch als Rohstoff für die Papier- und Kartonagenerzeugung dient, erwies es sich bereits bei den Vorversuchen im Technikum als äußerst schwierig beide Fraktionen getrennt voneinander zu erfassen. NIR-Sorter 3 wurde auf die Erkennung von Polyethylen (PE) eingestellt, da bereits die Technikumsversuche gezeigt haben, dass ein Großteil der in der Hoch- sowie in der Mittelkalorik enthaltenen Kunststoffe, insbesondere flächige Folien, aus diesem Material bestehen. Der Großteil der im Abfall enthaltenen biogenen Bestandteile wurde durch das im Unterkornastrag (UK) enthaltenen Feingut aus der Anlage ausgetragen, der Rest ist in der Fraktion Holz+PPK zu finden. Der Durchlauf aus dem dritten und letzten Sorter, der vorwiegend aus Materialien fossilen Ursprungs besteht, kann als Mischkunststofffraktion (MKF) bezeichnet werden und wurde noch während den laufenden Versuchen direkt zu Ballen verpresst.

Zur Ermittlung der anfallenden Massenströme im System wurden nach der jeweiligen Versuchsreihe alle aussortierten Fraktionen zur Zwischenlagerung zu Ballen verpresst und verwogen, damit repräsentativ gewonnene Teilmengen daraus an den darauffolgenden Tagen einer Sortieranalyse unterzogen werden konnten. Dies war notwendig, um Aussagen über das Sortierergebnis (Sortenreinheit der Fraktionen, Fehlwürfe, Ausbringungsraten) treffen zu können. In der nachfolgenden Tab. 2 werden die erhaltenen Ergebnisse aus den Großversuchen dargestellt. Der Gesamtinput der Hochkalorik betrug gerundet 5.400 kg, jener der Mittelkalorik ca. 7.000 kg.

Zusätzlich zu den unten beschriebenen Detailzusammensetzungen des automatisch aussortierten Materials, erfolgte beim PE-Auswurf der Hoch- und Mittelkalorik eine Überprüfung der Kunststoffe mittels NIR-Hand-Gerät.

Tab. 2: NIR-Sortierergebnis Hochkalorik (HK) und Mittelkalorik (MK)

Sortierte Fraktionen	HK	HK	MK	MK
	[kg]	[%] ¹	[kg]	[%]
AW 1 – PVC	182	3	108	2
AW 2 – Papier/Pappe/Karton + Holz	334	6	271	4
AW 3 – PE	1.413	26	630	9
Feinfraktion (< 45 mm)	640	12	2.820	42
DL 3 – MKF	2.425	45	2.848	43
Überkorn (ÜK, > 230 mm)	396	7	4,3	0

¹ Abweichung von 100% aufgrund Rundungsfehler

AW ... Auswurf, DL ... Durchlauf

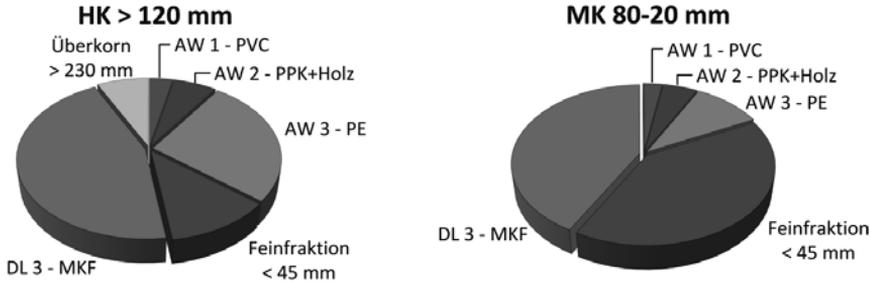


Abb. 7: Sortierergebnis HK und MK

4 ZUSAMMENFASSUNG UND SCHLUSSFOLGERUNGEN

Die durch die Großversuche mit der NIR-Anlage gewonnenen Teilfraktionen wurden im Anschluss an die Verwiegung einer Sortieranalyse unterzogen, um Aussagen über das Sortierergebnis allgemein und die Abscheidegrade sowie Reinheiten der Fraktionen treffen zu können.

Die Interpretation der Ergebnisse der manuellen Sortierungen lieferten folgende Aussagen über den sensorgestützten Sortierversuch der Hoch- bzw. Mittelkalorik. Dabei wird jeweils auf jene Fraktionen eingegangen, die prozentual bzw. mengenmäßig gesehen am häufigsten (> 10%) vorkommen. Die in Klammer angegebenen Mengenströme sind jeweils auf die Gesamtinputmenge von ca. 5,4 Tonnen HK bzw. ca. 6,7 Tonnen MK bezogen. Die stoffliche Zusammensetzung der gewonnenen Feinfraktion (Unterkorn) wurde weder bei der HK noch bei der MK berücksichtigt.

- Der PVC-Auswurf der Hochkalorik enthält etwas mehr als ein Drittel (34,5%) helle körperförmige Kunststoffe. Bezogen auf den Massenstrom ergibt dies eine Ausschleusung von ca. 47 kg an PVC. Zusätzlich fielen ca. 21% (29 kg) an hellen flächenförmigen Kunststoffen an.
- Mehr als die Hälfte (ca. 56%) des PPK+Holz-Auswurfs der Hochkalorik bestand tatsächlich aus diesem Material. Dies entspricht einer richtig erkannten Menge von ca. 148 kg. Neben dieser Fraktion wurden auch noch ca. 13% (34 kg) an Textilien im Auswurf gefunden.
- Ca. 39%, umgerechnet 526 kg, an hellen PE-Kunststofffolien wurden im PE-Auswurf der Hochkalorik gefunden. Die mit Abstand am zweithäufigsten vorkommende Fraktion war PPK-Material, das mit ca. 20% (271 kg) vertreten war. Dies ist durch Anhaftungen und Klebebänder in erster Linie an den Verpackungskartonagen zu erklären. Eine später durchgeführte Kunststoffbestimmung mittels Hand-NIR-Gerät im Labor lieferte eine richtige Erkennungsquote von 66% des PE-Materials zu Tage.
- Der Durchlauf 3 der Hochkalorik, die Mischkunststofffraktion ist zu rund 28% (653 kg) aus PPK-Material zusammengesetzt. Ca. 15% (354 kg) entfällt auf die Fraktion Kunststoffe 2D hell, weitere 13% (314 kg) auf Textilien.
- Das Überkorn der Hochkalorik bestand vorwiegend aus der Fraktion Kunststoffe 2D hell (ca. 29% bzw. 108 kg). PPK und Verbundstoffe machten jeweils ca. 14% bzw. 52 kg aus.

- Im PVC-Auswurf der Mittelkalorik wurden ca. 34% (37 kg) an hellen körperförmigen Kunststoffen gefunden. Neben Textilien mit rund 15% (17 kg) ist die Fraktion PPK (ca. 13% bzw. 14 kg) und Kunststoffe 2D hell mit rund 12% (13 kg) am häufigsten vertreten.
- Ca. 40% (109 kg) an Holz und rund 36% (98 kg) an PPK-Material konnte im PPK+Holz-Auswurf der Mittelkalorik wiedergefunden werden.
- Der PE-Auswurf der Mittelkalorik gliedert sich in ca. 28% (178 kg) Kunststoffe 2D hell, ca. 26% (164 kg) PPK-Material sowie ca. 11% (71 kg) Kunststoffe 3D hell. Der nicht mehr sortierfähige Feinanteil beträgt ca. 12% (72 kg). 60% der in der Probe enthaltenen Kunststoffe waren auch tatsächlich aus PE-Material.
- Ungefähr ein 1/3 (ca. 31% bzw. 872 kg) des Durchlauf 3 der Mittelkalorik, die sog. Mischkunststoffe können der Fraktion PPK zugeordnet werden. Hierbei wird wiederum vermutet, dass Anhaftungen von Klebebändern an der ungenügenden Papier- und Kartonagenausschleusung schuld sind. Holz ist gefolgt von einem nicht mehr sortierfähigen Rest (ca. 12% bzw. 328 kg) mit ca. 14% (407 kg) in der Mischkunststofffraktion vertreten. Kunststoffe der Fraktion 3D hell sind hingegen mit ca. 10% (296 kg) im Vergleich zu den anderen Fraktionen relativ gering vertreten.
- Im Überkorn der Mittelkalorik sind de facto nur noch Kunststoffe zu finden, wobei diese Fraktion mit insgesamt etwa mehr als 4 kg nicht wirklich ins Gewicht fällt.

Vergleicht man die Ergebnisse des Großversuchs mit jenen der Technikumsversuche kommt man zu dem Schluss, dass diese doch deutlich voneinander abweichen. Vor allem das Ausbringen von Wertstoffen und die damit verbundenen Abscheidegrade, Reinheiten, Fehlwurfquoten, etc. lagen im Vorfeld bei den Technikumsversuchen, die mit Kleinmengen und einer händisch realisierten Aufgabe gefahren wurden, deutlich besser. Ein noch zu lösendes Problem liegt in der Vereinzelung und kontinuierlichen Aufgabe des Materials auf die Anlage. Trotz des Aufschneidens der zu Ballen verpressten Hochkalorik, konnte keine optimale Vereinzelung (Monolayer) am Förderband erreicht werden. Eine Lösung zur verbesserten Aufgabe sowie weiter Detailoptimierungen sollen im Zuge von weiterführenden Versuchen ermittelt werden.

Nichtdestotrotz haben die Großversuche gezeigt, dass gemischte Abfälle aus Industrie und Gewerbe ein Potential hinsichtlich der stofflichen Nutzung von Wertstoffen im Sinne der Einsparung von Primärressourcen aufweisen. Dieses Potential gilt es in Zukunft mit geeigneten Vorbehandlungsstufen und Aufbereitungstechniken erschließbar zu machen. Die sensorbasierte NIR-Sortierung ist dabei eine Schlüsseltechnologie. Besonders in Hinblick auf einen der ersten in Österreich stattgefundenen großtechnischen Versuche markfähige Wertstoffströme aus Gewerbeabfällen zu generieren, gilt es für das laufende Forschungsprojekt Details in Hinblick auf folgende Bereiche zu überarbeiten:

- Vorbehandlung: Verbesserung der Materialaufgabe um eine gute Vereinzelung des Materials auf den Förderbändern zu gewährleisten. Dies hat direkten Einfluss auf die NIR-Erfassung und auf die Ausschleusung von definierten, verwertbaren Altstoffen.
- NIR-Sensortechnik: Bessere Abstimmung der NIR-Sensoren auf das Material, d.h. damit in Zukunft auch Altpapier- und Kartonagenfraktionen von Holz unterschieden werden können. Ziel ist die Generierung einer nahezu holzfreien Fraktion.
- Wirtschaftlichkeit: Detailzusammensetzung der MKF-Fraktion. Welche Kunststoffe sind in dieser Fraktion noch enthalten bzw. können mit vertretbarem Aufwand sortenrein mit Hilfe der NIR-Technologie aussortiert werden? Welche Erlöse sind neben denen des Altpapiers mit den Kunststoffen lukrierbar.

LITERATUR

- Erdmann, E. & Rehrmann, V. (2010) Automatische Sortierung – Stand der Technik und Ausblick auf die Technologieentwicklung. In: *Recycling und Rohstoffe*, Band 3, 327 – 338.
- EUWID (2010) *Recycling und Entsorgung*. Europ. Wirtschaftsdr. GmbH, Gernsbach, Deutschland.
- Umweltbundesamt GmbH (Hrsg.) (2009) *Die Bestandsaufnahme der Abfallwirtschaft in Österreich*. Klagenfurt, Österreich: UBA.
- Zeiger, E. (2006) Sortierung verschiedener Abfallströme mit Mogensens Röntgensortiertechnik. In: *Aufbereitungstechnik* 47 (2006) Nr. 3.

IR-Analyseverfahren zur Ermittlung von Organik in mineralischen Abfällen

H. Müller, G. Weißbach & M. Kolbig
Hochschule Magdeburg-Stendal (FH), Magdeburg, Deutschland

KURZFASSUNG: Bei der Verfüllung von Tagebaurestlöchern und der Rekultivierung von Deponien werden große Mengen an mineralischen Baustoffen benötigt. Dafür werden überwiegend mineralische Abfälle verwendet. Die Menge der organischen Bestandteile ist dabei besonders beschränkt, da diese im Laufe der Zeit abgebaut werden und somit zur Gasbildung beitragen und zusätzlich Setzungen hervorrufen können. Aus diesem Grund werden die Abfälle vor der Nutzung auf ihre chemisch-physikalischen Eigenschaften (z.B. Glühverlust, gesamter organischer Kohlenstoffgehalt (TOC), Atmungsaktivität (AT₄)) untersucht, um eine Eignung für die Verwendung festzustellen. Die Untersuchungen sind direkt, wenig repräsentativ und liefern erst nach Tagen Ergebnisse. Hinzu kommt, dass mit den herkömmlichen Verfahren nur bedingt Aussagen über die tatsächliche biologische Abbaubarkeit erbracht werden können. Hier kann das IR-Analyseverfahren klare Vorteile bringen.

1 HERKÖMMLICHE ANALYSEMETHODEN

Für die Charakterisierung der organischen Substanz in Abfällen existieren unterschiedliche Parameter, die insbesondere in der novellierten Deponieverordnung DepV (2009) vom 16.07.2009 mit Zuordnungswerten untersetzt aufgeführt werden. In nachfolgender Tab. 1 werden einige dieser Parameter mit den dazugehörigen Zuordnungswerten aufgelistet.

Tab. 1: Organische Parameter und Zuordnungswerte nach Deponieverordnung

Parameter	Zuordnungswert	Bemerkung
TOC	1, 3, 6 Ma.-%	Für die Deponieklassen I, II, III
Glühverlust	3, 5, 10 Ma.-%	Für die Deponieklassen I, II, III
Atmungsaktivität (AT ₄)	5 mg O ₂ /g TS	–
Gasbildungsrate (GB ₂₁)	20 l/kg	–
Brennwert (H ₀)	6.000 kJ/kg	–
DOC	50, 80, 100 mg/Liter	Für die Deponieklassen I, II, III
Fremdstoffanteil	5 Vol.-%	Gilt nur für Boden (AVV 17 05 04, AVV 20 02 02) und Baggergut (AVV 17 05 06)

In der Praxis am häufigsten verwendete Parameter sind vor allem der Glühverlust und der TOC-Gehalt (gesamter organischer Kohlenstoff) im Feststoff, die zur Erfassung der organischen Gesamtgehalte herangezogen werden. Darüber hinaus wird in der Regel die Atmungsaktivität AT₄ zur Charakterisierung des mikrobiologisch abbaubaren Anteils verwendet.

Die bisherigen herkömmlichen Untersuchungsmethoden für Glühverlust, TOC, AT₄ weisen zum Teil Nachteile und Schwachstellen auf. Bei der Ermittlung des Glühverlustes bei einer Temperatur von 550 °C bestehen beispielsweise für die Befunde folgende Schwachstellen.

- Mehrbefunde durch anorganischen Kohlenstoff (Carbonate) und elementaren Kohlenstoff (z.B. Ruß),
- mögliche Mehrbefunde durch eingebundenes Kristallwasser in der Probe,
- Minderbefunde durch die Oxidation von elementaren Metallen in der Probe,
- ausschließliche Erfassung der gesamten organischen Gehalte,

- keine Differenzierung nach Abbaubarkeit und
- verwendete Einwaagen in der Größenordnung von 0,5 – 25 g.

Die Ermittlung des TOC-Gehaltes ist sehr arbeitsaufwendig. Zusätzlich besteht die Gefahr, das Mehrbefunde durch das Erfassen des elementaren Kohlenstoffs auftreten können. Auch die Differenzierung nach Abbaubarkeit ist fraglich. Die Einwaagemengen bei der Analyse liegen in der Größenordnung von 1 – 50 mg.

Die Bestimmung der Atmungsaktivität ist ebenfalls zeitlich und apparativ sehr aufwendig. Es besteht eine Störanfälligkeit durch Abfallbestandteile, die Mikroorganismen hemmen (z.B. durch Schwermetalle, pH-Wert reduzierende oder anhebende Stoffe). Die verwendete Einwaage beträgt 40 g.

2 INFRAROTSPEKTROSKOPIE-TECHNIK

Die IR-Strahlung, die auch als Wärmestrahlung bezeichnet wird, ist ein Teil der elektromagnetischen Strahlung, zu der auch das sichtbare Licht und Radiowellen gehören. Ausgelöst werden diese Strahlungsarten durch schwingende elektrische Ladungen die periodisch elektromagnetische Felder erzeugen. Die Strahlungsarten (kurzwellige IR-A-Strahlung, nahes Infrarot: NIR 780 – 1.400 nm, IR-B-Strahlung mittleres Infrarot: MIR 1.400 – 3.000 nm, IR-C-Strahlung fernes Infrarot: FIR 3.000 – 1 mm), (BfS 2010) unterscheiden sich hinsichtlich der Wellenlänge und Schwingungsfrequenz, physikalisch sind Sie wesensgleich. Das elektromagnetische Spektrum reicht von den langwelligen Radiostrahlen bis zu γ -Strahlen.

Die IR-Kamera-Technologie (Abb. 1) ermöglicht spektroskopische Untersuchungen von flächig präsentierten Materialien im Infrarotbereich. Dabei werden eine hohe Ortsauflösung und Abtastraten im unteren Millisekundenbereich erreicht. Das ist bisher für den Infrarotbereich einzigartig.

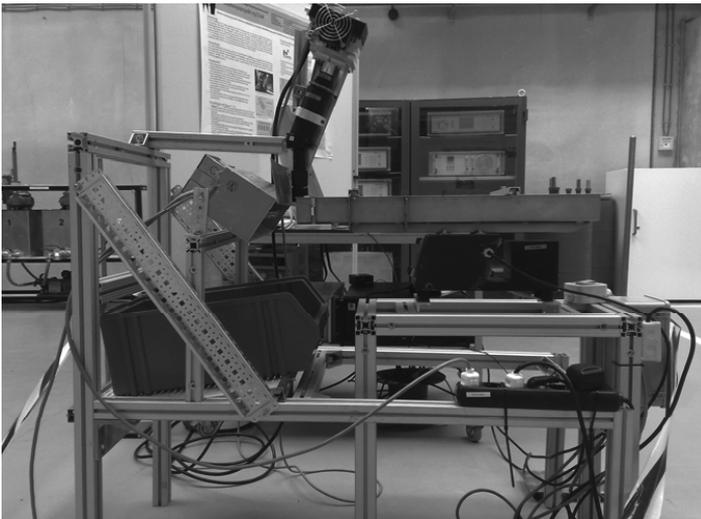


Abb. 1: IR-Kamera Versuchsstand

Im Projektkontext können damit fest definierte Flächeneinheiten sehr schnell erschlossen werden und auf das Vorhandensein organischer Anteile untersucht werden. Die softwaretechnische Unterstützung des Systems ermöglicht es, für ortsaufgelöste Einzelspektren zur Klassifizierung von organischen und nicht organischen Materialbestandteilen benötigte Berechnungen zu hinterlegen, so dass die Analyseparameter direkt ausgegeben werden können.

3 DURCHFÜHRUNG DER UNTERSUCHUNGEN MITTELS IR-TECHNIK

Bevor die zu analysierende Probe untersucht werden kann, muss eine Probenaufbereitung erfolgen. Die Probenaufbereitung beinhaltet zwei Verfahrensschritte:

- Zerkleinerung und Homogenisierung und
- Bestimmung des Wassergehaltes.

Bei der Analyse mit der IR-Technik wird die Oberfläche der Probe analysiert und die vorliegende Stoffgruppe ermittelt. Die ermittelte Fläche des Stoffes wird mit dem Durchschnittswert der Dichte der Stoffgruppe und dem zu analysierenden Volumen multipliziert, welches dann die Masse des jeweiligen Stoffes ergibt. Zur Kontrolle wird die Probe gewogen und das Volumen bestimmt.

Um mit der IR-Technik Stoffe identifizieren zu können, muss die IR-Kamera auf diese Stoffe kalibriert sein. Dies geschieht durch Aufnahme von Samples (Aufnahme von Kalibrierungsproben) und Hinterlegung dieser in einer Datenbank. Die Samples werden begutachtet, abgespeichert und die charakteristischen Wellenlängen ausgewählt. Die Auswahl der Wellenlängen ist entscheidend für die spätere Qualität der Erkennung der Proben.

Die aufgenommenen Samples sind Grundlage für die zu entwickelnden Modelle. Die Modelle sind mathematische Auswertungen der Eigenschaften der jeweiligen Stoffgruppen. Dabei wird versucht die Eigenschaften der Stoffgruppen durch Auswahl geeigneter Wellenlängen voneinander abzugrenzen. Entwickelt werden die Modelle mit einer speziellen Software. Über diese können die aufgenommenen Samples importiert werden und für die Entwicklung der Modelle genutzt werden.

Im Laufe des Projektes wurden die verwendeten Wellenlängenbereiche geändert und damit der Hardwareentwicklung (Veränderung der Masken, Optik) angepasst. Die Aufenthaltsräume der Eigenschaften werden als „Cluster“ bezeichnet. Bei gleichartigen Eigenschaften ist es schwierig die Eigenschaften räumlich voneinander zu trennen. Die Cluster dürfen sich jedoch nicht überlagern, da es sonst zu Beeinträchtigungen bei der Erkennung der Proben kommt.

Um über die optische Erkennung von biologisch abbaubaren Materialien Rückschlüsse auf den Glühverlust (GV), TOC-Gehalt und die Atmungsaktivität zu erhalten, wurden Korrelationsmodelle anhand der Untersuchung von Referenzmaterialien entwickelt. Die Korrelationsmodelle stützen sich dabei auf die Analyse von Referenzmaterialien die in verschiedenen Zusammensetzungen angemischt wurden. Die Mischungen wurden mit gängigen Analyseverfahren untersucht und die Ergebnisse anschließend auf die, mit der IR-Technik analysierten Mischungen übertragen.

Eine Besonderheit der IR-Technik ist, dass die jeweilige Probe mehrmals vermessen werden kann. Dies ist beispielhaft ein Vorteil gegenüber den herkömmlichen Analyseverfahren. Bei der Auswertung der Analysen der Referenzmaterialien wurden die Zusammenhänge zwischen dem GV, TOC, AT₄ und der enthaltenen Organik untersucht, um die Ergebnisse auf die Analyse der Abfälle mit der IR-Technik übertragen zu können. In Abb. 2 sind die Funktionen für den TOC-GV und TOC-AT₄ für Mischungen mit Holz und Mineralik in einem Diagramm zusammengefasst. So ist es möglich die Werte für den TOC-Gehalt, den GV, oder die Atmungsaktivität für verschiedene Mischungen abzuschätzen. Für eine Mischung mit 50% Holzanteil ergibt sich theoretisch ein TOC-Gehalt von 26 Ma.-%, ein GV von 50 Ma.-% und ein AT₄-Wert von 7,5 mg O₂/g TS.

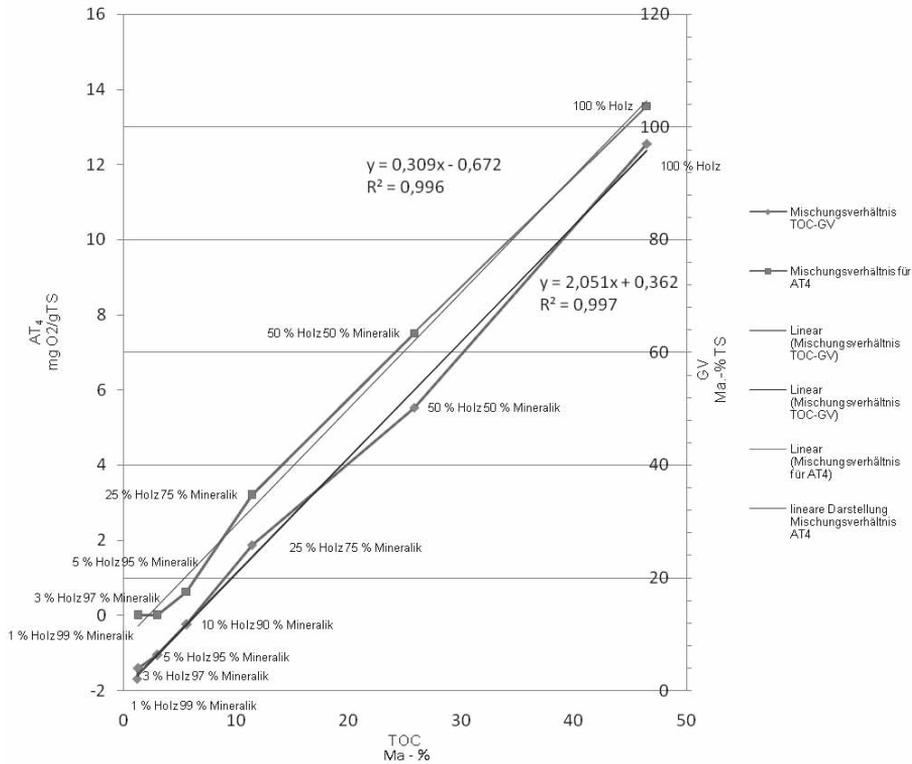


Abb. 2: Korrelation der Parameter TOC, GV, AT₄ abhängig vom Organikanteil

4 DARSTELLUNG DER MESSERGEBNISSE

Die ermittelten Analyseparameter der IR-Technik beziehen sich auf die erkannte Oberfläche der Proben. Die IR-Kamera bestimmt den prozentualen Anteil der jeweiligen Fraktion (z.B. Holz) anhand der erfassten Oberfläche. Daher muss diese Information so umgewandelt werden, dass daraus eine repräsentative Masse ermittelt werden kann.

Durch Versuche und Analysen wurden die Dichten der einzelnen Fraktionen ermittelt. Mit den Dichten, dem ermittelten Gesamtvolumen der Probe und der erkannten Oberfläche kann die Masse der Fraktion und der daraus resultierende Massenbestandteil an der Gesamtprobe berechnet werden. Es wird davon ausgegangen, dass die erkannte Oberfläche dem anteiligen Volumen der Probe entspricht. Ein Volumen für die einzelnen Probenteilchen kann nicht direkt berechnet werden. Für die Berechnung wird von einer modellhaften Kugelform der Probenteilchen ausgegangen. Durch die Eingrenzung des Korngrößenbereiches wird für alle Probenbestandteile davon ausgegangen, dass sie ähnliche Volumina aufweisen.

In Tab. 2 wird der Unterschied zwischen den gemessenen und berechneter Analyseparametern dargestellt.

Tab. 2: Unterschied zwischen gemessenen und berechneten Proben *) Ermittlung und Bestimmung nach den herkömmlichen Analysenverfahren, **) berechnete Werte

%	%	%	GV	TOC	AT ₄	GV	TOC	AT ₄
KS-Anteil	Holz-Anteil	Mindest-Anteil	Ma.-%-TS *)	Ma.-% *)	mgO ₂ /g TS *)	Ma.-%-TS **)	Ma.-% **)	mgO ₂ /g TS **)
50	0	50	52,1	43,7	–	51,0	42,1	0,0
25	0	75	26,4	21,0	–	26,5	21,1	0,0
0	50	50	50,2	25,8	7,5	49,5	23,4	6,8
0	5	95	6,3	3,0	0,6	6,8	2,5	0,7
25	5	70	32,4	22,4	–	31,2	23,4	0,7
5	5	90	11,8	6,6	–	11,6	6,7	0,7
5	25	70	30,5	17,8	–	30,6	16,0	3,4

Aus den dargestellten Ergebnissen in Tab. 2 ist deutlich erkennbar, dass zwischen der Analytik der herkömmlichen Untersuchungsmethoden und den ermittelten bzw. berechneten Ergebnissen der IR-Technik keine nennenswerten Unterschiede erkennbar sind.

5 DISKUSSION DER MESSERGEBNISSE

Die herkömmlichen Verfahren zur Bestimmung der Analyseparameter (GV, TOC, AT₄) für mineralische Abfälle beruhen auf direkten Untersuchungen und deren Auswertung nach geltenden Vorschriften. Die IR-Technik ist ein indirektes Verfahren bei dem die Messergebnisse nicht direkt ermittelt, sondern berechnet werden.

Von den zu untersuchenden Materialien wird eine Mischprobe entnommen. Die Probe wird falls notwendig auf < 10 mm zerkleinert und getrocknet. Die Korngröße für die IR Spektroskopie muss nach den bisherigen Erkenntnissen zwischen 2 – 5 mm betragen. Die Probe ist durch Zerkleinern und Siebung auf diese Korngröße einzustellen.

Die bisherigen ermittelten und erkannten Vorteile der IR-Technik gegenüber den herkömmlichen Verfahren sind folgende:

- keine Veränderung der Originalprobe,
- sehr schnelle Messung und Ausgabe der Ergebnisse,
- Analyse einer größeren Probenmenge (bis 5 kg),
- keine größere Aufbereitung der Probe und
- Wiederholungsmöglichkeit der Messungen.

Die bisher bekannten Nachteile der IR-Technik sind:

- Ermittlung der Massenanteile über die Oberfläche,
- nicht 100%ige Erkennung des Probenmaterials (bis 95%) und
- Berechnung der Analysenparameter über die hinterlegten Erkennungsmerkmale.

Bei der Analyse mit der IR-Kamera wird die Probe in eine Schwingrinne aufgegeben. Beim Durchlaufen der Kalibrierungsebene werden die Probenbestandteile analysiert. Die erkannte Fraktion wird summenmäßig erfasst. Nach der Messung wird mit hinterlegten Faktoren (ermittelt aus herkömmlichen Analysenverfahren) und Gleichungen aus der erfassten Fläche, die jeweilige Masse der Fraktion und die Analysenparameter berechnet. Die Messung kann stetig wiederholt und somit das erzielte Ergebnis untermauert und abgesichert werden.

6 ZUSAMMENFASSUNG

Die Untersuchungen haben eindeutig gezeigt, dass lineare Abhängigkeit zwischen den Analyseparametern (GV, TOC, AT₄) und der enthaltenen Organik besteht. Die durchgeführten Korrelationen sind streng linear abhängig. Bei allen Untersuchungen wurde ein R² von > 0,99 ermittelt. Mittels IR-Technik sind eindeutig die einzelnen Fraktionsanteile nachweisbar. Dies ist ein entscheidender Vorteil der IR-Technik gegenüber den herkömmlichen Analysenverfahren.

Für die Bestimmung mit dem IR-Verfahren müssen bestimmte Voraussetzungen erfüllt sein. Die Probe muss durch Zerkleinerung und Trocknung vorbereitet werden. Die Messung ist diskontinuierlich, da von jeder Probe das Volumen und die Masse zu bestimmen sind. Die Messung mit der IR-Kamera ist sehr schnell, sodass ein Durchsatz im kg/Stunde Bereich erreicht wird. Es besteht die Möglichkeit der Wiederholbarkeit, die Ergebnisse der analysierten Probe werden sehr schnell ausgegeben.

Der zeitliche und technische Aufwand bei der IR-Technik ist trotz Probenvorbereitung wesentlich geringer als bei den herkömmlichen Analysenverfahren und kann bei entsprechender Technik direkt vor Ort erfolgen. Notwendig ist eine Zerkleinerung, Trocknung, Einstellung der notwendigen Korngröße (Siebung), Masse- und Volumenbestimmung der Probe.

Durch den strengen linearen Zusammenhang und dem Wissen über die Zusammensetzung der Abfälle können auch für andere Bereiche vorab Schätzungen über die zu erwartenden Analyseparameter getroffen werden. Die IR-Technik ist zusätzlich in der Lage, die Abfallzusammensetzung schnell und präzise zu analysieren und über Softwareprogramme die Ergebnisse der Analyseparameter auszugeben.

Die Zielsetzung alle realen mineralischen Abfälle mit der IR-Technik vermessen zu können, wurde bei den Untersuchungen des MLU (2010) noch nicht vollständig erreicht. Es wurden Grundlagen geschaffen, die es ermöglichen organische Bestandteile in den Abfällen sicher zu bestimmen und die Analyseparameter berechnen zu können. Für eine genaue Ausgabe der Analyseparameter sind die bisher erstellten Modelle durch weitere Referenzmaterialien zu erweitern und die dazugehörigen durchschnittlichen Parameter für den GV, TOC und AT₄-Wert zu ermitteln.

Die herkömmlichen Untersuchungsmethoden für die Ermittlung des GV, TOC, AT₄ und des Organikanteiles von mineralischen Abfällen sollen durch die IR-Technik keinesfalls ersetzt werden. Der Vorteil der alternativen IR-Technik liegt in der sehr schnellen Analytik und zusätzlich in der Erkennung der Zusammensetzung der einzelnen Fraktionen der Abfälle.

LITERATUR

- BfS (2010) Infrarot-Strahlung (IR). <http://www.bfs.de/de/uv/ir/grundlagen.html>.
- DepV (2009) Verordnung über Deponien und Langzeitlager (Deponieverordnung – DepV), in der Fassung vom 17.06.2009. <http://www.gesetze-im-internet.de/bundesrecht/depv/gesamt.pdf>.
- MLU (2010) Forschungsprojekt (FZK 08/U03), Erarbeitung eines Analysenverfahrens zur direkten Identifikation und Charakterisierung von Organikanteilen in mineralischen Abfällen, gefördert mit Mitteln des Ministeriums für Landwirtschaft und Umwelt des Landes Sachsen-Anhalt. Magdeburg; Deutschland.

Aufbereitungstechnische Charakterisierung und Untersuchung von Schreddersand

H. Flachberger, A. Oberrauner & A. Schmid

Montanuniversität Leoben, Lehrstuhl für Aufbereitung und Veredlung, Leoben, Österreich

KURZFASSUNG: Am Beispiel eines Schreddersandes – einer Fraktion des bei der Verwertung von Altfahrzeugen anfallenden Schredderleichtgutes – werden gängige Methoden der aufbereitungstechnischen Merkmalsklassenanalyse zur Rohgut-Charakterisierung und eine Auswahl an aufbereitungstechnischen Laboruntersuchungen als Grundlagen einer Verfahrenswahl erläutert. Im Zuge der Rohgut-Charakterisierung wurde deutlich, dass die Aufbereitbarkeit des aus Kunststoffkomponenten, Textilfasern, Metallteilen, Holzspänen, Glasstücken und mineralischen Körnungen bestehenden Schreddersandes nach vorheriger Entfernung der Flusenfraktion nach den Merkmalen „Dichte“, „Magnetisierbarkeit“ und „Oberflächenleitfähigkeit“ vielversprechend ist und ausreichende Aufschlussverhältnisse vorliegen. Die diesbezüglichen aufbereitungstechnischen Untersuchungen mittels Magnet- und Elektroscheidung wie auch Herdarbeit bestätigten diese Erkenntnisse und sind durch Bilanzen ausgewiesen.

1 EINLEITUNG

Aufbereiter sind Trenntechniker, deren übergeordnetes Ziel in der trocken oder nass durchgeführten Verarbeitung von primären und sekundären Rohgutarten zu verkaufsfähigen Produkten mit abnahmesichernden Rohstoff- oder Reststoffeigenschaften liegt. Diese Definition, die Generationen von Leobener Absolventen (hoffentlich) verinnerlicht haben, zeigt auf, dass sich der Aufbereitungsingenieur zur Auffindung des an die gestellte Herausforderung optimal angepassten Aufbereitungsvariante mit zwei grundsätzlichen Informationsquellen – der Charakterisierung des Rohguts (Erz, Schredderleichtfraktion, etc.) und der Erhebung der geforderten Qualitätseigenschaften der Produkte (Fe-Gehalt im Hämatit-Konzentrat, Cu-Gehalt in der Metallfraktion, etc.) – zu befassen hat.

Die Mineralaufbereitung hat in den vergangenen Jahrzehnten eine breite Palette unterschiedlicher Methoden zur Rohgutcharakterisierung entwickelt, die auf weite Bereiche der Sekundärrohstoffaufbereitung übertragbar sind. Diese Methoden stellen eine bedeutende Grundlage für die darauf aufbauenden aufbereitungstechnischen Untersuchungen im Labormaßstab dar. Im Zentrum der in Leoben stetig weiterentwickelten und als „Merkmalsklassenanalyse“ weithin bekannten Rohgutcharakterisierung steht dabei die Beantwortung von drei Fragenkomplexen, denen sich der Aufbereitungsingenieur zur Auffindung des an die jeweilige Herausforderung bestmöglich angepassten Aufbereitungsverfahrens zu widmen hat:

- Welche Phasen liegen im Rohgut vor?
- Wie sind diese miteinander verwachsen?
- Liegen Eigenschaftsunterschiede vor, die für eine Trennung genutzt werden können?

Die vorliegende Veröffentlichung befasst sich mit der Darstellung von Untersuchungen zur Prüfung auf Aufbereitbarkeit eines Schreddersandes mittels etablierter Methoden der Rohgut-Charakterisierung und einer Auswahl an aufbereitungstechnischen Laboruntersuchungen, da die Einhaltung der von der Europäischen Union vorgegebenen Verwertungsquoten der Altfahrzeugrichtlinie bis zum Jahr 2015, die sich mit der Aufbereitung befassenden Unternehmen vor besondere Herausforderungen stellen wird.

2 PROBENBESCHREIBUNG

Eine als „Schreddersand“ bezeichnete Probe mit der lehrstuhl internen Probennummer 2009/016 wurde am 16.11.2009 von einem Unternehmen, das sich mit der Aufbereitung von Schredderleichtgut beschäftigt, zur Verfügung gestellt.

Der Korngrößenbereich der Probe liegt im Bereich < 4 mm (siehe Abb. 1, links). Auch mit freiem Auge ist ersichtlich, dass es sich bei diesem Schreddersand um ein Gemenge aus Kunststoffkomponenten, Textilfasern, Metallteilen, Holzspänen, Glasstücken und mineralischen Körnungen handelt. Unschwer zu erkennen ist, dass das nachfolgend als Flusenfraktion bezeichnete Gemenge an Kunststoffkomponenten und Textilfasern zu einer ausgeprägten Agglomeratbildung neigt (siehe Abb. 1, rechts).

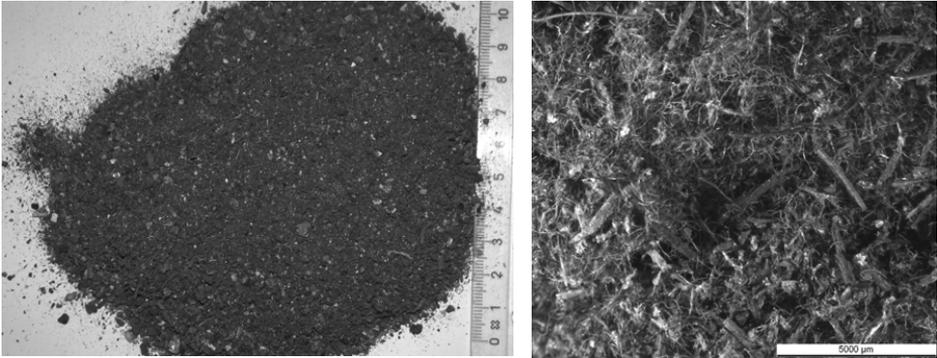


Abb. 1: Fotodarstellung einer Teilprobe des Schreddersandes (links) und von Agglomeraten (rechts)

3 ROHGUTCHARAKTERISIERUNG

3.1 Grobe Beschreibung der Vorgehensweise

Zunächst wurde die Korngrößenverteilung an einer Teilprobe des Schreddersandes durch eine Siebanalyse ermittelt sowie die Dichten der einzelnen Klassen mittels Helium-Pyknometer bestimmt. Teilproben der Korngrößenklassen 2000/1000 μm und 500/315 μm wurden hierauf einer Schwimm-/Sink-Analyse unterzogen.

Weitere orientierende Untersuchungen an Teilproben des Schreddersandes betrafen die Verbesserung der Aufschlussverhältnisse durch Zerstörung der Agglomerate. Versuche in einem Prallreaktor „scheiterten“ an der enormen Zerkleinerungswirkung. So wurden etwa 77% der Aufgabe trotz reduzierter Drehzahl des Rotors auf < 100 μm zerkleinert. Versuche mit einem herkömmlichen Rohrreiniger (auf Chlorbasis mit nichtionischen Tensiden) erbrachten sehr gute Ergebnisse, sodass diese Methode für die im Rahmen der Rohgut-Charakterisierung durchzuführende Analytik empfohlen werden kann. Schlussendlich konnte durch Einsatz einer Flotationszelle ein sehr brauchbares, auch industriell einsetzbares Aggregat gefunden werden, das aufgrund der turbulenten Prozessbedingungen zu einer Agglomeratzerteilung führt und die Kunststoff- und Flusenfraktion zudem im Schaumprodukt austrägt. Der Flotationsrückstand wurde hierauf klassiert und die Korngrößenklasse 500/25 μm mittels Suszeptibilitätsanalyse untersucht.

Schlussendlich erfolgte die aufbereitungstechnische Bilanzierung unter Einbeziehung der Ergebnisse der Röntgenfluoreszenz-Analytik.

3.2 Untersuchungen zur Merkmalsklassenanalyse

3.2.1 Korngrößenverteilung und Dichtebestimmung

Die Korngrößenverteilung wurde mittels analysenscharfer Handsiebung bei den Maschenweiten 2.000, 1.000, 500, 315, 250 und 100 μm durchgeführt. Abb. 2 zeigt die Auswertung der Siebanalyse in tabellarischer Form. Die bei der Siebung auftretenden Schwierigkeiten ergaben sich insbesondere durch die aus Kunststoff- und Textilfasern bestehende Flusenfraktion, welche die Sieböffnungen verlegten bzw. feinere Komponenten in den großvolumigen Lückenräumen der Agglomerate zurückhielten.

Die Dichten der einzelnen Korngrößenklassen wiesen keine nennenswerten Unterschiede auf, die auf eine allfällige Anreicherung von Stoffkomponenten in einem gewissen Korngrößenbereich hätten schließen lassen.

3.2.2 Schwimm-/Sink-Analysen

Es wurden zwei Schwimm-/Sink-Analysen an den Korngrößenklassen 2.000/1.000 μm und 500/315 μm bei den Trenndichten 3,12 g/cm^3 , 2,49 g/cm^3 und 1,30 g/cm^3 durchgeführt (bei den feineren Korngrößenklassen stieß diese Methode an ihre Einsatzgrenzen). Die jeweiligen Dichteklassen $> 3,12 \text{ g}/\text{cm}^3$, 3,12/2,49 g/cm^3 , 2,49/1,30 g/cm^3 und $< 1,30 \text{ g}/\text{cm}^3$ wurden mittels RF-Analyse auf die Gehalte an Cu, Fe und Pb als eine weitere Datengrundlage für die in Abschnitt 3.3 dargestellten Henry-Reinhardt-Diagramme analysiert.

3.2.3 Suszeptibilitätsanalyse

Die Suszeptibilitätsanalyse erfolgte an einer Teilprobe der Korngrößenklasse 500/25 μm des entflusten Schreddersandes mittels Frantz-Isodynamikscheidung, wobei die ferromagnetischen Anteile zuvor mit einem Handmagneten entfernt wurden. Abb. 2 zeigt die kumulierten Anteile an Magnetprodukten in Abhängigkeit von der Erregerstromstärke. Anhand des Kurvenverlaufs kann davon ausgegangen werden, dass die Magnetscheidung ein mögliches Verfahren zur Anreicherung magnetisierbarer Komponenten darstellt, wobei die paramagnetische Suszeptibilitätsverteilung keine eindeutige Festlegung einer Trenneinstellung erlaubt.

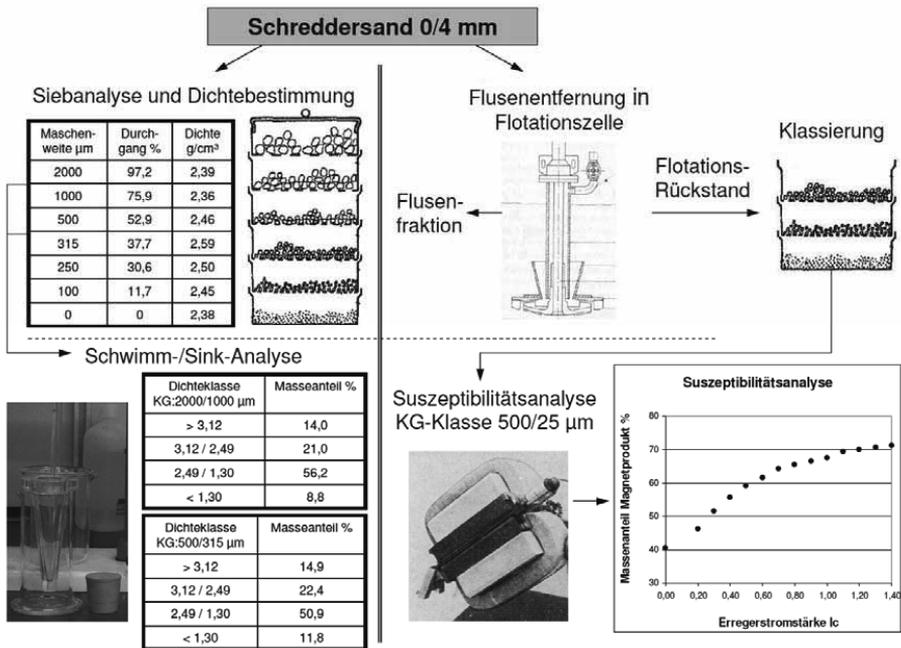


Abb. 2: Untersuchungsschema des Schreddersandes samt Ergebnisdarstellung

3.3 Beurteilung der Aufschlussverhältnisse

Die Beurteilung der Aufschlussverhältnisse erfolgte für die Korngrößenklassen 500/315 und 2.000/1.000 μm anhand von Henry-Reinhardt-Schaubildern. In Abb. 3 sind die Elementinhalte an Fe, Cu und Pb in Form von Stufendiagrammen dargestellt. Auf eine Darstellung der Grundverwackungskurven wie auch der Schwimm- und Sinkgutkurven wurde aus Gründen der Übersichtlichkeit verzichtet. Wie zu erwarten, reichern sich die untersuchten Elemente verstärkt in den höheren Dichteklassen (vor allem der Dichteklasse $> 3,12 \text{ g/cm}^3$) – der Metallfraktion – an. Überraschend ist, dass auch erhöhte Elementinhalte in der Dichteklasse $< 1,3 \text{ g/cm}^3$ aufgefunden werden, was darauf zurückgeführt werden kann, dass feindisperse Metallteile im Schredprozess in die Holzspäne wie auch in die Textil- und Kunststofffasern eindringen.

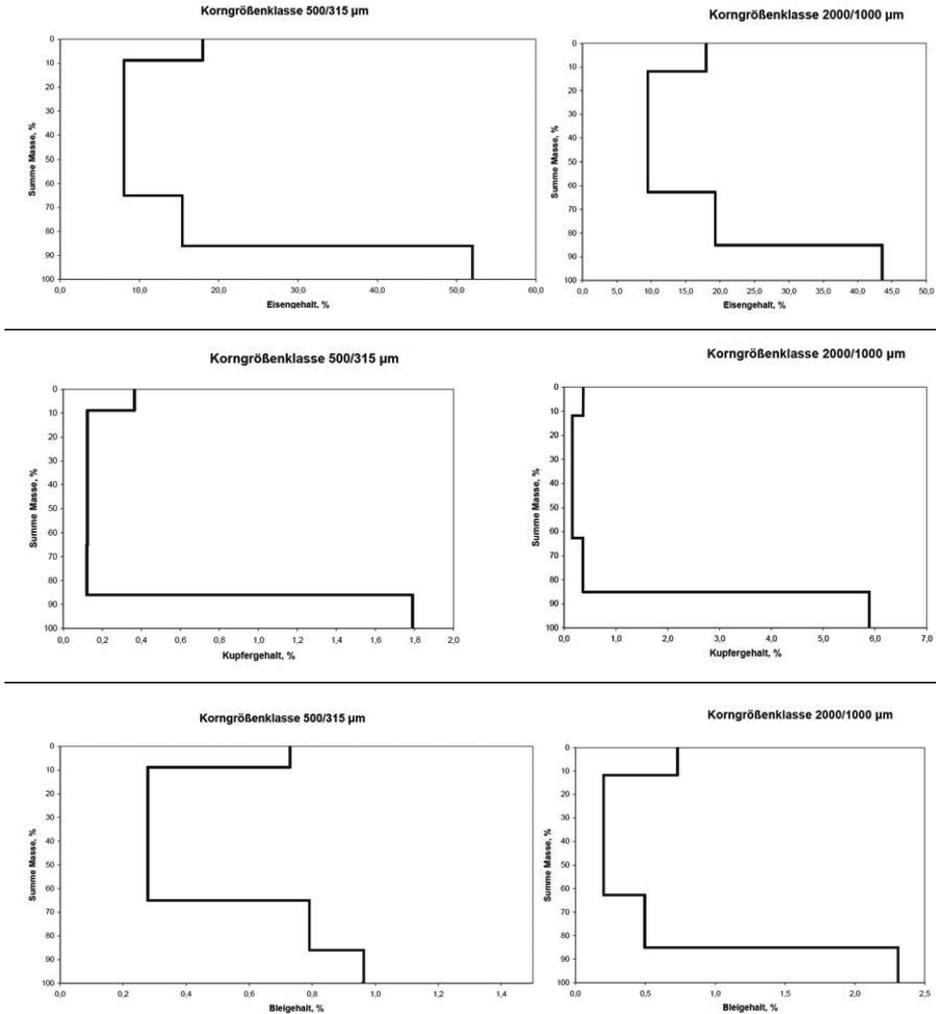


Abb. 3: Henry-Reinhardt-Schaubilder der Korngrößenklassen 500/315 und 2.000/1.000 μm des Schredersandes mit addierten Masseanteilen aus der Schwimm-/Sink-Analyse auf der Ordinate und den Gehalten an Eisen, Kupfer und Blei auf der Abszisse

4 ÜBERBLICK ÜBER DIE DURCHGEFÜHRTEN AUFBEREITUNGSTECHNISCHEN UNTERSUCHUNGEN

4.1 Entfernung der Flusenfraktion

Die im Rahmen der Rohgutcharakterisierung durchgeführten Untersuchungen haben gezeigt, dass die im Schreddersand enthaltene Flusenfraktion eine wesentliche Beeinträchtigung bei der Anwendung aufbereitungstechnischer Sortierverfahren darstellt. Deren Neigung zur Bildung großvolumiger Agglomerate erschwert zum einen den Einsatz gängiger Sortierverfahren, bzw. bieten die Lückenräume viel Platz für andere Reststoffarten, wodurch es zu einer qualitativen Beeinträchtigung des Sortierergebnisses kommt.

Aus diesen Gründen wurde einer möglichst vollständigen Entfernung einer hoch angereicherten Flusenfraktion große Bedeutung beigemessen und mehrere Varianten getestet. Wie bereits erwähnt, hat sich die Vorbehandlung in einer handelsüblichen Flotationszelle als eine aussichtsreiche Möglichkeit herausgestellt. Bei Verwendung einer Trübe mit einer Feststoffvolumenkonzentration von etwa 30% bildete sich ohne jedweden Chemikalieneinsatz unter Luftzufuhr eine stabile und gut beladene Schaumdecke, wobei die sich im Schaumprodukt anreichernde Flusenfraktion abgezogen werden konnte. Für die weiteren Untersuchungen wurde der nach einer Flotationszeit von ca. 30 Minuten noch in der Zelle verbliebene, weitgehend flusenfreie Rückstand verwendet. Die RF-Analyse des Flotationsrückstandes auf vier Elemente ergab folgende Gehalte:

- Eisen: 17,6%,
- Kupfer: 0,5%,
- Zink: 2,0% und
- Blei: 0,6%.

4.2 Trockene Aufbereitungsverfahren

4.2.1 Magnetscheidung

Zur Anreicherung magnetisierbarer Anteile aus einer gemäß Abschnitt 4.1 vorbehandelten Teilprobe wurde diese entwässert, getrocknet und hierauf einer zweistufigen Magnetscheidung unterzogen. Zunächst wurden am Schwachfeld-Trommelmagnetscheider ferromagnetische Anteile abgetrennt und anschließend der Rückstand am Starkfeld-Induktionswalzenscheider in ein paramagnetisches und ein unmagnetisches Produkt sortiert.

Die Eisenbilanz aus dem zweistufigen Magnetscheideversuch an der Fraktion 500/100 µm ist in Tab. 1 dargestellt.

Tab. 1: Bilanztafel der zweistufigen Magnetscheidung an der Fraktion 500/100 µm des Schreddersandes

Produkt	Masseausbringen, %	Gehalt Fe, %	Ausbringen Fe, %
Magnetprodukt Trommelmagnetscheider	12,7	52,1	36,9
Magnetprodukt Induktionswalzenscheider	46,0	20,9	53,7
Unmagnetisches Produkt	41,3	4,1	9,4
Aufgabe	100,0	17,9	100,0

Wie aus der Bilanztafel zu ersehen ist, kann durch zweistufige Magnetscheidung über 90% des Eiseninhalts aus dem von Flusen gereinigten Schreddersand der Fraktion 500/100 µm in den beiden Magnetprodukten ausgebracht werden.

4.2.2 Elektroscheidung

Die Untersuchungen erfolgten auf einem Walzenscheider im Koronafeld. Dabei werden die Partikel einem kräftigen Ionenstrom ausgesetzt und unabhängig von der stofflichen Zusammensetzung gleichsinnig aufgeladen. Alle Partikel sind in Kontakt mit einer leitenden Walze. (Ideale) Nichtleiter befinden sich zwar im mechanischen, nicht aber im elektrischen Kontakt mit der Walze, und behalten daher ihre Ladungen. (Ideale) Leiter wiederum können keine Ladung aufnehmen, da die von der Drahtelektrode aufgenommene Elektrizitätsmenge sofort an die Walze weitergegeben wird. Im Realfall stellt sich daher sehr schnell eine von der Oberflächenleitfähigkeit abhängige, mehr oder weniger hohe Aufladung ein und es wird ein Gleichgewichtszustand erreicht. Durch die zur Walzenoberfläche umgekehrte Aufladung der Partikel bleiben schlecht

leitende Teilchen an der Walze haften und können an anderer Stelle mechanisch abgebürstet werden. Leitende Partikel werden von der Walze abgeworfen.

Die Sortierung am Corona-Walzenscheider erfolgte ebenfalls am getrockneten Flotationsrückstand der Korngrößenklasse 0,5/1,0 mm. Die Elementbilanzen für Eisen und Kupfer sind in Tab. 2 dargestellt.

Tab. 2: Bilanztafel der einstufigen Elektroscheidung an der Fraktion 500/100 μm des Schreddersandes

Produkt	Masseausbringen, %	Gehalt Fe, %	Ausbringen Fe, %	Gehalt Cu, %	Ausbringen Cu, %
Leiterprodukt	41,2	24,8	63,5	1,34	79,0
Nichtleiterprodukt	58,8	10,0	36,5	0,25	21,0
Aufgabe	100,0	16,1	100,0	0,70	100,0

Die Bilanz zeigt, dass bereits durch einen einstufigen Sortierschritt am Corona-Walzenscheider über 63% des in der Korngrößenklasse 500/100 μm enthaltenen Eisen- und beinahe 80% des Kupferinhalts im Leiterprodukt ausgebracht werden konnten.

4.3 Nasse Aufbereitungsverfahren

Eine Alternative zur Sortierung nach magnetischen oder elektrischen Eigenschaften stellt die Trennung nach der Stoffdichte dar. Für die Untersuchungen am Schreddersand wurde die Herdarbeit getestet. Das flusenfreie Aufgabegut der Korngrößenklasse 0/4 mm wurde zur Vorbereitung für die Sortierung am Herd zuerst in einem mehrstufigen Aufstromklassierer in 5 Aufstromklassen unterteilt. Die beiden verwendeten Apparate sind in den Abb. 4 und 5 dargestellt.

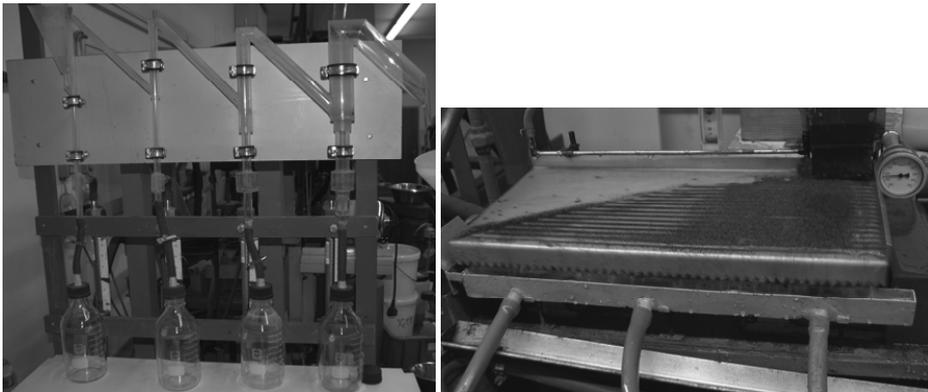


Abb. 4 & 5: Mehrstufiger Aufstromklassierer (links) und Herd (rechts) im Technikum des Lehrstuhls für Aufbereitung und Veredlung

4.3.1 Aufstromklassierung

Durch die Aufstromklassierung werden Partikel nach ihrer Endfallgeschwindigkeit in einem Fluid, meist Wasser, getrennt. Partikel, deren Endfallgeschwindigkeit größer als die Geschwindigkeit des aufströmenden Fluids ist, sinken ab (und werden ausgetragen), Partikel mit geringerer Endfallgeschwindigkeit steigen auf (und werden der nachfolgenden Trennstufe aufgeschlagen).

Im Zuge der Untersuchungen am Schreddersand wurden fünf Aufstromklassen bei in der Tab. 3 ausgewiesenen Aufstromgeschwindigkeiten erzeugt, wobei sich folgendes Ergebnis hinsichtlich der Masseausbringenswerte einstellte.

Tab. 3: Betriebsbedingungen und Ergebnisse der Aufstromklassierung des entflusten Schreddersandes 0/4 mm

Aufstromklasse	Aufstromgeschwindigkeit, mm/s	Masseausbringen, %
1	142	9,3
2	111	9,0
3	63	28,1
4	27	38,5
5 (Überlauf)	0	15,1

Die Aufstromklasse 1 wurde aufgrund der augenscheinlich hohen Gehalte an metallischen Bestandteilen nicht weiter aufbereitet, sondern direkt der RF-Analyse unterzogen, welche folgende Ergebnisse erbrachte:

- Eisen: 36,6%,
- Kupfer: 1,6%,
- Zink: 2,1%und
- Blei: 0,7%.

4.3.2 Herdarbeit

Die Untersuchungen am Herd wurden mit den Aufstromklassen 2, 3 und 4 aus der Aufstromklassierung durchgeführt. Der Herd wurde mit 380 Hüben pro Minute betrieben, der spezifische Wasserbedarf betrug 70 Liter/Stunde für die Dispergierung der Aufgabe und 70 Liter/Stunde für die Aufrechterhaltung des Wasserfilms auf der Herdfläche. Die Produkte aus dem Herdversuch wurden in Schwergut, Mittelgut (falls vorhanden) und Leichtgut unterteilt. Die Elementbilanzen auf Eisen, Kupfer, Zink und Blei sind beispielhaft für die Aufstromklassen 2 – 3 in den Tab. 4 und 5 ausgewiesen.

Tab. 4: Bilanztafel zur Herdarbeit der Aufstromklasse 2 des entflusten Schreddersandes

Produkt	Masseausbringen, %	Gehalt Fe, %	Ausbringen Fe, %	Gehalt Cu, %	Ausbringen Cu, %
Schwergut	44,0	30,3	68,4	1,2	80,2
Leichtgut	56,0	11,0	31,6	0,2	19,8
Aufgabe	100,0	19,5	100,0	0,7	100,0

Produkt	Masseausbringen, %	Gehalt Zn, %	Ausbringen Zn, %	Gehalt Pb, %	Ausbringen Pb, %
Schwergut	44,0	2,2	75,9	0,5	68,1
Leichtgut	56,0	0,5	24,1	0,2	31,9
Aufgabe	100,0	1,3	100,0	0,3	100,0

Tab. 5: Bilanztafel zur Herdarbeit der Aufstromklasse 3 des Schreddersandes

Produkt	Masseausbringen, %	Gehalt Fe, %	Ausbringen Fe, %	Gehalt Cu, %	Ausbringen Cu, %
Schwergut	21,1	51,7	55,9	0,8	54,1
Mittelgut	62,5	11,6	37,2	0,2	34,3
Leichtgut	16,4	8,0	6,9	0,2	11,6
Aufgabe	100,0	19,5	100,0	0,3	100,0

Produkt	Masseausbringen, %	Gehalt Zn, %	Ausbringen Zn, %	Gehalt Pb, %	Ausbringen Pb, %
Schwergut	21,1	3,1	42,8	0,9	46,0
Mittelgut	62,5	1,2	47,7	0,3	46,7
Leichtgut	16,4	0,9	9,5	0,2	7,3
Aufgabe	100,0	1,5	100,0	0,4	100,0

Aus den Bilanzen ist ersichtlich, dass die Herdarbeit ein geeignetes Verfahren zur Anreicherung von Metallen ist.

5 ZUSAMMENFASSUNG

Die Aufbereitung von Sekundärrohstoffen im Allgemeinen und jene des im Rahmen dieser Veröffentlichung untersuchten Schreddersandes im Besonderen stellt die schwerpunktmäßig nach physikalischen Methoden arbeitende Aufbereitungstechnik vor vielfältige Herausforderungen. Diese gründen u.a. auf der oftmals heterogenen Zusammensetzung dieser Reststoffströme. Im Falle des Schreddersandes bereitete insbesondere die zu starker Agglomeratbildung neigende Flusenfraktion zunächst Probleme und zeigte die Notwendigkeit einer intensivierten Rohgutvorbereitung auf. Aber auch für diese Herausforderung konnte durch Einsatz einer Flotationszelle ein in der Aufbereitung etabliertes Aggregat gefunden werden. Das Beschreiten von z.T. unkonventionellen Wegen im Vergleich zu klassischen Aufbereitungsstambäumen aus der Primärrohstoffaufbereitung erscheint daher durchaus zweckmäßig, was anhand des Einsatzes einer Flotationszelle am Beginn des Aufbereitungsprozesses verdeutlicht werden soll.

Die Untersuchungen am Schreddersand zeigen einmal mehr auf, dass der Schlüssel zur Erzeugung verkaufsfähiger Produkte mit abnahmesichernden Qualitätseigenschaften auch bei der Aufbereitung von Sekundärrohstoffen in der Anwendung der aufbereitungstechnischen Grundprozesse Aufschließen (Zerkleinern) – Klassieren – Sortieren liegt.

Eine detaillierte Rohgut-Charakterisierung zur Auffindung möglicher Trennmerkmale und der Darstellung der Aufschlussverhältnisse stellt dabei eine nicht wegzudenkende Grundlage für die Verfahrensauswahl dar. Es zeigte sich, dass die Merkmale „Dichte“, „Suszeptibilität“ und „Oberflächenleitfähigkeit“ für eine Trennung genutzt werden können. Die Darstellung der Henry-Reinhardt-Schaubilder veranschaulichte zudem, dass sich die untersuchten Elemente Fe, Cu und Pb verstärkt in den höheren Dichteklassen (vor allem der Dichteklasse $> 3,12 \text{ g/cm}^3$) – der Metallfraktion – anreichern, dass aber auch erhöhte Elementinhalte in der Dichteklasse $< 1,3 \text{ g/cm}^3$ aufgefunden werden, was auf feindisperse Metallteile zurückgeführt wird, die in den vorgelagerten Aufbereitungsprozessen – etwa im Schredderprozess – in die Holzspäne wie auch in die Textil- und Kunststofffasern eindringen.

Die Anwendung von klassischen Aufbereitungsmethoden, wie der Magnet- und Elektro-scheidung und der Dichtesortierung, zeigte in den durchgeführten Untersuchungen am Beispiel des Schreddersandes große Potentiale für die Aufbereitung komplexer Reststoffströme durch das Erreichen hoher Ausbringenswerte bei respektablen Metallgehalten in den relevanten Produkten.

Untersuchungen zur weiteren Aufbereitung der Metallfraktion aus den Abschnitten 4.3.1 und 4.3.2 sind Gegenstand weiterführender Forschungsaktivitäten.

LITERATUR

- Flachberger, H. & Mangelberger T. (2009) Trennmerkmale in elektrischen Feldern – eine Bestandsaufnahme. BHM, 154. Jg, Heft 4, 129ff.
- Flachberger, H. & Köhnlechner, R. (2009) Unter Hochspannung sauber trennen, Müll-Magazin 1, 36 – 41.
- Flachberger, H. & Oberrauner, A. (2010) Einsatzmöglichkeiten und -grenzen der Elektro-scheidung bei der Aufbereitung primärer und sekundärer Rohstoffe, Recycling und Rohstoffe, 301 – 315.
- Oberrauner, A., Flachberger, H. & Weiß, H. (2009) Elektro-scheidung in Labor und Technikum am Lehrstuhl für Aufbereitung und Veredlung der Montanuniversität Leoben. BHM, 154. Jg., Heft 4, 140 – 144.
- Schubert, H. (1967) Zu den Grundlagen stofflicher Trennungen in elektrischen Feldern. Verfahrenstechnik 1, Nr. 1, 31 – 35.
- Stadtschnitzer, A. & Flachberger, H. (2008) Beitrag zur Auswahl von Verfahren der Dichtesortierung. BHM, 153. Jg., Heft 6, 211 – 216.

Behandlungsoptionen für eine MBA Schwerfraktion – Am Beispiel MBA Oberpullendorf

M. Meirhofer, S. Pieber & E. Fercher
Bioenergy 2020+ GmbH, Pinkafeld/Graz, Österreich

A.-M. Ragoßnig & L. Brooks
Fachhochschulstudiengänge Burgenland Ges.m.b.H., Pinkafeld, Österreich

KURZFASSUNG: Gesetzliche Vorgaben, welche grundlegend und richtungweisend zur Einhaltung der nationalen und internationalen Klimaziele beitragen sowie steigende Kosten für die Entsorgung und Deponierung von Abfällen bewegen Abfallbehandler neue Wege zu gehen um ihre Abfallströme in einem wirtschaftlichen Rahmen den gesetzlichen Anforderungen gemäß zu optimieren. Eine besondere Herausforderung stellen MBA-Schwerfraktionen aus der ballistischen Separation dar, da diese oft noch hohe Anteile an Kohlenstoff, aus schweren massiven Kunststoffen, wie auch Holz- und Organikanteilen aufweisen und somit nicht deponiefähig sind. Aus diesem Grund wurden für eine solche Schwerfraktion des Umweltdienst Burgenland Aufbereitungsversuche mit sensorbasierter Sortierung und einer nassen Dichttrennung durchgeführt. Die Evaluierung der technischen Umsetzbarkeit zeigte die grundsätzliche Anwendbarkeit sowie die Möglichkeiten jedoch auch Grenzen beider Verfahren auf, aus diesem Grund ist die Evaluierung weiterer Aufbereitungsalternativen vorgesehen.

1 EINLEITUNG

Die Abfallwirtschaft spielt in der Bekämpfung der Umweltverschmutzung sowie der Reduktion der Einflüsse auf den durch den Menschen verursachten Klimawandel eine entscheidende Rolle. Oberste Ziele der Abfallwirtschaft sind die Vermeidung und Minimierung von Abfällen, sind diese jedoch bereits entstanden, gilt es sie best möglich zu nutzen. Primär ist eine stoffliche Nutzung gewünscht, ist diese technisch wie wirtschaftlich nicht mehr möglich gilt die thermische Nutzung als Ersatzbrennstoff als Methode der Wahl. Nicht mehr nutzbare Abfallströme können unter strengen Auflagen einer Deponierung zugeführt werden. Aufgrund der rechtlichen Rahmenbedingungen um Treibhausgasemissionen von Deponien zu vermeiden, gilt ein Deponieverbot für Abfälle mit einem organischen Anteil höher als 5% TOC, sofern sie zuvor keiner Behandlung unterzogen wurden. Neben der thermischen Behandlung wird von der Gesetzgebung auch die mechanisch-biologische Abfallbehandlung (MBA) als geeignetes Verfahren akzeptiert, wobei zu deponierende Abfälle u.a. das Brennwertkriterium mit einem Grenzwert von 6.600 kJ/kg TS einzuhalten haben. In Zusammenarbeit mit einem Abfallbehandler wurde ein Stoffstrom aus dessen MBA-Anlage untersucht, um diesen durch weitere Behandlung – Trennung in eine deponiefähige (niederkalorische und inerte) sowie eine thermisch zu entsorgende oder nutzbare (hochkalorische) Fraktion – optimiert weiter verbringen zu können. Der Fokus der Aufbereitung liegt auf der Erzeugung einer Fraktion, welche die Kriterien der Deponierung einhält. Im Rahmen der Forschungsarbeit soll ein Aufbereitungsverfahren gefunden werden, welches die bisher eingesetzte Technologie, welche nur unzureichende Trennergebnisse lieferte, ersetzt. Da der betrachtete Stoffstrom große Mengen inerter und niederkalorischer Abfallbestandteile, jedoch auch mehr als 50% energiereiche Materialien (wie Kunststoffe, Holz, Textilien, etc.) enthält, stellt dies eine große Herausforderung an das Trennverfahren dar. Um eine verbesserte Auftrennung des Stoffstroms in hoch- und niederkalorische Bestandteile zu erreichen, wurden Versuche mit sensorbasierter Sortiertechnologie durchgeführt. Bisher wurde diese Technologie hauptsächlich im Bereich homogener Abfallströme wie der Kunststoff- und Papiersortierung eingesetzt. Erste Versuchsdurchführungen mit einem Stoffstrom aus der Hausmüllbehandlung (Faist & Ragoßnig 2009) zeigten, dass es technisch möglich ist durch die Integration eines sensorbasierten Sortierschritts eine deponierfähige Fraktion, durch Abtrennung

hochkalorischer Bestandteile aus dem Abfallstrom, zu erzeugen. Als weiteres Verfahren wurde die nasse Dichtentrennung erprobt, da hier die zum Teil massiven Dichteunterschiede der zu trennenden Materialien ausgenutzt werden können. Diese Technologie hat sich im Bereich der Erzaufbereitung, um taubes Gestein vom Erz abzutrennen, und der Aufbereitung von Bauschutt, bewährt.

2 MATERIAL & METHODE

Für die Versuchsdurchführung mittels sensorbasierter Sortierung wurde ein Nahinfrarot System (NIR) mit Multiplex-Technologie (Wellenlängenbereich von 1.400 – 1.900 nm) verwendet. Der Abfallstrom des MBA-Anlagenbetreibers (Korngröße: 20 – 80 mm), der bereits mehrere Behandlungsschritte (wie eine Vorzerkleinerung, Absiebung, Metallabscheidung und 24-stündige dynamische Vorrotte) durchlaufen hat, wurde über ein Jahr hinweg durch manuelle Sortierung stofflich charakterisiert. Der Massenanteil dieses Stroms beträgt pro Jahr rund 4.000 Tonnen. Der hohe Anteil an inerten Komponenten ist in Zusammenhang mit einer nachfolgenden thermischen Behandlung – insbesondere aus Kostengründen – problematisch. Ein Flussdiagramm der MBA-Anlage wird in Abb. 1 dargestellt, der betrachtete Abfallstrom, die Schwerfraktion nach dem Trennsieb 2, ist grau hinterlegt. Die Zusammensetzung des Abfallstroms wird in Tab. 1 dargestellt.

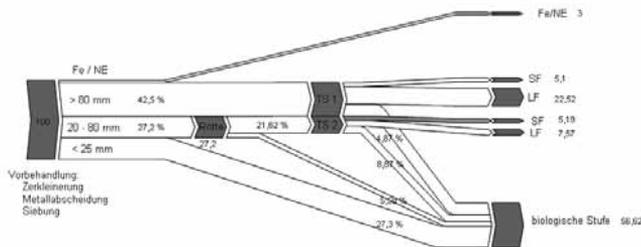


Abb. 1: Stoffflussdiagramm der MBA-Anlage, TS = Trennsieb, Fe/NE = Eisen- bzw. Nichteisenmetalle, SF = Schwerfraktion, LF = Leichtfraktion

Tab. 1: Gemittelte prozentuelle Materialzusammensetzung der Schwerfraktion nach Trennsieb 2, als Mittelwert \pm Standardabweichung

Stoffgruppe	manuelle Sortierung ¹	NIR-Sortierung Versuchsreihe 1 – 5 ²	NIR-Sortierung Versuchsreihe 6 ³	Setzversuch ⁴
Sonstige Organik	5,8 \pm 2,8	10,2 \pm 0,9	7,9 \pm 0,5	2,3
Holz	16,8 \pm 5,3	22,6 \pm 3,4	26,7 \pm 1,2	25,4
PPK	3,3 \pm 2,8	3,3 \pm 0,5	2,3 \pm 0,2	0,7
Kunststoffe (hell)	22,7 \pm 6,8	28,0 \pm 2,9	23,7 \pm 1,2	27,8
Kunststoffe (dunkel)	9,2 \pm 6,6	5,0 \pm 0,3	6,5 \pm 0,4	4,8
Textilien	1,0 \pm 0,6	0,4 \pm 0,2	0,9 \pm 0,9	0,6
Metalle	4,7 \pm 2,8	6,0 \pm 1,0	2,9 \pm 0,5	2,3
Schadstoffhaltige Abfälle	0,3 \pm 0,4	0,3 \pm 0,2	0,5 \pm 0,5	0,3
Inertmaterialien	32,2 \pm 8,2	20,7 \pm 2,4	27,4 \pm 1,2	28,7
Sonstige Abfälle	0,7 \pm 1,1	1,0 \pm 0,5	0,0 \pm 0,0	1,1
Feinfraktion (< 20 mm)	3,3 \pm 2,4	2,5 \pm 0,8	1,1 \pm 0,2	6,0

¹ n = 21, ² n = 14, ³ n = 3, ⁴ n = 1

Der Vergleich des verwendeten Probenmaterials bei der sensorbasierten Sortierung und dem Nasssetzversuch zeigt zum Teil erhebliche Abweichungen von Ergebnissen der manuellen Sortierung auf. Es wird deutlich, dass der Anteil sonstiger Organik (im wesentlichen Vegetabilien), Holz und heller Kunststoffe erhöht und der Anteil der Inertmaterialien und zum Teil der Metalle bei den NIR-Sortierungen bei der Betrachtung der Mittelwerte stark reduziert war. Da die Probenahmen des Materials der Versuchsreihen 1 – 5 und der Versuchsreihe 6 zu unterschiedlichen

Zeitpunkten erfolgte, werden diese Materialströme in der Tab. 1 getrennt angeführt. Das Versuchsmaterial des Nasssetzversuches zeigte ein ähnliches Bild wie bei den Technikumsversuchen der sensorbasierten Sortierung, auch hier waren die Mittelwerte der Holz- und Kunststoffanteile erhöht und der Anteil an Inertmaterialien im Vergleich zu den manuellen Sortierungen an der Anlage etwas niedriger. Es ist aber festzuhalten, dass die bei den Aufbereitungsversuchen festgestellte Materialzusammensetzung basierend auf den Standardabweichungen der manuellen Charakterisierung in der zu erwartenden Bandbreite lag.

Dunkle Kunststoffe wurden bei der Charakterisierung des Abfallstromes wie auch der des Versuchsmaterials separat angeführt, da deren Massenanteil insbesondere bei der Beurteilung der sensorbasierten Sortierung, aufgrund ihrer schlechten Erkennbarkeit, von entscheidender Bedeutung sein kann. Ziel der Versuchsdurchführungen war es die hochkalorischen/kohlenstoffreichen Abfallbestandteile von den niederkalorischen und inerten abzutrennen. Der Fokus beider betrachteter Verfahren lag dabei auf dem maximalen Ausbringen der hochkalorischen Bestandteile und der Reinheit der zu deponierenden Fraktion. Das Ausbringen stellt das Massenverhältnis des auszubringenden Materials im Auswurf bzw. der Leichtfraktion bezogen auf dessen Inputmasse dar. Die Reinheit stellt den der Fraktion korrekt zugeordneten Massenanteil dar. Die durch manuelle Sortierung erfolgten Beurteilungen sollen für die niederkalorische/inerte Fraktion durch chemische Analytik (Parameter laut Deponieverordnung) ergänzt werden. Die Leichtfraktion wird basierend auf den Parametern der Ersatzbrennstoffrichtlinie beurteilt. Im Auswurf der sensorbasierten Sortierung bzw. der Leichtfraktion des Nasssetzversuches sollten sich sonstige Organik, Holz, PPK-Anteile, Kunststoffe (sowohl hell als auch dunkel), Textilien und sonstige Abfälle wiederfinden. Der Durchlauf bzw. die Schwerfraktion sollte sich aus Metallen, schadstoffhaltigen Abfällen, Inertmaterialien und der Feinfraktion zusammensetzen. Bei der sensorbasierten Sortierung wurden in einem ersten Versuchsdurchlauf die Grundeinstellungen für ein vorerst ausreichendes Trennergebnis festgelegt und diese im Laufe mehrerer Versuchsdurchgänge variiert um die Qualität des Durchlaufes (inerte/niederkalorische Materialien, wie Steine, Glas, Keramik, Metalle, etc.), welche vorerst anhand manueller Sortierungen beurteilt wurde, zu optimieren. Um die Durchlaufqualität zu verbessern wurden der Druck und die Dauer des Druckluftimpulses, die Abtastgeschwindigkeit der Sensoren und das tolerierte Rauschen der reflektierten Spektren variiert. Ein Schema der im Technikum verwendeten Sortiermaschine ist in Abb. 2 dargestellt. Je Versuchsreihe wurden drei Durchgänge mit den jeweils selben Parametereinstellungen durchgeführt, um eine statistische Aussagekraft der Ergebnisse zu gewährleisten. Nach Abschluss der Parameteranpassung für ein optimales Trennergebnis (VR 1 – 5) wurde eine Wiederholung der Versuchsreihe (VR) mit dem besten Trennergebnis mit frischem Probenmaterial (VR 6) durchgeführt.

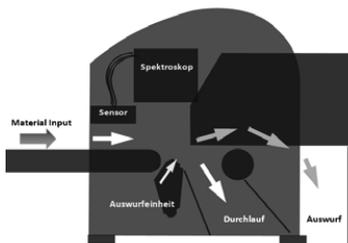


Abb. 2: Schema der im Technikum verwendeten NIR-Multiplex Versuchsanlage (BT-Wolfgang Binder GmbH 2009)

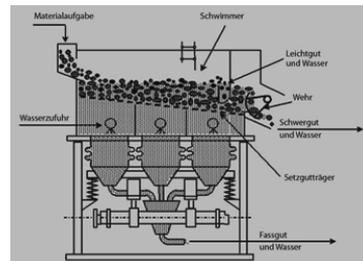


Abb. 3: Schema einer kontinuierlich arbeitenden Schwingsetzmaschine (Siebtechnik GmbH 2010)

Das Verfahren der nassen Dichtentrennung wurde in Form eines einmaligen großtechnischen Versuchs mit einer diskontinuierlich arbeitenden Setzmaschine, an einer bestehenden Anlage eines Metallrecyclingunternehmens, auf seine Anwendbarkeit überprüft. Für die Versuchsdurchführung wurden rund 8,5 Tonnen Probenmaterial an die Versuchsanlage geliefert und dort verworfen. Das Probenmaterial wurde vor dem Zuführen in die Setzmaschine bei 12 mm abgesiebt um im zur Trennung verwendeten Wasser das Suspendieren und somit eine Dichteänderung sowie eine vermehrte Schlammabildung zu vermeiden. Ein Schema einer kontinuierlich arbeiten-

den Setzmaschine ist in Abb. 3 dargestellt. Hier war ein Mitarbeiter der Anlage für die Bedienung der Setzmaschine und somit für die Einstellungen zum Erreichen der gewünschten Qualität verantwortlich. Es wurden in einer kurzen Testphase die Befülldauer sowie die Wartezeit bis zum Öffnen des Wehrrs zum Ablassen der Schwerfraktion beobachtet. Nach dem Versuch wurden die getrennten Fraktionen (Leichtfraktion und Schwerfraktion) in zwei getrennte Container verladen und wie auch die Feinfraktion verwogen. Auch bei diesem Versuch wurde um die Qualität der Produktströme zu beurteilen eine manuelle Sortierung durchgeführt.

3 ERGEBNISSE & DISKUSSION

3.1 Sensorbasierte Sortierung – NIR-Multiplex Technologie

In den Technikumsversuchen wurden insgesamt sechs Versuchsreihen durchgeführt, mit je ca. 20 kg Probenmaterial je Versuch. In den ersten fünf Versuchsreihen wurde schrittweise eine Parametervariation durchgeführt und die Ergebnisse der nachfolgenden manuellen Sortierungen evaluiert. Die optimalen Parametereinstellungen wurden in der vierten Versuchsreihe gefunden. Aufgrund des fortgeschrittenen Probenalters wurde die letzte Versuchsreihe (Versuchsreihe 6) als Wiederholung der Versuchsreihe 4 durchgeführt um eine repräsentative Darstellung der Ergebnisse zu ermöglichen (Brooks et al. 2010).

Abb. 4 zeigt die Massenbilanz des Aufbereitungsversuchs. Es wird deutlich, dass große Anteile hochkalorischer/kohlenstoffreicher Bestandteile nicht ausgebracht werden konnten.

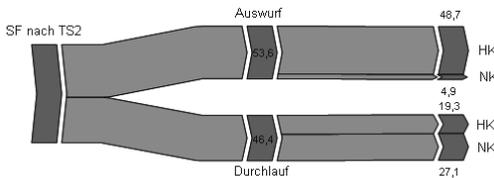


Abb. 4: Massenstromverteilung nach der Trennung mittels NIR-Technologie, HK = hochkalorische Bestandteile, NK = niederkalorische Bestandteile

Die Detaildarstellung der Zusammensetzung der Outputströme und des Ausbringens der einzelnen Stofffraktionen in Abb. 5 zeigt, dass insbesondere Kunststoffe, sonstige Organik und Holz nicht in gefordertem Maße ausgebracht wurden. Durch den geringeren Anteil der Inertmaterialien im Input der Versuchsreihen, erhöhte sich der Anteil auszubringender Masse was sich bei einer Negativsortierung (Ausschleusen nicht gewünschter Bestandteile) negativ auf das Trennergebnis auswirkt.

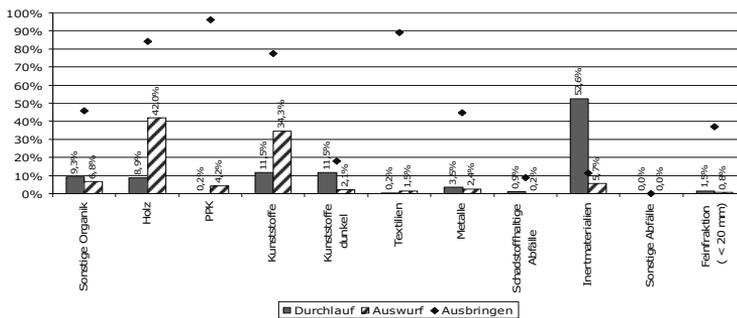


Abb. 5: Gemittelte prozentuelle Materialzusammensetzung der Outputströme und Ausbringen der Leichtfraktion der Versuchsreihe 6 der sensorbasierten Sortierung, n = 3

Gründe für das schlechte Ausbringen einzelner Fraktionen sind ihre zum Teil schlechte Erkennbarkeit (zu geringe Reflexion), die teils geringe Partikelgröße und ungünstige -geometrie

(rollendes Verhalten) sowie oberflächlich anhaftende Materialien und Verschmutzungen. Ein Einhalten des in der Deponieverordnung geforderten Brennwertes von unter 6.600 kJ/kg TS sowie anderer Parameter kann mit diesem Trennergebnis noch nicht gewährleistet werden. Weiterführende theoretische Betrachtungen zeigten jedoch, dass z.B. bei einer Steigerung des Ausbringens dunkler Kunststoffe auf die Größenordnung des Ausbringens der Kunststoffe generell die Einhaltung des Brennwertkriteriums möglich wäre.

3.2 Nasse Dichtentrennung – Setzverfahren

Nach dem Setzversuch wurde ein repräsentativer Anteil der separat verladenen und verwogenen Produktströme einer manuellen Sortierung unterzogen. Die Massenverhältnisse der hoch- und niederkalorischen Bestandteile in den Produktströmen zeigen für das Setzverfahren im Vergleich zur sensorbasierten Sortierung ein besseres Trennergebnis (vgl. Abb. 6 zu Abb. 4).

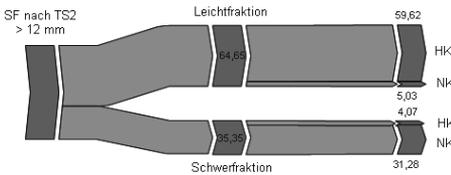


Abb. 6: Massenstromverteilung nach der nassen Dichtentrennung, HK = hochkalorische Bestandteile, NK = niederkalorische Bestandteile

In Abb. 7 ist auffällig, dass in der Leichtfraktion ein geringfügig höherer Metallanteil zu finden ist, welcher durch die Ausschwemmung von Aluminium, insbesondere in Form von Verpackungsfolie, und anderen Metallen geringer Dichte resultiert und somit deren hohes Ausbringen begründet. Die hochkalorischen Bestandteile des Versuchsmaterials konnten im Allgemeinen mit einem hohen Ausbringen abgetrennt werden. Die in der Schwerfraktion vorhandenen Kunststoffe, waren großteils massive Abfallbestandteile oder in Materialverbunden integriert.

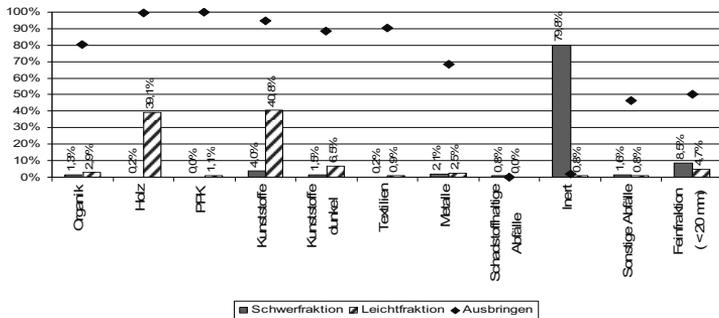


Abb. 7: Prozentuelle Materialzusammensetzung der Outputströme und Ausbringen beim Setzversuch, n = 1

Über die Evaluierung des guten Trennergebnisses dieses Verfahrens hinausgehend ist jedoch eine Gesamtbewertung des Verfahrens durchzuführen. Hier ist jedenfalls die Notwendigkeit der Wasserhaltung negativ zu bewerten. Durch den intensiven Kontakt des Materialstromes mit dem Wasser werden anhaftende Schmutzpartikel und somit potentiell Schadstoffe ausgewaschen. Diese finden sich nicht mehr im zu deponierenden bzw. thermisch zu behandelnden Materialstrom, da sie in die Wasserphase und in den ausgeschleusten Schlamm verlagert werden. Bei einer Umsetzung dieses Trennverfahrens im Rahmen einer MBA-Anlage würde dies u.U. eine aufwändige Abwasserreinigung und hohe Kosten für die Schlammensorgung nach sich ziehen. Die Möglichkeit einer Zugabe dieser Outputströme in der Intensivrotte (zur Befeuchtung) wäre zu prüfen.

4 ZUSAMMENFASSUNG & AUSBLICK

Generell scheinen die beiden betrachteten Verfahren für die Lösung der dargestellten Aufbereitungsfragestellung geeignet. Aus den zuvor erläuterten Ergebnissen wird deutlich, dass bei der Anwendung der sensorbasierten Sortierung die Reinheit des Durchlaufes unter dem geringeren Ausbringen einzelner Materialien leidet. Grund hierfür sind die schlechte Erkennbarkeit von dunklen Materialien, organische Bestandteile (wie Vegetabilien) sowie oberflächliche Verschmutzung und der Umstand, dass bei der Versuchsdurchführung die Beruhigungsstrecke auf dem Transportförderband für stark rollende Partikel zu kurz war. Das Setzverfahren weist nach der Beurteilung der Ergebnisse eine deutlich bessere Trennschärfe auf, jedoch ist hier zu beachten, dass Wasser als Trennmedium eingesetzt wurde, was zusätzlich eine Beurteilung der Auswaschung von Organik und Schadstoffen erfordert. In weiteren Betrachtungen sollen die Ergebnisse der chemischen Analytik für eine Beurteilung der Outputströme bezüglich ihrer Deponiefähigkeit bzw. ihrem möglichen Einsatz als Ersatzbrennstoff berücksichtigt werden.

In Tab. 2 sind die Vor- und Nachteile der beiden betrachteten Technologien aufgelistet.

Tab. 2: Vergleich der Vor- und Nachteile der sensorbasierten Sortierung mit der nassen Dichttrennung

Sensorbasierte Sortierung	Nasssetzverfahren
+ Identifikation einzelner Materialien möglich	+ vergleichsweise einfache Bedienung
+ Anpassungsfähigkeit an neue Trennaufgaben	+ hohe Anlagenverfügbarkeit
+ hohe stoffspezifische Reinheiten erzielbar	- Schadstoffauswaschung in die Wasserphase
- Probleme bei Erkennung dunkler Materialien	- zusätzliche Entsorgung des Schlammes
- höherer Wartungsaufwand	
+ ... Vorteil, - ... Nachteil	

Aufgrund der Grenzen der dargestellten Aufbereitungsvarianten ist die Durchführung weiterführender Versuche angedacht. Für die Anwendung der sensorbasierten Sortierung bedeutet dies die Durchführung von Versuchen mit einer neuen NIR-Technologie, welche eine höhere Auflösung und Objekterkennung ermöglicht und mit einem höheren Wellenlängenbereich (bis zu 2.500 nm) ausgestattet ist. Weiters sind Versuche auf Basis der Dichttrennung in Planung.

ACKNOWLEDGEMENT

Dieses Forschungsvorhaben „Waste as a Renewable Energy Resource“ wird im Rahmen des Forschungsprogramms des K1-Zentrums BIOENERGY 2020+ – gefördert durch Mittel aus dem durch die Forschungsförderungsgesellschaft abgewickelten Förderprogramm COMET – durchgeführt. Das K1-Zentrum BIOENERGY 2020+ wird neben Bundesmitteln aus Landesmitteln der Bundesländer Burgenland, Niederösterreich und Steiermark finanziert. Die erforderliche Co-Finanzierung für das gegenständliche Forschungsvorhaben wird durch den Umweltdienst Burgenland, die Saubermacher Dienstleistungs AG, die Komptech Research Center GmbH sowie die BT Wolfgang Binger GmbH bereitgestellt.

LITERATUR

- Brooks, L., Ragossnig, A., Meirhofer, M. & Pieber, S. (2010) Integration of sensor-based sorting in the mechanical treatment of municipal and commercial waste, 7th International Conference ORBIT 2010 “Organic Resources in the Carbon Economy”. Heraklion, Kreta, Griechenland.
- BT-Wolfgang Binger GmbH (2009) Firmenpräsentation; REDWAVE – Wir sortieren ihr Material, Gleisdorf.
- Faist, V. & Ragossnig, A. (2009) Sensor-based sorting for the reduction of the upper caloric value in mechanical-biological treatment plants, Waste-to-Resources 2009, 3. internationale Tagung MBA und automatische Abfallsortierung, Hannover, 400 – 411.
- SIEBTECHNIK GmbH (2010) Produktfolder; Schwingsetzmaschinen – Baureihe SK, Mühlheim an der Ruhr.

Paradigmenwechsel in Umweltschutz und Abfallwirtschaft am Beispiel Altfahrzeuge und Elektro-Altgeräte

W. Kletzmayr

Österreichische Shredder, Lambach, Österreich

F. Neubacher

UV&P Umweltmanagement-Verfahrenstechnik Neubacher & Partner Ges.m.b.H, Vienna, Österreich

KURZFASSUNG: Im Bereich Umweltschutz und Abfallwirtschaft ist ein Paradigmenwechsel von Abfallentsorgung bzw. Beseitigung durch Deponierung und (fragwürdigen) Exporten hin zu Ressourceneffizienz und effiziente Abfallverwertung dringend erforderlich. Am Beispiel Altfahrzeuge und Elektroaltgeräte ist erkennbar, dass der prohibitiv wirksame Verwaltungsaufwand für Abfallwirtschaft, zusätzlich im Inland vorgeschriebene Abgaben sowie offizielle und inoffizielle Exporte in Länder mit „billigeren“ Möglichkeiten (jedoch mit weitestgehend fehlender Kapazität für Abfallbehandlung mit den in Österreich geforderten Umweltschutzstandards) sowohl ökologisch als auch wirtschaftlich nachhaltig schädlich ist. Ein Paradigmenwechsel ist erforderlich von derzeit üblichen Abfallverbringungen zu billigsten Entsorgungen hin zu gezielten Abfallimporten mit hoher Ressourcen- und Energieeffizienz samt der damit einhergehenden Wertschöpfung für bereits bestehende und geplante Anlagen in Österreich.

1 EINLEITUNG

Paradigmenwechsel (griechisch „Paradigmen“ – bedeutet sinngemäß Muster, mit beispielhaft, modellhaften Charakter) ist eine häufig gestellte Forderung angesichts der beobachtbaren Auflösung von bodenständigen, alten Kulturen durch Abbau von Grenzen und Schranken sowie der enormen Verbilgung von Transporten über große Distanzen.

Ein weiteres beobachtbares Phänomen ist mancherorts die Entstehung von sog. „multi-kulti“ Gesellschaften, wobei nach dem unveränderbar stets geltenden 2. Hauptsatz der Thermodynamik dies naturgemäß mit Entropiezuwachs bzw. einer zunehmenden „Unordnung“ und somit auch „Verschmutzung“ der lokalen Umwelt und des Planeten Erde (samt dem angrenzenden Weltraum) einhergeht.

In einer fortschreitenden Globalisierung der Wirtschaft werden aber auch die Grenzen des Wachstums zunehmend erkennbar. Mittlerweile ist allgemein bekannt, dass die EU und auch Österreich als rohstoffarm einzustufen sind und China wesentliche Rohstoffmärkte dominiert. Der legendäre Spruch des chinesischen Führers Deng Xiao-Ping sollte zu denken geben: „Der Mittlere Osten hat das Öl, China hat die Seltenen Erden.“ Ohne Öl stehen die Autos, aber ohne mineralische Rohstoffe können keine Autos gebaut werden (WKO 2010). Es gibt bereits die akute Warnung vor einer „Rohstoffkrise“ nach der gegenwärtigen „Finanzkrise“.

2 UMWELTSCHUTZ UND RESSOURCENEFFIZIENZ

Interdisziplinäre Analysen zeigen, dass Umweltschutz und Abfallwirtschaft Energie- und Ressourceneffizienz sowie die Vermeidung und Begrenzung von Emissionen zwecks sicherer Einhaltung von allgemein anerkannten vorsorglichen Immissionsbegrenzungen zum Schutz von Flora und Fauna und der menschlichen Gesundheit erfordern. „Global denken & lokal handeln“ ist nötig.

Für die Versorgung unserer Produktions- und Wohlstandsgesellschaft mit nötiger Energie wurden angesichts von temporären Versorgungsengpässen bzw. Embargos im Bereich Erdöl und Erdgas bereits nachhaltige politische Strategien entwickelt, samt Diversifizierungen und Bevorratungen.

Im Bereich Rohstoffversorgung wurde erstmals im November 2008 eine Initiative betreffend Versorgung der EU mit notwendigen Rohstoffen für Wirtschaft und Beschäftigung gestartet. Es gibt derzeit weltweit mehr als 450 Exportbeschränkungen für rund 400 Rohstoffe, was in einer Krise sehr rasch zu einem existentiellen Problem für die EU werden könnte, zumal rund 27% der Bruttowertschöpfung der EU aus der Industrie kommen, samt damit verbundenen Sektoren beträgt diese über 50%. In Österreich können bzw. müssen fast 60% der Industrie und den produktionsnahen Dienstleistungen zugerechnet werden (WKO 2010).

Die künftige Strategie der EU basiert im Wesentlichen auf drei Säulen:

- Zugang zu Rohstoffen auf dem Weltmarkt,
- Abbau von mineralischen Rohstoffen in Europa und
- Ressourceneffizienz und Recycling.

Die Situation der EU im Hinblick auf Rohstoffversorgung ist äußerst kritisch zu sehen, wie die folgenden Beispiele wichtiger Metalle für Stahlveredelung zeigen.

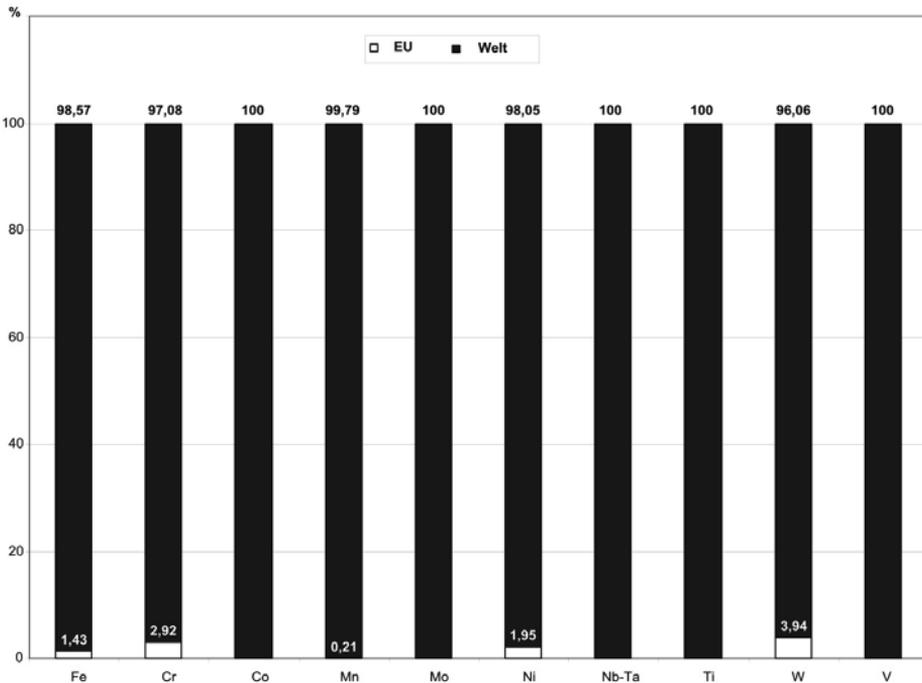


Abb. 1: Rohstoffversorgung am Beispiel Metalle für Eisen und Stahlveredelung 2008 (Weber et al. 2010)

Die Bedeutung von Recycling kann anschaulich an den in Österreich in der Vergangenheit bereits bestens etablierten Technologien für Eisen und Stahl sowie Kupfer und Aluminium auf Basis eines Vergleiches der erforderlichen Primärenergien für die Herstellung aus Primärrohstoffen (d.h. Erze bzw. Oxide, Sulfide) sowie von Sekundärrohstoffen (d.h. Schrottaufbereitung und Recycling) gezeigt werden.

Tab. 1: Vergleich des Primärenergieaufwandes in GJ/Tonnen Metall für Primärproduktion auf Basis Erze bzw. Oxid sowie Sekundärproduktion auf Basis Schrottaufbereitung und Recycling

	Primärproduktion (Erzbasis)	Sekundärproduktion (Recycling)	Einsparung
Stahl	16,0	5,4	66%
Kupfer	48,6	6,1	87%
Aluminium	183,6	7,2	96%

Im Sinne von Ressourceneffizienz und Recycling besteht Handlungsbedarf in Österreich, weil den heimischen Betrieben ein wesentlicher Teil der Sekundärrohstoffe durch nicht gesetzeskonforme und fragwürdige Exporte verloren geht (WKO 2010; siehe auch Abb. 2 und 3).

Im Folgenden werden die Beispiele Altfahrzeuge und Elektroaltgeräte dargestellt.

3 BEISPIEL ALTFAHRZEUGE UND ELEKTROALTGRÄTE

Die Entwicklung der Verwertung von Altfahrzeugen ist einerseits durch einen seit nunmehr 100 Jahren stetig steigenden Fahrzeugbestand und andererseits seit der ökologisch und ökonomisch fragwürdigen Richtlinie 2000/53/EG über Altfahrzeuge (und der in etlichen Punkten besonders aufwendigen und teuren bürokratischen Umsetzung in Österreich) durch einen Rückgang der Ressourcen schonenden Verwertung in Österreich und zunehmendes „Verschwinden“ der statistisch nachweisbar anfallenden Altfahrzeuge geprägt.

Im Leitbild der Arbeitsgemeinschaft Österreichische Shredder wurde bereits im Jahr 1991 die zukunftsweisende Zielsetzung „100% Verwertung“ festgelegt. 1992 folgte dann die Pkw-Recyclingvereinbarung zwischen Wirtschaftsminister, Umweltminister und Wirtschaftskammer. Mit der Verpflichtung zur kostenlosen Rücknahme von Altfahrzeugen bei Zug-um-Zug Geschäften, mit dem Monitoring der Altfahrzeugverwertung samt jährlichem Bericht der Wirtschaft und mit der Verpflichtung zur Effizienz auf den vier Ebenen der Fahrzeugverwertung wurde die Zielsetzung 100% Verwertung in Österreich festgelegt:

- Teilverwertung in Fachwerkstätten und im Do-it-Yourself Bereich,
- Vorbehandlung der Altfahrzeuge zwecks Entfernung gefährlicher sowie getrennt verwertbarer Stoffe vor der folgenden Aufbereitung im Shredder,
- Aufbereitung der vorbehandelten Altfahrzeuge im Shredder und
- Behandlung und Verwertung der Shredderabfälle.

In Hinblick auf die in der Verwaltung überaus aufwändigen und aus Sicht von Fachleuten „Ziel überschießenden“ Altfahrzeugeverordnung BGBl II 2002/407 und zunehmend offener Grenzen ist seit 2003 ein wesentlicher Rückgang der Altfahrzeugverwertung in Österreich eingetreten, wie die folgenden Abb. 2 und 3 zeigen.

Die vorliegenden Daten für das potentielle Aufkommen von Altfahrzeugen und die in Österreich tatsächlich über eine sachgerechte Aufbereitung in Shredder verwerteten Altfahrzeuge für die Jahre 2000 bis 2009 zeigen anschaulich die Problematik und dringenden Handlungsbedarf.

Eine signifikante Änderung ergab sich im Jahr 2009 zeitlich befristet durch die „Ökoprämie“ bzw. „Verschrottungsprämie“, die in vieler Hinsicht mit einem Paradigmenwechsel verbunden ist, wie eine detaillierte Auswertung der neuesten Daten und Abschätzung der Umweltauswirkungen zeigen wird (Anmerkung: Die notwendigen und ohnedies Daten für eine detaillierte Auswertung wurden seitens des Ministeriums bis Redaktionsschluss im Juli 2010 leider nicht zur Verfügung gestellt).

Die Ökoprämie 2009 war – trotz Rückerstattung einer Prämie von 750 Euro pro dafür qualifiziertem Altfahrzeug – für das Budget eine fiskalpolitisch erfolgreiche Maßnahme. Allein die NOVA (gesetzlich festgelegte Normverbrauchsabgabe) bringt dem Fiskus jährliche Einnahmen in der Höhe von rund 500 Mio. Euro; die Ökoprämie 2009 „kostete“ dem Fiskus 22,5 Mio. Euro (= 30.000 Pkw * 750 Euro/Pkw). Eine weitere nicht unwesentliche Einnahmequelle für den Fiskus in diesem Zusammenhang ist die Mehrwertsteuer.

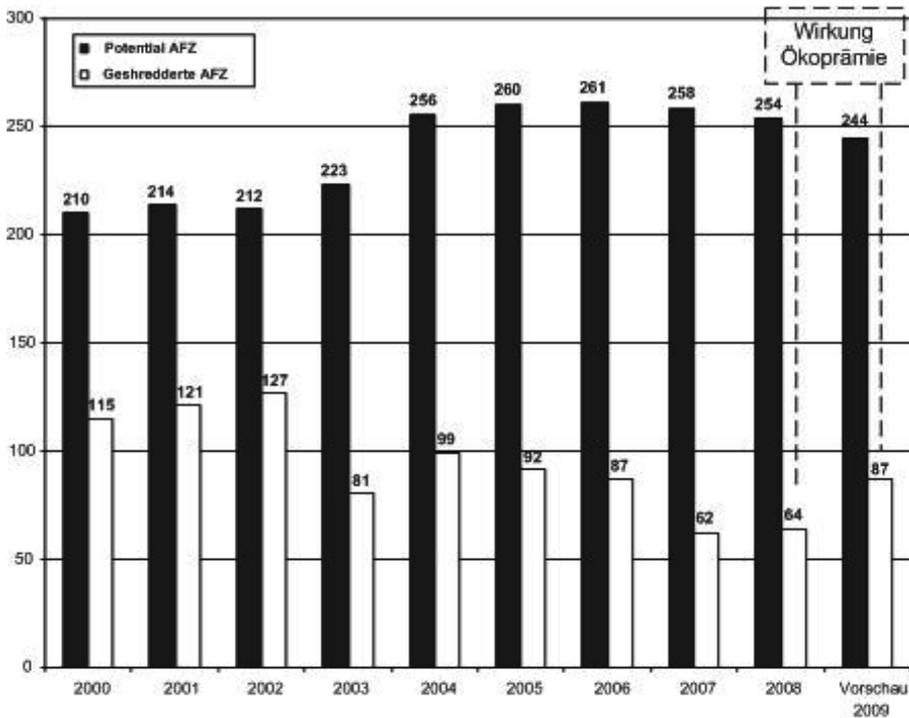


Abb. 2: Entwicklung der Altfahrzeugeverwertung 2000 – 2009 in Österreich (Kletzmayer 2010)

Die wesentlichen ökologisch und ökonomisch wirksamen Aspekte einer effizient gestalteten „Ökoprämie“ mit Verschrottung von alten Autos der Klassen EURO 0 und 1 zugunsten einer Umstellung auf EURO 4 und 5 sind zusammenfassend (Diskussionsentwurf 2008 Neubacher/ Pernkopf):

- Einsparung von Treibstoffen und damit von CO₂-Emissionen (gemäß klimapolitischer Versprechungen und der daraus für Österreich resultierenden Zahlungsverpflichtungen).
- Verbesserung der Luftqualität durch Verringerung von Emissionen an Feinstaub (PM 2,5), Kohlenwasserstoffverbindungen, Stickoxiden und Kohlenmonoxid.
- Erhöhung von Verkehrssicherheit und Verringerung von verletzten und getöteten Verkehrsteilnehmern durch sicherheitstechnisch wesentlich verbesserte neuere Fahrzeuge.
- Rückgewinnung der verschiedenen Metalle sowie Nutzung der heizwertreichen Shredderückstände in Österreich in den bereits vorhandenen, weltweit als höchst effizient zu qualifizierenden Technologien bzw. Anlagen (Shredderbetriebe samt effizienten Sortiertechnologien, Verwertung von Eisen- und Stahlschrott, Aluminium, Kupfer, Bunt- und Edelmetalle, Altreifen, etc.).
- Keine „Schrottfahrzeugexporte“ in Entwicklungs- und Schwellenländer, wo angesichts der fehlenden Infrastruktur und extrem schlechter Luftqualität in Ballungsgebieten einerseits sowie weitgehend fehlender medizinischer Versorgung in Verbindung mit den sicherheitstechnisch unzulänglichen „Schrottfahrzeugen“ aus Europa dies zunehmend als ökologisches und ökonomisches Desaster erkennbar wird.

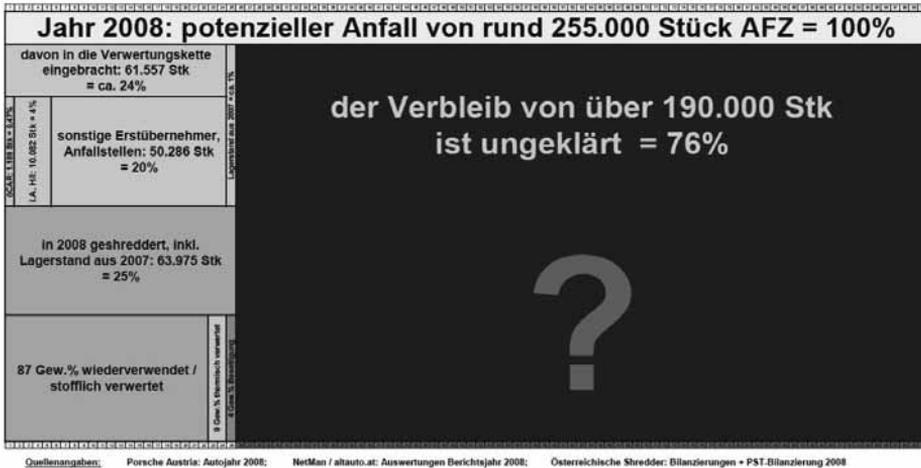


Abb. 3: Verbleib und Verwertung von Altfahrzeugen in Österreich 2008 (Kletzmayr 2010)

Vergleichbare Entwicklungen (Probleme für Österreich und EU, Gefahren und Chancen) sind auch im Bereich Elektro- und Elektronikschrott zu beobachten, wobei dieser Bereich noch weniger überschaubar und im Vergleich zu Altfahrzeugen teilweise noch wesentlich größere Verbringungen mit unbekanntem Verbleib zu verzeichnen hat. Andererseits fehlen die damit „entsorgten“ Rohstoffe der österreichischen und der europäischen Industrie. Neue Produkte im Hightech Bereich und Technologien bedingen stark steigende Nachfrage nach Seltenen Erden (insgesamt 17 chemische Elemente) und seltenen Metallen wie Niob, Tantal, Lithium, Platin, Palladium, Rhodium, Ruthenium, Gallium, Indium.

Tab. 2: Jährlicher Bedarf an Edelmetallen (Basis 2007; Quellen: Hagelüken, 2009 und Weber, et. al., World Mining Data 2009, in Holnsteiner, 2010)

	Mobiltelefone		PC		Anteil an der Weltproduktion (%)
	mg	mg	mg	Mg	
Ag	250	300	1.000	ca. 255	2,75
Au	24	85	220	ca. 56	3,5
Pd	9	31	80	ca. 20	23
Cu	9.000	11.000	500	ca. 128.000	0,9
Co	3.800	4.500	65	ca. 6.500	17,7

4 SCHLUSSFOLGERUNG UND DRINGENDE EMPFEHLUNGEN

Eine nachhaltige Entwicklung der Abfallwirtschaft in Verbindung mit einem sinnvollen und notwendigen Paradigmenwechsel erfordert daher zusammenfassend:

- Rahmenbedingungen: Klare und einfach verständliche gesetzliche Rahmenbedingungen und deren effiziente Kontrolle samt rasch wirksame Exekutionen (weniger und verständlicher, aber effektiv).
- Bürokratieabbau: Erforderliche Straffung und wesentliche Vereinfachung der extrem aufwändigen Bürokratie und zunehmend teureren Verwaltungen in Österreich, die als erheblicher Wettbewerbsnachteil für Umweltschutz und Wirtschaft in Österreich, sowohl im Binnenmarkt der EU als auch im globalen Wettbewerb, zunehmend wirksam sind.
- Marktwirtschaftlich wirksame Anreizsysteme: Ökonomisch und ökologisch nachhaltige und effiziente Anreizsysteme sind in einer funktionierenden Marktwirtschaft entscheidend. Ein grundsätzlich sehr erfolgreiches Beispiel in der österreichischen Vergangenheit war die zweckgebundene Deponieabgabe bzw. AISAG-Beitragsregelung in der Zeit von 1990 bis 2008, deren Reform im Sinne des erfolgten Paradigmenwechsel seit dem Deponierungs-

verbot für organische sowie bestimmte zu verwertende Abfälle in Österreich seit Ende 2003 bzw. 2008 (Ausnahmemöglichkeiten für bestimmte Deponien durch den Landeshauptmann) bereits überfällig ist. Es ist für die Ressourcen- und Energiewirtschaft sehr kontraproduktiv, wenn Verwertungen in Österreich direkt oder indirekt mit AISAG belastet werden und die (potentiellen) Abfälle über offene Grenzen somit verstärkt ins Ausland gehen und dort entweder gar nicht oder auf einen niedrigeren umwelttechnischen Standard verwertet werden, samt einer Deponierung der dabei anfallenden Rückstände – jedoch ohne AISAG-Belastung. Im Sinne des AISAG müsste jedenfalls der Export brennbarer Abfälle belastet werden, wenn im Empfängerland die Deponierung von unbehandelten Abfällen mit mehr als 5% TOC rechtlich noch zulässig ist. Überdies wäre im Sinne des Verursacherprinzips angesichts der Mineralöl-, Teer- und Lösemittelschäden das überwiegende Beitragsaufkommen für damit verbundene Altlastensanierungsmaßnahmen jedenfalls aus dem Bereich der Mineralölwirtschaft zu decken.

- Ressourcenbewirtschaftung durch gezielte Abfallimporte statt Abfallexporte: Verstärkter Import von Abfällen zur effizienten Verwertung in Österreich anstatt vielfältiger, privatwirtschaftlich kurzfristig profitabler Abfallexporte zu „Scheinverwertungen“ mit direkter oder indirekter, vollständiger oder teilweiser Beseitigung auf „Reaktordeponien“, die in Österreich bereits gesetzlich verboten sind (Kein Öko-Dumping durch Abfallexporte, sondern Importe inkl. dafür erforderliche politische und öffentliche Bewusstseinsbildung, beginnend bei Meinungsbildner wie Journalisten, Lehrer, politische Sekretäre – sowohl national als auch international).
- Know-How Transfer und dafür erforderliche finanzielle Förderungen und projektbezogene Co-Finanzierungen (insbesondere für fachkompetente Beratungen und Machbarkeitsstudien im Ausland) als Basis für österreichische Exporte von Know-How, Anlagen und Maschinen sowie wirtschaftlich erfolgreiche weitere Nutzung der in Österreich entwickelten und (derzeit noch) verfügbaren Planungs-, Errichtungs- und Betreiberkompetenzen in Regionen außerhalb von Österreich. Die wesentlichen Technologieschwerpunkte und konkrete Vorgaben für dringend notwendige zukunftsweisende Entwicklungen in Österreich wurden im Masterplan Umwelttechnologie in Zusammenarbeit zwischen dem Lebensministerium, dem Land Niederösterreich und Experten der Wirtschaft bereits formuliert (MUT 2007).

LITERATUR

- Holnsteiner, R. (2010) *Der österreichische Rohstoffplan*; Österreichische Abfallwirtschaftstagung 2010, Eisenstadt, Austria.
- Kletzmayer, W. (2010) *Rohstoffsicherung – Wie kann der „Abfluss“ von Metallen verhindert werden?*; Österreichische Abfallwirtschaftstagung 2010, Eisenstadt, Austria.
- MUT (2007) *Masterplan Umwelttechnologie – Österreichische Umwelttechnologie auf dem Weg in die Zukunft*; Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft sowie Land Niederösterreich, April 2007, Wien, Austria.
- Neubacher, F., Mochar, C. & Kletzmayer, W. (2004) *Alt-Pkw Verwertung in Österreich: 20 Jahre Rückblick und 10 Jahre Vorschau*, DepoTech 2004, Leoben, Austria.
- UV&P (2001) *Technische Grundlagen für die Umsetzung der Altfahrzeugetrichtlinie in Österreich*; Studie durchgeführt im gemeinsamen Auftrag des BMLFUW, des Arbeitskreises der Automobilimporteure in der Industriellenvereinigung, der Wirtschaftskammer Österreich und der Arbeitsgemeinschaft Österreichische Shredder, Wien, Austria.
- Weber, L., Zsak, G., Reichl, C. & Schatz, M. (2010) *World Mining Data*.
- WKO (2010) *Rohstoffsicherheit in Europa*; Presseinformation am 15.06.2010 von RHI und Fachverband Bergbau, WKO, Wien, Austria.

De-Contamination of Small Waste Electrical and Electronic Appliances (sWEEE) in Austria

M. Tesar

Environment Agency Austria, Vienna, Austria

S.P. Salhofer

BOKU University of Natural Resources and Applied Life Sciences, Vienna, Austria

SUMMARY: Treatment requirements for WEEE set in Directive 2002/96/EC include the removal of hazardous components (de-pollution). To date, no comparative analysis of achieved removal has been undertaken for small WEEE. In this paper, de-pollution in Austria is analysed. The mass of selected components (capacitors, printed circuit boards, batteries, toner cartridges and liquid crystal displays) removed is compared to estimated values for small WEEE input material. The results reveal that only a part of the components is actually removed with a high variation between components and plants assessed. The overall rate of removal ranged from 72% (estimated value for batteries) to 21% (estimated value for LCD-panels). This implies the forwarding of substantial quantities of hazardous substances to mechanical treatment processes particularly relevant in terms of dispersion of pollutants, health risks for plant workers and loss of valuable materials. However, the quantities of hazardous substances being introduced into incineration or MBT via small WEEE ending up as residual waste are even higher.

1 INTRODUCTION

Minimum treatment requirements for Waste Electrical and Electronic Equipment (WEEE) are laid down by the Directive 2002/96/EC (WEEE Directive, last amended by 2008/34/EC). Annex II (1) to the Directive specifies 15 substances, preparations and components in total, which as a minimum have to be removed from any separately collected WEEE (De-pollution).

The following components can be part of small Electrical and Electronic Equipment (sWEEE): capacitors (all PCB-containing capacitors and electrolyte capacitors), batteries, printed circuit boards, toner cartridges, liquid crystal displays, mercury containing components, such as switches or backlighting lamps, asbestos-containing components, components containing refractory ceramic fibres, components containing radioactive substances, plastic-containing brominated flame retardants and external electric cables.

However, the WEEE Directive establishes no provisions with regard to proof of the level of de-pollution achieved, nor describes best available technology with regard to achievable quantities for removal of components containing hazardous substances. In Austria and other European countries mainly two technologies are applied in the treatment of sWEEE. The first is manual dismantling whereby appliances are opened and components are removed. The second technology initially applies mechanical processes to break up appliances, and in a second step hazardous components are sorted out manually along conveyor belts.

To date, the actual level of de-pollution of sWEEE achieved by currently applied treatment technologies has not been assessed. Furthermore, no estimation of the percentage of hazardous components and hazardous substances respectively, from separately collected sWEEE actually being input to treatment facilities – as a basis for such an assessment – is available. In this paper, the removal of selected components from separately collected sWEEE during the treatment process is analysed. An estimation of the hazardous substances removed and those subjected to shredder processes is provided. Since a substantial part of sWEEE is not collected separately but ends up as residual waste, corresponding quantities of hazardous substances being introduced into residual waste by these appliances are estimated for comparison.

2 METHODOLOGY

On commencing the study, the mass of selected components containing hazardous substances in sWEEE was estimated. On the basis of hazardous substance contents of these components a hazardous substance inventory for mixed sWEEE was established. Data on the quantities of components containing hazardous substances actually removed by Austrian treatment plants were obtained from a survey undertaken in 2007/8. The amounts actually removed were then compared with quantities estimated in the sWEEE-mixture treated by the respective treatment plant (removal rates). Finally a comparison with hazardous substances being introduced into residual waste via sWEEE was drawn.

To characterise sWEEE mixtures, both the share and composition of individual types of appliances have to be considered. In addition to the categories specified in Annex IB of the WEEE directive, sWEEE comprises several subcategories. Data on composition according to type of appliance of sWEEE separately collected in Austria was obtained from literature (EAK 2008) and in the course of sorting analyses. Sorting analyses were conducted in 2006 and 2008 at larger treatment facilities for small WEEE in Austria. In 2006 a total sample of 28.2 Mg of sWEEE input was sorted, in 2008 approx. 24.0 Mg were sorted.

To obtain information on the material composition according to type of sWEEE, dismantling trials were undertaken. In view of their high significance for sWEEE the following components containing hazardous substances were considered: capacitors, batteries, toner & ink cartridges, liquid crystal displays and printed circuit boards.

The hazardous substance content for individual components and sub-types thereof was obtained from literature (SENS, SWICO & SLRS 2008, Bräutigam 1999, ERM 2006, EPBA 2007, Janz et al. 2008, Bipro 2010, BAM 2007, Hahn et al. 2004, Jungnickel et al. 2007, LGA 2007, Floyd et al. 2002, Martin et al. 2004, UNU 2007, AEA 2006, Rotter et al. 2006 and Morf et al. 2004). Hazardous substances considered were several (heavy) metals, brominated flame retardants, phthalates, polychlorinated biphenyls (PCBs), polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs), "benzene, toluene, ethylbenzene, xylene" (BTEX), liquid crystals, toner dust as well as electrolytes from accumulators. Hazardous substance inventories of sWEEE mixtures were established by multiplying the hazardous substance contents of individual components by the mass of the respective components or sub-types of components in the sWEEE mixture.

In the course of a survey carried out from 2007 – 2008 at WEEE treatment plants in Austria (Umweltbundesamt 2009), records on quantities of sWEEE treated and components removed were obtained from twenty sWEEE treatment plants. Yearly records of appropriate mass balances were available for 9 treatment plants. The records obtained accounted for the processing of approx. 80% of total treatment mass for Austrian sWEEE (15,830 Mg in 2007 (EAK 2008)). Seven of the plants investigated applied manual dismantling for de-pollution of sWEEE, whilst the remaining two used mechanical aggregates to break up the appliances before sorting of components containing hazardous materials and valuable scrap fractions along conveyor belts. Three of the investigated treatment plants were run as socio-economic enterprises.

For the assessment of de-pollution calculated estimated values for the mass of individual components were compared with quantities actually removed by the respective treatment plants (rate of removal).

For estimation of the yearly mass of sWEEE ending up in municipal solid waste (MSW), results from sorting analyses carried out for several Austrian regions (~ 1%) and, on MSW-arising (1,411,000 Mg in 2007) were used (Umweltbundesamt 2008, Umweltbundesamt 2010). Since there is no robust data on the composition by types of appliances of sWEEE in MSW for Austria, the hazardous substance inventory calculated for sWEEE separately collected was used for the estimation of hazardous substance quantities in sWEEE being part of MSW as well.

3 RESULTS

For the average Austrian mixture of separately collected sWEEE, 3.3 kg/Mg of capacitors, 2.5 kg/Mg of batteries & accumulators, 1.1 kg/Mg of toner&ink cartridges, 1.7 kg/Mg of LCDs and 52 kg/Mg of printed circuit boards, respectively, were estimated. The resulting contents of

hazardous substances in mixed sWEEE are illustrated in Tab. 1. It should be pointed out that the actual overall content of hazardous substances in sWEEE is higher than the figures reported due to additional loads contained in materials or components not accounted for here (e.g. plastics, cables).

Tab. 1: Content of hazardous substances (from the components considered) in an average mixture of separately collected sWEEE (in mg/kg)

Group of hazardous substances	Hazardous substance	Capacitors	Batteries & Accumulators	Toner & ink cartridges	LCD-Panels	Printed Circuit Boards	sWEEE
Flame retardants	TBBPA					26.9	1.46
	HBCD					10.0	0.54
	PentaBDE					27.9	1.51
	TetraBDE					26.6	1.44
	TriBDE					0.40	0.02
	OctaBDE					10.0	0.54
	DecaBDE					27.0	1.30
	4-Bromophenyl ether					0.20	0.01
Phthalates	bis(2-Ethylhexyl)phthalate					448	24.3
	Di-n-butylphthalate					1.2	0.06
Organic, others	BTEX			1.86			0.002
	PAHs			4.46			0.005
	PCBs	1,170					3.82
Electrolytes	Lithium hexafluorophosphate		12,700				31.5
	Poly(vinylidene fluoride)		3,360				8.3
Metals	As				3,970	19.5	7.97
	Be					3.09	0.17
	Bi					7.02	0.38
	Cd		85,500	0.018		19.6	213
	Co		52,100	2.68			129
	Cr		1,140	34.2		605	35.7
	Hg		1,390	0.297	7.7	0.938	3.50
	Li		6,230				15.4
	Mn		31,200	65.8			77.4
	Ni		156,000	5.13		7,630	800
	Pb		38.5	1.54		32,700	1,780
	Sb				776	42.1	
	Sn			11.1	5,750	312	
Toner dust	toner dust			85,500			96.0
Liquid crystals	liquid crystals				800		1.39

TBBPA ... tetrabromobisphenol-A
HBCD ... hexabromocyclododecane
BDE ... brominated diphenyl ethers
BTEX ... benzene, toluene, ethylbenzene, xylene
PAHs ... polycyclic aromatic hydrocarbons
PCBs ... polychlorinated biphenyls
Cr ... chromium considered as Total chromium

Tab. 2 illustrates minimum and maximum removal rates achieved by treatment plants processing > 1,000 Mg sWEEE per year. Furthermore, the total rate of removal (weighted average) achieved by all the investigated plants is presented. In general the rate of removal varies strongly between individual facilities. LCD-panels, however, were removed to a rather low degree by all of the plants. With the exception of batteries the removal rates achieved in total by the 9 treatment plants accounted for approx. half of the estimated amounts at the maximum.

Tab. 2: Removal rates for components containing hazardous substances from sWEEE; minimum and maximum rates achieved by plants with a treatment quantity > 1,000 tons/year, total rate of removal by all plants investigated (in % of expected value)

Component containing hazardous substances	Rate of removal (% of expected value)		
	Minimum	Maximum	Total rate of removal (weighted average)
Capacitors	16	86	46
Printed circuit boards	2.7	84	27
Batteries	11	> 100*	72
Toner & ink cartridges	20	> 100*	52
LCD panels	5.6	23	21
Capacitors	16	86	46

* Haziness of results due to unknown variations of the input material or of the composition of the removed fractions (in particular the occurrence of Pb-accumulators) of a particular plant

A comparison was drawn for selected hazardous substances of major relevance between the content present in sWEEE separately collected, those quantities removed during treatment and the content in sWEEE ending up as MSW (Fig. 1). In particular for Pb, liquid crystal substances and PCBs, substantial proportions (74 – 54%) of the contents estimated in sWEEE separately collected were not removed during treatment. Lower proportions of Cd (29%) and Hg (28%) remaining in the sWEEE mixture may be explained by the comparably high removal rates achieved in practice for batteries. It is remarkable, that for all of the substances considered here, the highest load is found in sWEEE being not collected and thus entering the MSW stream.

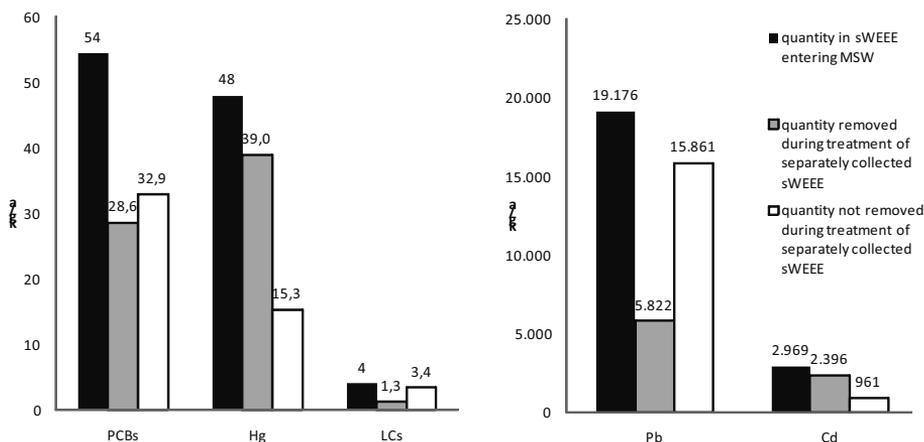


Fig. 1: Estimated quantities for the individual routes of selected hazardous substances from sWEEE in Austria

Removal of capacitors and batteries is highly relevant in terms of environmental loads as well as for working place exposure, since liquids (PCBs and electrolytes) and heavy metals (e.g. Cd, Hg) will disperse. The removal of batteries is furthermore relevant for the recycling of valuable metals (Co, Li). With regard to Cd and Hg the effects of limitation of heavy metal contents in portable batteries (0.0005% Hg by weight, 0.002% Cd by weight) set by the European Batteries Directive 2006/66/EC should be considered. Assuming that the batteries present in sWEEE fully comply with these provisions the Cd-content in sWEEE mixture would be reduced by approx. 50%, and Hg-content by approx. 90%. Removal is of less environmental relevance for toner cartridges, although particulate matter (toner dust) imposes a health risk at working places. The removal of toner cartridges is of relevance in plastic recycling since dispersed toner dust reduces the options for identification, separation and recycling. Although the contribution to the overall Hg-content in sWEEE by LCDs is presently rather low compared to batteries, Hg from fragile

backlights is easily released and the quantities of LCDs introduced onto the market are expected to rise considerably. The content of Indium in liquid crystal panels could be of particular relevance in recycling in the future, in view of limited resources (Angerer et al. 2009). In particular for printed circuit boards, assessment of the relevance of removal is more complex. Potential environmental impacts as well as recovery rates for valuable elements (Cu, Al and precious metals) depend on the entire treatment chain. Printed circuit boards removed in the first treatment step will be subjected to additional processing steps, including mechanical treatment (optional) and metallurgic processes. Potential emissions depend on the efficiency and appropriateness of the processes applied. A decline can be expected in the high Pb load of printed circuit boards in the future, when appliances complying with the heavy metal restrictions set by the RoHS-Directive 2005/95/EC reach the end of their life. However, there are further pollutants which have not been restricted yet, e.g. Be and As.

4 CONCLUSIONS

The results obtained reflect the state of de-pollution of sWEEE in Austria. Only a part of components containing hazardous substances is removed during treatment of separately collected sWEEE in Austrian treatment facilities with a high variation between the analysed plants. This leads to substantial quantities of hazardous substances entering subsequent mechanical treatment processes, which is particularly relevant in terms of dispersion of pollutants (contamination of output fractions, emissions). Easily releasable pollutants, such as Hg from LCD-backlights, Cd from batteries or highly contaminated dust in general, furthermore pose substantial health risk for plant workers. Low removal rates of printed circuit boards, batteries or toner cartridges also reduce quantities of recyclable valuable materials (precious metals, plastics).

Furthermore, the results show that the quantities of hazardous substances being introduced into MSW by sWEEE, which are subsequently forwarded to incineration or mechanical biological treatment processes, are even higher than those being not removed during treatment of separately collected sWEEE.

Since removal (and proper thermal treatment or disposal) of hazardous components is the only available option aimed at minimizing negative environmental impacts due to dispersion of pollutants during subsequent mechanical treatment the results indicate the need for increasing collection rates of sWEEE on the one hand and for measures to ensure the achieving of sufficient levels of de-pollution during sWEEE treatment on the other.

5 ACKNOWLEDGEMENT

The present research was supported by the Austrian Federal Ministry of Agriculture, Forestry, Environment and Water Management

REFERENCES

- AEA technology for DEFRA (2006) *WEEE and Hazardous Waste, Part 2*, London.
- Angerer, G., Erdmann, L., Marscheider-Weidemann, F., Scharp, M., Lüllmann, A., Handke, V. & Marwede, M. (2009) *Rohstoffe für Zukunftstechnologien*, Fraunhofer IRB Verlag, Stuttgart.
- BAM, Bundesamt für Materialprüfung (2007) *Überprüfung der Schwermetallgehalte von Batterien – Analyse von repräsentativen Proben handelsüblicher Batterien und in Geräten verkaufter Batterien – Erstellung eines Probenahmeplans, Probenbeschaffung und Analytik (Hg, Pb, Cd)*.
- Bipro, Umweltbundesamt & Enviroplan (2010) *Exemption for the use of cadmium in portable batteries and accumulators intended for the use in cordless power tools in the context of the Batteries Directive 2006/66/EC*, Final Report.
- Bräutigam, A., (1999) *Aufkommen, Umweltrelevanz, Sammlung und Sortierung zur Verwertung von Altbatterien*, *Müllhandbuch* 8528.1.
- EAK, Elektroaltgerätekoordinierungsstelle Austria (2008) *Tätigkeitsbericht 2008 Annual report 2008*.
- EPBA, European Portable Battery Association (2007) *Product Information, primary and rechargeable batteries*, http://www.epbaeurope.net/EPBA_product%20information_may2007_FINAL.pdf.

- ERM, Environmental Resources Management for DEFRA (2006) *Battery Waste Management Life Cycle Assessment*. London.
- Floyd, P., Zarogiannis, P., Crane, M., Tarkowski, S. & Bencko, V. (2002) *Risks to Health and the Environment Related to the Use of Mercury Products*. Final Report prepared for the European Commission, DG Enterprise.
- Hahn, J., Blome, H., Hennig, M., Hohensee, H., Jungnickel, F., Kleine, H., Möller, A. & Nies, E. (2004) Kriterienkatalog zur Prüfung von Tonerstäuben, *Gefahrstoffe* 64 Nr. 1/2, 21 – 27.
- Janz, A., Rotter, V. & Bilitewski, B. (2008) Beiträge elektronischer Bauteile und Gerätebatterien zur Schwermetallfracht im Restabfall, *Müll und Abfall* 3.08, 141 – 147.
- Jungnickel, F., Kubina, A., Maciej, B. & Wildermann, R. (2007) Emissionen aus Laserdruckern. Available at http://lga.de/tuv/de/aktuelles/veroeffentlichungen_emissionen_laserdrucker.shtml.
- LGA QualiTest GmbH (2007) Zertifizierungskriterien zum Zertifikat „LGA-schadstoffgeprüft“. Produktgruppe: Wiederaufbereitete Tonermodule.
- Martin, R., Simon-Hettich, B. & Becker, W. (2004). Safe Recovery of Liquid Crystal Displays (LCDs) in compliance with WEEE. Proceedings of the Conference Electronics goes green 2004, 147 – 150.
- Morf, L. & Taverna, R. für BUWAL (2004) *Metallische und nichtmetallische Stoffe im Elektroschrott, Stoffflussanalyse*.
- Rotter, V., Janz, A. & Bilitewski, B. (2006) Charakterisierung elektrischer und elektronischer Altgeräte (EAG), Teil 2: Gerätekenzahlen zur Ableitung von Erfassungs- und Verwertungsstrategien, *Müll und Abfall* 8/06, 424 – 433.
- SENS, SWICO & SLRS (2008) PCB in Kleinkondensatoren aus Elektro- und Elektronikaltgeräten. Schlussbericht.
- Umweltbundesamt (2008) *Die Bestandsaufnahme der Abfallwirtschaft in Österreich*, Statusbericht 2007.
- Umweltbundesamt (2009) *Elektroaltgerätebehandlung in Österreich, Zustandsbericht 2008*, Reports Band 0199, Wien.
- Umweltbundesamt (2010) *Die Bestandsaufnahme der Abfallwirtschaft in Österreich*, Statusbericht 2009.
- UNU, United Nations University, AEA Technology, Gaiker, Regional Environmental Centre for Central and Eastern Europe & Delft University of Technology (2007) *2008 Review of Directive 2002/96 on Waste Electrical and Electronic Equipment (WEEE)*, Final Report.

Recycling of CRT-Glass – Results of a Market Study and Future Scenarios

A. Michels & S. Gäth

ECOWIN GmbH, Wettenberg, Deutschland

S. Grieger

ENE – Ecologynet Europe GmbH, Wiesbaden, Deutschland

ABSTRACT: Presented are the results of the Case and Market Study CRT (cathode ray tube)-glass Recycling of Ecowin GmbH. Aim of the project was to investigate current sources and arisings of waste CRT-glass (tubes of waste TV and PC monitors = EOL end-of-life electronic products) in Germany and EU as well as to explore the current situation of collection, treatment and applications of CRT-glass. On the basis of the current situation, it was the aim to estimate future development of CRT-glass recycling. Therefore estimations for the German sales market as well as the recycling market were carried out. Furthermore, future applications for CRT-glass were assessed. Databases were personal communications (based on questionnaires, personal visits and telephone interviews), literature research and personal research.

On the basis of the findings, future steps need for research and market trends are derived and discussed. The overall focus of the study is the German market, an outlook on developments in EU is given, though.

1 INTRODUCTION

Electrical and electronic equipment represents with 9 million/tons/year the fastest growing waste stream in Europe. Since 2003 the WEEE-Directive (2002/96/EC) promotes reuse, recycling and other forms of recovery with collection targets and targets for re-use and recycling. The directive implies a producer responsibility for financing the waste management.

Today most of the EOL-CRT-glass is recycled closed-loop. After the required treatment the cullet is sent to CRT-producers mainly in Middle-Asia. But the European market for CRT-appliances nearly seems closed. Worldwide, CRT-producers gave up the production within last years. Even if until today developing countries represent a market for CRT-appliances an appreciable decrease in the production is feared.

ENE – Ecology Network Europe GmbH, a producer based management system for WEEE (Waste Electrical and Elektronik Equipment)-recycling, with partners in Germany and worldwide, assigned Ecowin GmbH with the study on CRT-recycling and its future development. ENE tries to assess future tasks and possible constraints for CRT-recycling affecting ecology and costs of WEEE disposal. Observing technical changes on the consumer market with a worldwide fast decrease of CRT-devices, ENE poses the question, how long significant arisings of waste CRT will keep recycling active and which future applications may take up CRT-glasses once recycling masses outbalance demand for the production of new CRT.

2 CRT-SALES MARKET GERMANY AND WORLDWIDE – STATUS AND FORECASTS

2.1 *Data and methods*

Data on German and European market of Information and Communications Technology (ICT) are published annually by bitkom/EITO (European Information Technology Observatory). For estimating future arisings of waste CRT, especially historic sales data were important. Data are available since 1993. They were obtained for years 2000 – 2008 with forecasts for years 2009 and 2010. There are no data available on sales of CRT-PC-monitors, sales figures of PCs distinguishing Servers, Workstations, Portables and Desktop PCs are given, though.

Additionally to German and EU data, market information and historic sales data (1980 – 2007) on CRT-TV and CRT-monitors were available in an U.S.-EPA (Office of solid waste, U.S. Environmental Protection Agency) report from July 2008. These information were used to fill data gaps where no German or EU data were available.

2.2 Results

The German market for CRT-appliances is almost closed according to recent market data by bitkom/EITO 2009. German market data for consumer electronics confirm that in 2008 approx. 639,000 CRT-TVs were sold at a market value of total 112 million Euro, whereas flatscreen-technologies (LCD, Plasma, TFT) sold more than 6.6 million sets at a total market value of 5.4 billion Euro. It is estimated, that the sales of CRT-TV sets decrease rapidly until 2010 to 132,000 units at a total market value of only 18 million Euro.

For PC-monitors, the German market is more difficult to survey, as there are no data available concerning only monitors. With different assumptions as explained above data forecasting the German market were obtained. The conclusion of the forecast shows, that the German market for CRT-monitors closes in 2009. Current market observation shows that at present no CRT-monitors are offered in Germany. On the base of German market data and USA market data a forecast for total CRT-sales in Germany was conducted.

The total German market for TV sets used to be about 6 million units in recent years. With the change to flatscreen technology and influenced by cheap offers during football world and European championships (2006, 2008), the total market volume could be increased to over seven million units. Especially bigger market players and chains supported that rapid change.

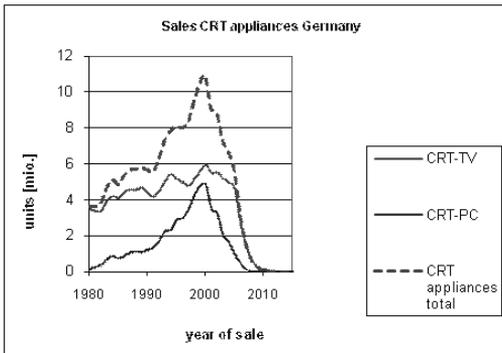


Fig. 1: Historic and current sales data for CRT-appliances as obtained by back- and forecast estimations

Fig. 1 shows that the German market is estimated to close for CRT-appliances in year 2012. Before that, CRT-PC-monitors will be off market in year 2009.

The development outlined for the German market may be carefully transferred to the European market and may give an indication for the western world market of the developed countries. It matches the development of CRT-production in Europe and the Western World, as all known production plants in Europe were closed down in recent years. CRT-production currently concentrates in the east and Southeast Asian region (China, India, Korea, ASEAN (Association of Southeast Asian Nations)). No CRT-producer is currently known somewhere else.

On the world market, developing countries (esp. African countries and Countries of the near and middle East) show a significantly increasing demand of consumer electronics. Developing and Third World countries therefore are recognised as large future markets for TV and PC-appliances. Because CRT-appliances are currently usually sold cheaper than flatscreens, production of new CRT-appliances focuses on these future markets. Nevertheless, demand of these countries can not counterbalance the worldwide decreasing demand of CRT-appliances. In conclusion, total demand and total market share of CRT-appliances is decreasing rapidly, resulting in a parallel decrease of worldwide CRT-production as shown by recent figures reported by ENE (Tab. 1).

Tab. 1: Current and forecasted production of CRT for TV appliances worldwide (million units) from personal communication by ENE

Year	2008	2009	2010
Country			
China	55	27	no country-based forecast available
ASEAN	25	20	
India	10	13	
Korea	5	5	
others	5	0	
total	105	65	45 – 50

The production of new CRT dropped from 2008 – 2009 by 38% and is estimated by producers to drop again this year by at least 20%. The only growing production capacities are reported from India, an at least stable production from Korea. The most significant decrease is reported from China, where production is assumed to decrease till 2010 to about one third of the current capacity.

Detailed information on the European market situation with historic and forecasted sales data on several electronic appliances are published in EITO yearbooks and in an extensive review of the WEEE directive of Huisman et al. (2007).

The results endorse the need for recycling paths for CRT-glass other than closed-loop recycling. If closed-loop recycling nowadays takes more than 75% of EOL-CRT-glass, future recycling will have to concentrate on new appliances.

3 ARISINGS OF WASTE CRT IN GERMANY

In total, about 115,000 Mg EOL-CRT-glass are processed per year in Germany according to individual data of the recycling companies on their current material inputs (Fig. 2). These arisings do not take into consideration CRT-equipment that is re-used or exported and no CRT-glass that is disposed of together with other urban waste. Theoretically, the total CRT-glass arisings could be separated into at least 69,000 Mg lead free panel glass and about 46,000 Mg funnel and other leaded glass. In reality, the mass stream for panel glass is somehow smaller, because a portion of panel glass usually can not be separated and adds to funnel glass or glass qualities are not separated and mixed CRT-glass is disposed.

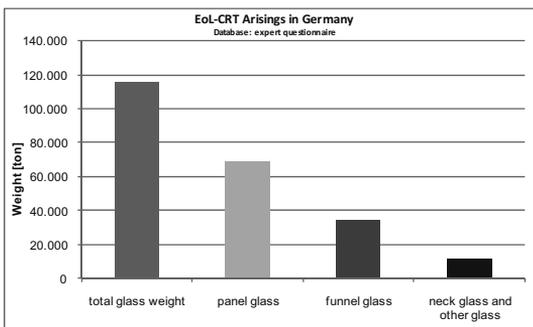


Fig. 2: Recent CRT-glass arisings in Germany (source: expert interviews)

4 ESTIMATION OF FUTURE ARISINGS OF WASTE CRT IN GERMANY

Two methods were used for estimations. Based on recent and historic sales data (source: bitkom/EITO reports, U.S. EPA, literature), arisings of EOL-CRT-appliances were forecasted with consideration of a static average lifetime of CRT-appliances. Three scenarios were drawn (short-term, mid-term, long-term), considering different average lifetimes reported from litera-

ture, expert observations and “pilot tests” by ENE. The latter are control samples conducted by ENE with collection of data on weight, age, brand, etc. of EOL-CRT at recycling partners. The mid-term scenario considers information from expert interviews, statements of involved persons and data from ENE pilot tests and may be the most accurate scenario.

Tab. 2: Lifetime assumptions for static forecast scenarios

Scenario	short-term	mid-term	long-term
CRT-TV	12 a	15 a	20 a
CRT-PC	5 a	9 a	12 a

The average lifetimes were applied on the sales data, so that EOL-arising comply with sales data 12, 15 or 20 years before. Estimation was carried forward to year 2040. Under the above assumptions, the peak of CRT-TV-applications reaching end of life and coming to recycling will be reached between year 2012 (short-term) and 2018 (long-term) with the mid-term scenario indicating the peak in year 2015 (Fig. 3).

The peak of six million units is equivalent to a CRT-glass weight of approx. 95,000 tons. Today about 4.7 million units and approx. 75 – 80,000 tons of CRT-glass are estimated. After the peak, arisings will drop rapidly. Between years 2020 – 2028 the total arisings of EOL-CRT-TV appliances will drop under one million. Units/year and last TV appliances will occur for recycling between 2027 – 2033.

For PC-monitors the same forecast was done under the above mentioned scenarios considering a far lower average lifetime as observed in the market and sales data as well as in interviews and data from ENE pilot tests. Regarding the recycling forecast the peak of arisings is estimated between 2005 – 2012. The peak of almost five million units is equivalent to approx. 40,000 tons of CRT-glass. Between 2011 – 2017 EOL-monitors will drop under one million units/year and last devices will come to recycling between 2021 – 2029.

In total scenarios indicate total peaks for the arising of EOL-CRT-appliances between 2005 – 2012. As observed by recyclers and in literature, the mid-term scenario might be the closest to reality indicating a peak of EOL-arisings in the current year 2009. Monitors and TV add up to approx. ten million units to be treated at peak, which is equal to approx. 130,000 tons of CRT-glass. This result complies with the current assumptions and estimations of recyclers and recent literature data quoting 120,000 tons of CRT-glass for recycling. Estimations clearly show that CRT-recycling will become obsolete somewhere between 2025 – 2033 with sharply dropping arisings in the five years before.

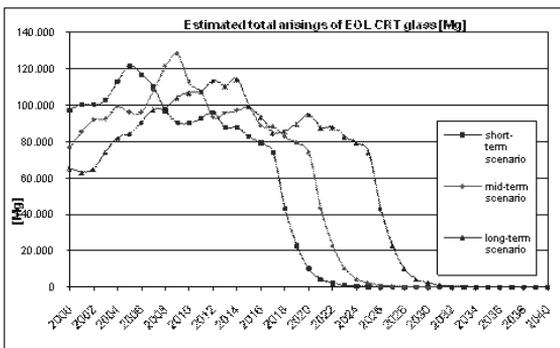


Fig. 3: Static estimation of future arisings of total CRT-EOL-appliances based on average lifetime

The second method used for estimation of EOL-arisings of CRT-appliances is equally based on sales data. Not an average lifetime was used to forecast EOL, though, but an age distribution of appliances coming to recycling in one year. This method respects, that in one year devices of different age ranging from one year to 30 years (PC-monitors) resp. 34 years (TV) with an average lifetime of nine years (PC-monitors) resp. 15 years (TV) come to recycling.

Applying the age distribution on historic and current sales data, a dynamic forecast of current and future arisings of EOL-appliances is obtained, which respects consumer behaviour and realistic lifetime scenarios of devices. Results estimate peaks for TV-recycling (4.8 million units) in year 2010 and for monitor-recycling (3.3 million units) in 2008 (Fig. 4).

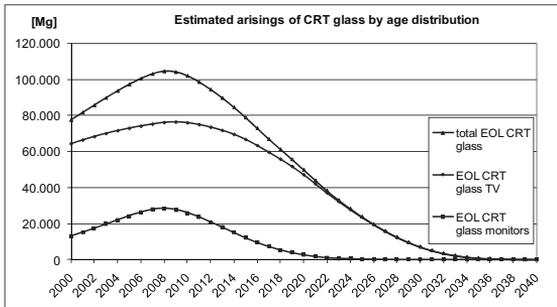


Fig. 4: Arisings of CRT-appliances as estimated on base of average age distributions

The overall peak for EOL-CRT-appliances is estimated for 2009 resulting from the peak of PC-monitors occurring in 2008. It estimates a sum of approx. 8.1 million units, equalling approx. 105,000 tons of CRT-glass.

Arisings of waste TV are forecasted to drop slower than in the above scenarios due to the diverse age distribution in comparison to the abrupt decrease that is estimated on behalf of the average age. Nevertheless, estimation shows, that arisings of waste CRT-TV drop under one million units per year in 2027 and the last TV set will occur for recycling in year 2046.

For PC-monitors the estimation also shows a considerably slower decrease of arisings than the estimation based on average lifetimes. Although based on sales data, it should be expected that CRT PC-monitors are substituted faster year by year than estimated by the age distribution. This reflects consumer behaviour, where observation quote a higher substitution for monitors than for TV, which are often used as second or spare devices. Same is true for monitors in business use, which are usually replaced by flatscreens and directly come to recycling. In conclusion, the estimated future arisings of waste PC-monitors is expected to decrease significantly faster and recycling ends significantly earlier. This will also lead to higher peaks in coming years, as total amounts of PC-monitors coming to recycling concentrate within a shorter period.

In comparison to the static average lifetime forecast (method 1) the obtained estimation of the age distribution forecast (method 2) seems to be more adequate especially for EOL-TV appliances. As useful life expectancy and real lifetime are usually long and TV are not subject to an urgent technical change, it can be expected, that devices are used for a long time in spite of rapidly decreasing sales data. Further, it can be assumed that TV are kept even after replacing the main set in a household as second or spare sets.

5 CURRENT AND FUTURE APPLICATIONS OF WASTE CRT-GLASS

The following tab. 3 summarizes the current and future options for waste CRT-glass recycling.

Tab. 3: Current and future options for CRT-recycling

recycling option	requirements	estimated capacity per year in Germany	assessment and remarks
closed-loop recycling	funnel glass	135,000 tons	decreasing (2010: 95,000 tons)
	panel glass	100,000 tons	decreasing (2010: 70,000 tons)
mine filling	funnel/mixed glass	> 1 million tons/ 10,000 – 15,000 tons	high fees; more disposal than recovery
secondary Cu smelters	funnel glass	1,400 – 2,000 tons	European capacities: 30,000 – 100,000 tons/year; high fees

secondary Pb smelters	funnel/mixed glass	1,000 tons	
building material industry	good quality panel glass/lead free	theoretically large capacities	high fees assumed, strong competition with other wastes and materials
cement/concrete industry	funnel glass/panel glass	large capacities	heavy concrete production; no experiences; testing required; low fees assumed
radiation shielding/vitrification	funnel glass	< 1,000 tons	niche market
foam glass	high-quality lead free panel glass only	8,000 – 15,000 tons	increasing market; no experiences; testing required; fees assumed
ceramic industry		no possibilities	technical and environmental barriers
mineral & glass fibre production	high-quality panel glass	20,000 – 40,000 tons	no experiences; testing required; fees assumed
container glass production	high-quality panel glass	large capacities	producers reluctant; strong competition; German market decreasing; fees assumed
flat glass industry		no possibilities	quality standards too high; technical barriers
glass bricks	high-quality panel glass	3,000 – 10,000 tons	no experiences; testing required; fees assumed
other options	panel glass	very low capacities	

Several possible alternatives for application of different CRT-glasses were identified. Most of them concentrate on lead free panel glass. More than 85% of the current arisings are used in closed-loop recycling. All other alternatives are of minor importance. Mine filling and the use of CRT-glass in smelters (Pb-smelters, secondary copper smelters) are currently the only applications with significant input masses of CRT-glass. Other alternatives are tested to be possible, some of them are currently in a R&D-status but they do not have significant input masses of CRT-glass.

The lead content is one major factor limiting application of CRT-glass in other technologies. The most discussed constraints are legal restrictions and the problem of transmission of hazardous substances (Pb) into other material cycles (e.g. into building materials). Therefore, if CRT-glass is used in other technologies, usually it is applied in small quantities and carefully without deterioration of the production or the quality of the focussed product. In most cases, CRT-glass comes into competition with other (recycling) materials (glass, building materials, etc.), that means it will only be used if it is offered cheaper – including additional effort for quality assurance (e.g. lead content, etc.).

For several applications, it is required to separate leaded funnel glass from unleaded panel glass as most alternatives are only viable for unleaded glass. Mixed CRT-glass and leaded funnel glass can only be used in very few applications such as smelters, mine filling and radiation protection materials. The lowest effort of conditioning is required for mine filling, where mixed CRT-glass is used as input for the production of a mine filling material. Nevertheless, the capacities are limited and this recycling path is subject to ecological discussion.

In conclusion, closed-loop recycling currently is the utmost major recycling path. Several alternative options and applications have been developed recently but CRT-glass usually comes into strong competition on established markets. In addition, most alternatives require lead free panel glass and currently open very limited capacities for CRT-glass, because of contamination risk. As most alternative applications take their resources from well established (secondary) markets, CRT-glass may only be offered off benefits or even with significant fees.

REFERENCES

- EITO – European Information Technology Observatory (2005 – 2010) *Updates, Market data, Year books*, Berlin.
- Huisman, J., Magalini, F., Kuehr, R., Maurer, C., Ogilvie, S., Poll, J., Delgado, C., Artim, E., Szelczak, J. & Stevels, A. (2007) *Review of Directive 2002/96 on Waste Electrical and Electronic Equipment (WEEE)*, Final Report, Delft University, The Netherlands.
- LAGA (2009) Mitteilung der Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Abfall (LAGA) 31. *Anforderungen zur Entsorgung von Elektro- und Elektronik-Altgeräten, Altgeräte-Merkblatt*. Berlin, Germany.
- U.S. EPA (2008) *Electronics Waste Management in the United States, Approach 1, Final Report*, EPA530-R08-009, Office of solid waste, Washington D.C., USA.

Ressourceneffizienz im Recycling am Beispiel Rückgewinnung seltener Metalle

V.S. Rotter

Technische Universität Berlin, Berlin, Deutschland

KURZFASSUNG: Metalle nehmen eine herausragende Stellung für die Produktion von modernen Informations- und Kommunikationstechnologien sowie Mobilitäts- und Infrastrukturtechnologien ein. Die disperse Verteilung in Produkten und die Verwendung recycling-unfreundlicher Metallkombinationen erschweren effiziente Kreislaufführung und führen zu heute niedrigen globalen Recyclingquoten. „Ressourceneffizienz“ im Recycling muss sich künftig nicht nur an massenbezogenen Quoten orientieren, sondern auch ökonomische und ökologische Kriterien in Kauf nehmen.

1 EINLEITUNG

Abfallwirtschaft war schon immer ein Bereich, in dem Technik und Forschung im Einfluss von Politik und politischen Rahmenbedingungen stehen. Diese wirken wiederum auf die private ebenso wie die kommunale Abfallwirtschaft. Wenn heute aber der Wandel der Abfallwirtschaft proklamiert wird, müssen neben der Entsorgungswirtschaft, der Umweltpolitik und den Bürgern neue Akteure mit einbezogen werden. Die Industrie braucht eine sichere Versorgung mit Rohstoffen definierter Qualitäten, um zu produzieren: national, europaweit und international. Insbesondere die Herstellung technisch anspruchsvoller Produkte erfordert zunehmend knappe oder wie im November 2008 von EU Kommissar Verheugen bezeichnete „kritische“ Rohstoffe. Für diese Rohstoffe muss, im Dialog mit allen Beteiligten, der in die Zukunft gerichtete Bedarf und die Verfügbarkeit primärer und sekundärer Rohstoffe möglichst genau definiert werden. Auch sehen wir, dass Rohstoffmärkte sowohl für primäre und sekundäre Rohstoffe stark fluktuierend sind. Den derzeitigen Tiefpunkt der Preise bedenkend ist in der langfristigen Betrachtung ein Trend hin zu steigenden Preisen erkennbar. Hier besteht der Bedarf diese ökonomischen Mechanismen zu beschreiben, zu verstehen und in der nächsten Stufe Stoffströme gezielt steuern zu können. Auf der anderen Seite nutzen wir zunehmend neue Rohstoffe und Werkstoffe für Zukunftstechnologien, für die aktuell keine geschlossenen Kreislaufsysteme verfügbar sind oder nicht funktionieren. Dies liegt zum einen daran, dass bislang kein oder wenig Rücklauf dieser Produkte in den Abfallströmen zu verzeichnen ist. Aber auch für Spurenelemente, welche wir schon heute im Abfall finden, beobachten wir offene Kreisläufe mit geringen Recyclingquoten, weil ökonomische Anreize versagen und ein regulatorischer Rahmen fehlt.

2 FALLBEISPIEL: METALLVERLUSTE DURCH ERSTHANDLUNG VON ELEKTRO- UND ELEKTRONIKALTGERÄTEN

Wichtiger Bestandteil vieler elektronischer Geräte, insbesondere von IT- und Telekommunikationsgeräten sind Edelmetalle wie Gold, Silber und Palladium und Spezial- und Halbmetalle wie Indium, Selen, Tellur, Tantal, Bismut und Antimon (Behrend et al. 2007, Hagelücken 2006). Einer der Hauptträger von den Edelmetallen sind Leiterplatten. Die Edelmetallkonzentration in Leiterplatten ist gewöhnlich deutlich höher als die Gehalte natürlicher Erze. Im Allgemeinen haben abbauwürdige Erze heute Konzentrationen von weniger als 10 g/Tonne Gold und Palladium (Hagelücken et al. 2005). Verglichen hierzu liegen die Gehalte in Computerleiterplatten bei

250 g/Tonne Gold und 110 g/Tonne Palladium, was die Relevanz der Rückgewinnung von Edelmetallen aus Elektro- und Elektronikgeräten verdeutlicht.

2.1 Experimentelle Stoffflussanalyse einer Erstbehandlungsanlage

Eine experimentelle Stoffflussanalyse wurde im April 2008 in einer modernen Aufbereitungsanlage für Elektro- und Elektronikaltgeräte (EAG) durchgeführt (Chancerel et al. 2009). Im Untersuchungszeitraum wurden 27 Tonnen von Altgeräten in der Anlage behandelt, die von kommunalen Sammelstellen zur Sammelgruppe 3 nach ElektroG („Gesetz über das Inverkehrbringen, die Rücknahme und die umweltverträgliche Entsorgung von Elektro- und Elektronikgeräten“ vom 16.03.2005) zugeordnet waren. Der Input beinhaltete Altgeräte der Informations- und Telekommunikationstechnik und Unterhaltungselektronik wie zum Beispiel Computer, Drucker, DVD-Player, Telefone oder Radios. Fehlwürfe wie Altgeräte anderer Kategorien und nicht elektronische Abfälle befanden sich auch im Input. Fernseh- und Computermonitore wurden vorher aussortiert. Im Rahmen der vorliegenden Forschungsarbeit wurden die Basismetalle Kupfer, Eisen und Aluminium und die Edelmetalle Gold, Silber und Palladium bilanziert, um ihre Flüsse durch die Aufbereitungsprozesse und ihren Verbleib in den Output-Fractionen zu beschreiben. In dieser Anlage werden zuerst bestimmte Schad- und Wertmaterialien wie Batterien und Leiterplatten manuell separiert. Nach einer Vorzerkleinerung kommt eine zweite manuelle Sortierstufe. Der Anteil an Restmaterialien wird anschließend geschreddert und durch ein automatisiertes Verfahren sortiert. Für alle 44 Outputfraktionen wurden die Massenanteile und ihre Konzentrationen an Basis-, Schwer- und Edelmetallen bestimmt. Die Metallfracht in einer Outputfraktion wird berechnet, indem die Masse der Output-Fraktion mit der Metallkonzentration in der Fraktion multipliziert wird. Eine ökologische und ökonomische Gewichtung der Edelmetallausbeuten kann durch die Berechnung gewichteter Rückgewinnungsraten bezogen auf den Netto-Wertinhalt (Gross Intrinsic Value – GIV) und Total Material Requirement (TMR) vorgenommen werden (Chancerel et al. 2010).

Gewichtete Rückgewinnungsraten:

$$R_{GIV} = \sum_{i=1}^n R_{mass,i} * GIV_i \tag{1}$$

$$R_{TMR} = \sum_{i=1}^n R_{mass,i} * TMR_i \tag{2}$$

Die Massenbilanz zeigt, dass 27 Gew.-% des Inputmaterials vor jeglicher Zerkleinerung manuell aussortiert wird und weitere 4 Gew.-% werden nach der Grobzerkleinerung separiert. Der größte Anteil des Inputs (69 Gew.-%) wird geschreddert und durch automatisierte Prozesse sortiert. Die Fraktionen der Eisenmetalle und der Kunststoffe machen jeweils 33 und 26 Gew.-% des Outputs aus. Eine weitere wichtige Fraktion bilden die kupferreichen Verbundmaterialien wie Motoren und Kabel (13%). Insgesamt wird über 90% der Masse des Anlageninputs der Erstbehandlungsanlage einer Verwertungsanlage zugeführt (siehe Abb. 1).

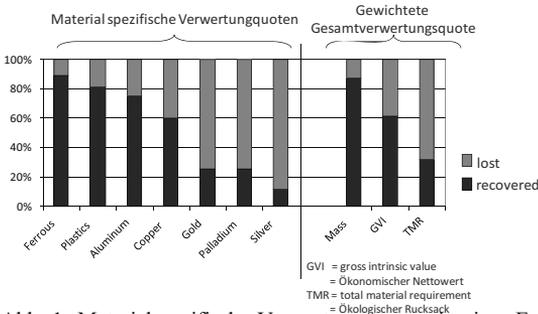


Abb. 1: Materialspezifische Verwertungsquoten in einer Erstbehandlungsanlage sowie gewichtete Verwertungsquoten „massebezogen“, „netto-wertinhaltbezogen“, und gemessen am „Total Material Requirement“

Aus der Goldverteilung kann man erkennen, dass eine Tonne Altgeräte der Sammelgruppe 3 durchschnittlich 22,2 g Gold beinhaltet (Chancerel et al. 2009). Die Abtrennung in der Vorsortierung ist im Vergleich zu Kupfer deutlich geringer, es gelangen letztendlich 82% des Goldes in den Shredder. Nur 25,6% des Golds befindet sich nach der Aufbereitung in Fraktionen, aus denen die Edelmetalle zurückgewonnen werden (kupfer- und edelmetallreiche Fraktionen). 40% des Golds gelangt in die Eisenmetallfraktion, die anschließend in einem Stahlproduktionsprozess geschmolzen wird. In den Rückgewinnungsprozessen für Eisen werden Edelmetalle im Produkt verdünnt und sind somit für eine weitere Rückgewinnung verloren. Obwohl die Goldkonzentration in der Eisenmetallfraktion relativ niedrig ist (27 g/Tonne), ist diese Fraktion der größte Goldfluss im Output der Anlage. Das wird erklärt durch den großen Massenfluss der Eisenmetallfraktion.

Bezogen auf den Netto-Wertinhalt (Gross Intrinsic Value – GIV) wird deutlich, dass die Ausbeute nur 60% aufgrund der geringen Edelmetall-Rückgewinnung beträgt. Verluste treten hauptsächlich durch die Verteilung von Spurenmetallen in Massenfaktionen wie Kunststoffen und der Eisen- und Stahlfraction auf und durch fehlende Techniken der gezielten Edelmetallrückgewinnung im metallurgischen Stahl- und Aluminium Recycling.

Wichtet man die Ergebnisse der Edelmetallausbeuten in dieser Beispielanlage nicht nur ökonomisch, sondern ökologisch, wird eine noch größere Diskrepanz zu der hohen massenbezogenen Recyclingquote von über 90% deutlich. Der hier betrachtete Indikator „Total Material Requirement“ ist nur exemplarisch zu sehen, korreliert aber gut mit anderen Ökobilanzindikatoren wie „Treibhausgaspotential“, „Verbrauch nicht erneuerbarer Ressourcen“, etc.

Tab. 1: Ausbeute und Verluste des Netto-Wertinhalt (Gross Intrinsic Value – GIV) in den Outputfraktionen einer EAG Aufbereitungsanlage (Anteil des Netto-Wertinhalt im Input: 981,6 Euro/Tonne)

	Silber*	Gold*	Eisen/Stahl*	Kupfer*	Ausbeute Euro/Tonne input	Verlust
Edelmetallreiche Fraktionen	8,0	93,0	19,9	43,0	144,0	19,9
Metallverbunde	0,7	4,3	57,0	84,6	146,6 (?)	0 (?)
Aluminium	14,5	6,1	0,1	3,6	0	24,2
Eisenmetalle	26,5	151,9	222,5	13,2	222,5	191,6
Kunststoffe	21,9	108,6	0,7	50,9	0 (?)	182,0
Metallarme Fraktionen	4,3	16,1	12,9	17,5	0	50,8
Summe (input intrinsic value)	75,9	380,0	313,1	212,6	513,0	468,6
zurückgewonnen Anteil GIV	11,5%	25,6%	89,2%	60,0%		

* Annahmen Metallpreise: 242 Euro/kg Silber, 17.084 Euro/kg Gold, 4,9 Euro/kg Kupfer (September 2008) und 0,78 Euro/kg für Stahl (hot rolled steel coil, September 2008)

2.2 Einfluss der Aufbereitungstechnik auf die Rückgewinnung von seltenen Metallen

Wie gezeigt, führt starkes Schreddern zu einer Verteilung von Spurenmetallen in Fraktionen wie Kunststoffe und Eisenschrott, wo sie nicht mehr zurückgewonnen werden können. Neben der oben beschriebenen Untersuchung wurde die Edelmetallausbeute verschiedener Aufbereitungstechniken bei der Erstbehandlung von Personal Computern (PC) untersucht (Meskers et al. 2009). Diese Untersuchung betrachtete eine manuelle Demontageanlage sowie eine mechanische Aufbereitungsanlage mit angepasster Zerkleinerungstechnik (Smasher). Hier wurden in der manuellen Aufbereitung deutlich höhere Ausbeuten in den manuellen Verfahren (90 – 95%) gezeigt, jedoch zeigt auch die angepasste Zerkleinerungstechnik noch erheblich Edelmetallverluste (40 – 60%).

Chancerel et al. (2010) haben auf dieser Basis für verschiedene Gerätegruppen die Gesamtgoldrückgewinnung in der Erstbehandlung von Elektro- und Elektronikaltgeräte hochgerechnet (siehe Tab. 2). Daraus folgt, dass die Goldrückgewinnung für Mobiltelefone, welche zu ca. 40% ohne Erstbehandlung metallurgisch verwertet werden, mit 61% besonders hoch ist, wohingegen die Goldrückgewinnung aus low-grade Geräten mit niedrigen Edelmetallgehalten mit 29% deutlich geringer ist, weil diese zu ca. 50% ohne Leiterplattenentnahme geschreddert werden (Tab. 2).

Tab. 2: Gesamt-Rückgewinnungsrate für Gold in der Erstbehandlung in 2007 in Deutschland (EB = Erstbehandlung; Mech. 1 = Mechanisch ohne manuelle Leiterplattenentnahme, Mech. 2 = Mechanisch mit manuelle Leiterplattenentnahme) (Chancerel et al. 2010)

Erstbehandlungstechnologie	Spezifische Goldrückgewinnung der Erstbehandlungstechnologien			Gesamt Goldrückgewinnung in der Erstbehandlung in Deutschland ²
	Manuell	Mech. 1	Mech. 2	
Mobiltelefone	90%		24%	61% ± 6%
Personal computer	90%		50%	60% ± 6%
CRT Monitore	60% ¹		60% ¹	60% ± 6%
Größere high-grade Geräte	90%		24%	40% ± 4%
Kleinere high-grade Geräte	90%		24%	40% ± 4%
Low-grade Geräte	50%	15%	24%	29% ± 3%

¹ inkl. mechanischer Behandlung der separierten Leiterplatten

² Die Unsicherheit ist angegeben als Standardabweichung

3 GLOBALE RECYCLINGQUOTEN FÜR EDELMETALLE

3.1 Edelmetallrecyclingquoten für die Behandlung von Elektro- und Elektronikgeräten

Die reine Betrachtung von Rückgewinnungsquoten auf Ebene der Erstbehandlung ist nicht ausreichend für die Optimierung des Produktrecyclings, da Wertstoffverluste über die gesamte Recyclingkette von der Sammlung über Aufbereitung bis zur Endverwertung bestehen (Chancerel et al. 2010). Systematische Untersuchungen hierzu fehlen jedoch. Ein erstes Screening von Literaturstudien und die Analyse von Sammelsystemen und Behandlungstechnologien in verschiedenen Regionen erlaubt eine grobe regionale Abschätzung von Goldrecyclingquoten, wie dargestellt in Tab. 3.

Tab. 3: End-of-life Recyclingquote (EoL ReQ) für Gold entlang der Recyclingkette von Elektro- und Elektronikgeräten (zusammengestellt nach Rotter (2009))

		Sammlung	Aufbereitung	Schritt der Recyclingkette End-Verwertung
EU	Mobiltelefone ¹	18%		formell ^{1,6} 95 – 99%
	PC ¹	76%	manuell ² 80 – 97%	
	Unterhaltungselektronik ⁷	40%	automat ^{2,3,5} 15 – 70%	
USA	Weißer Ware	80%		Export Schweden, Belgien oder formelle und informelle Endverwertung in Asien
	Mobiltelefone ¹	12%	durchschnittl 60 – 70%	
	PC ¹	54%		
	Weißer Ware	40%		
Japan	Mobiltelefone	58%		Keine Daten verfügbar
	keine offiziellen Sammelsysteme für alle Kategorien	PC 90%		
Rest Asien	Schätzung (EMPA): 95%		informell ⁴ 16 – 60% formell ⁴ 17 – 56%	informell ⁴ 36 – 60% formell ⁴ 25 – 60%
Andere				Keine Daten verfügbar
EoL ReQ Welt Durchschnitt				7 – 10%

¹ Chancerel & Rotter 2009

² Meskers et al. 2009

³ Chancerel et al. 2008

⁴ Keller 2006

⁵ Schaik van & Reuter 2009

⁶ Hagelueken et al. 2005

⁷ Nakajima 2007

Auswertung zeigt am Beispiel des in Elektro- und Elektronikgeräten verwendeten Goldes, dass

- Lücken in der Effizienz über die gesamte Recyclingkette zu beobachten sind,

- sich die Effizienz hinsichtlich Produktkategorien und verwendeter Recyclingtechnik unterscheidet und
- auch regionale Unterschiede bestehen.

3.2 Edelmetallrecyclingquoten in weiteren Gebrauchssektoren

Die Betrachtung des Recyclings eines einzelnen Produktstrom wie Elektro- und Elektronikaltgeräte macht deutlich, dass verbesserte Abfall- und Ressourcenpolitik global ansetzen muss und dass trotz bereits weitgehender regulativer Maßnahmen und deren Umsetzung Optimierungspotenziale vorhanden sind.

Zur besseren internationalen Steuerung von Maßnahmen zur Verbesserung des Recyclings, der Ressourcennutzung und der Nachhaltigkeit hat das UN Umweltprogramm UNEP im Rahmen der Aktivitäten des „International Panel for Sustainable Resource Management“ (<http://www.unep.org/scp/rpanel/>) eine Studie zu globalen Metallströmen initiiert. In einem offenen Expertenworkshop wurde ein sog. „Critical review“ bestehender Recyclingstatistiken für 62 Metalle in verschiedenen Gebrauchssektoren durchgeführt. Exemplarisch zeigt Abb. 1 „Konsensus Recyclingraten“ für acht Edelmetalle, sowie die relative Relevanz des Gebrauchssektors.

EOL Recycling Rates	Sector-specific EOL recycling rates						
	1)	Vehicles 2)	Electronics	Industrial applications 3)	Dental	Others 4)	Jewellery, coins 5)
Au	15-20	0-5	10-15	70-90	15-20	0-5	90-100
Ag	30-50	0-5	10-15	40-60		40-60	90-100
Pt	60-65	50-55	0-5	75-85	15-20	10-20	90-100
Pd	60-70	50-55	5-10	80-90	15-20	15-20	90-100
Rh	50-60	45-50	5-10	80-90		30-50	40-50
Ru	5-15		0-5	40-50		0-5	
Ir	20-30	0	0	40-50		5-10	
Os			no relevant use end use sectors				

- 1) Total without jewellery, coins (no typical end-of-life management for these products)
- 2) Autocatalysts, spark plugs, conductive Ag-pastes, excluding car-electronics
- 3) incl. process catalysts/electrochemical, glass, mirror (Ag), batteries (Ag)
- 4) incl. decorative, medical, sensors, crucibles, photographic (Ag), photovoltaics (Ag)
- 5) incl. medals & silverware

Relevance of end use sector per metal (% of total gross metal demand*)

very high	high	medium	low	(blank)
> 50%	25-50%	10-25%	<10%	nil

Abb. 2: Geschätzte sektorspezifische Recyclingraten für acht Edelmetalle (Graedel et al. 2010)

Recycling stellt gerade für Verbraucheranwendungen eine besondere Herausforderung dar, wohingegen in den industriellen Anwendungen von der Tendenz eher ein effizientes Recycling möglich ist und somit auch hohe Recyclingquoten aufweisen. Auch wird deutlich, dass nicht alle Edelmetalle gleich hohe Recyclingquoten haben, obwohl hier weitgehend optimierte Endverwertungsprozesse bestehen. Dies betont die Forderung, dass nicht nur für Edelmetalle sondern auch insbesondere für „Specialty Metals“ wie Indium, Gallium, Tantal, Selen die metallurgischen Rückgewinnungstechniken angepasst werden müssen und neue Verfahren zur Aufkonzentrierung und Trennung entwickelt werden müssen. Gerade auch in Entwicklungsländern müssen zunehmend Infrastrukturen aufgebaut werden, welche erlauben, globale Metalkreisläufe zu schließen.

4 SCHLUSSFOLGERUNGEN

Daten über den Status des Recyclings seltener Metall sind rar und erlauben auch auf nationaler Ebene noch keine abschließende Bewertung.

Einige Trends werden aber bereits heute deutlich:

- Im Vergleich zum Recycling von Stahl, Aluminium und Kunststoffen weisen Edel- und Spurenmetalle geringe Recyclingquoten sowie offene Kreisläufe auf.

- Ursachen hierfür sind entlang der gesamten Recyclingkette zu finden: Fehlende Erfassung, falsche Aufbereitungstechnik sowie fehlende Möglichkeiten der integrierten metallurgischen Reckgewinnung bestimmter Metallkombinationen.
- Europäische Rahmenbedingungen fördern ein auf Quantität ausgerichtetes Recycling ohne die ökologische und ökonomische Relevanz von Spurenmetallen ausreichend zu berücksichtigen.

Maßnahmen zur Verbesserung müssen global ansetzen und umfassen:

- Verbesserung des Monitorings über Verwendung, Produktverbleib und Recyclingstrukturen für seltene Metalle,
- Verbesserung der Erfassung und Rückführung für Konsumerprodukte,
- Anpassung bestehenden Aufbereitungstechniken für eine selektive Behandlung von spurenmetallhaltigen Produkten,
- Entwicklung neuer Verfahren zur Aufkonzentrierung und Trennung von Edelmetallen und Specialty Metals.

LITERATUR

- Behrendt, S., Scharp, M., Erdmann, L., Kahlenborn, W., Feil, M., Dereje, C., Bleischwitz, R. & Delzeit, R. (2007) *Rare metals – Measures and concepts for the solution of the problem of conflict-aggravating raw material extraction – the example of coltan*. Research Report 363 01 124, Text 23/07. Dessau, Germany: Federal Environmental Agency (Umweltbundesamt).
- Chancerel, P., Bolland, T. & Rotter, V.S (2010) Status of pre-processing of Waste Electrical and Electronic Equipment in Germany and its influence on the recovery of gold. *Waste Management & Research*, first published on April 20.
- Chancerel, P., Meskers, C.E.M., Hagelüken, C. & Rotter, V.S. (2009) Assessment of precious metal flows during pre-processing of waste electrical and electronic equipment. *Journal of Industrial Ecology*, 13, 5, 791 – 810.
- Graedel, T.E., Allwood, J., Birat, J.-P., Buchert, M., Hagelüken, C., Meskers, C.E.M., Reck, B.K., Sibley, S.F. & Sonnemann, G. (2010) Recycling rates of metals: a status report. *Journal of Industrial Ecology*, submitted.
- Hagelüken, C. (2006) Improving metal returns and eco-efficiency in electronics recycling – a holistic approach for interface optimisation between pre-processing and integrated metals smelting and refining. In: *Proceedings of the IEEE International Symposium on Electronics & the Environment*, 8 – 11 May, San Francisco: 218 – 223.
- Hagelüken, C., Buchert, M. & Stahl, H. (2005) *Materials Flow of Platinum Group Metals*. Umicore AG & Co. KG and Öko-Institut e.V. London: GFMS Limited.
- Keller, M. (2006) *Assessment of gold recovery processes in Bangalore, India and evaluation of an alternative recycling path for printed wiring boards*. Diploma thesis, Eidgenössische Technische Hochschule Zürich, Zürich.
- Meskers, C.E.M., Hagelüken, C., Salhofer, S. & Spitzbart, M. (2009) Impact of pre-processing routes on precious metal recovery from PCs. *Proceedings of European Metallurgical Conference EMC 2009*, 28 June – 1 July 2009, Innsbruck, Austria.
- Nakajima, K. (2007) Raising the Resource Potentials of E-waste – Recycling-Flow Analysis of End-of-Life Cellular Phones. *Proceedings of The Third NIES Workshop on E-waste*, Tsukuba, Japan, 7 – 14.
- Rotter, V.S. (2009) Abfallwirtschaft im Kontext aktueller Ressourcenpolitik. Rotter, V.S. [Hrsg.] *Von der Abfall zur Ressourcenwirtschaft Tagungsband Berlin 2009*.
- Rotter, V.S., Chancerel, P. Meskers, C.E.M. & Hagelueken, C. (2009) Setting priorities for the end-of-life management of complex products. *Proceeding of SARDINIA 2009 Twelfth International Waste Management and Landfill Symposium 5 – 9 October 2009 S. Margherita di Pula (Cagliari), Sardinia, Italy*
- van Schaik, A. & Reuter, M.A. (2009) Modellhaftes Recycling. *RECYCLING Magazin* 04, 2009: 26 – 29.
- ElektroG (2005) *Gesetz über das Inverkehrbringen, die Rücknahme und die umweltverträgliche Entsorgung von Elektro- und Elektronikaltgeräten (Elektro- und Elektronikgerätegesetz – ElektroG)* vom 16. März. BGBl. I, 762.
- Chancerel, P. & Rotter, V.S. (2009) Recycling-oriented characterisation of small waste electrical and electronic equipment. *Waste Management* 29, Issue 8, 2.336 – 2.352.
- Chancerel, P., Meskers, C.E.M., Hagelüken, C. & Rotter, V.S. (2008) E-scrap – Metals too precious to ignore. *Recycling International* 11, 42 – 44.

Rückgewinnung von Seltenen Erden aus Nickelmetallhydrid-Akkumulatoren

S. Luidold & H. Antrekowitsch

Montanuniversität Leoben, Nichteisenmetallurgie, Österreich

KURZFASSUNG: Nickelmetallhydrid(NiMeH)-Akkumulatoren enthalten neben anderen Wertmetallen in Abhängigkeit vom Zelltyp etwa 6 – 10% Elemente der Seltenen Erden (SE), wie beispielsweise La, Ce, Nd und Pr. Jedoch extrahieren die meisten bestehenden industriellen Verwertungsprozesse aus diesen hauptsächlich Nickel als Reinmetall oder in Form von Legierungen, während die Seltenen Erden in den pyrometallurgischen Routen verschlackt werden. Die Entwicklung einer entsprechenden Recyclingmethode zielt daher auf die zusätzliche Gewinnung der SE neben den anderen Wertmetallen (Ni, Co, etc.) ab, um deren relativ knappe Verfügbarkeit zu verbessern. Das untersuchte Verfahrenskonzept besteht im Wesentlichen aus einer ausreichenden Zerkleinerung der Zellen und der anschließenden Laugung in stark sauren Lösungen. Nach der Filtration des unlöslichen Rückstands führt eine Anhebung des pH-Werts zur selektiven Fällung von Verbindungen, welche vorzugsweise die Elemente der Seltenen Erden enthalten. Ziel der Untersuchungen war einerseits eine möglichst vollständige Auflösung der metallischen Anteile der NiMeH-Zellen und andererseits über die Fällungsreaktionen ein möglichst hohes Ausbringen an SE bei ausreichend niedrigen Verunreinigungsgehalten zu erreichen.

1 EINLEITUNG

In der heutigen modernen Welt finden Batterien in zahllosen Anwendungen als Energie-lieferanten Verwendung, um durch die Unabhängigkeit vom Stromnetz eine entsprechende Mobilität zu ermöglichen. Dabei ist der Anteil an wiederaufladbaren Batterien kontinuierlich steigend. Diese werden seit einigen Jahren mit Ausnahme der Industrie- und Starterbatterien vor allem durch NiCd-, Nickelmetallhydrid- und Li-Ionen-Akkumulatoren repräsentiert.

1.1 Marktsituation der Nickelmetallhydrid-Batterien

Die NiMeH-Zellen konnten nach ihrer Markteinführung vor knapp 20 Jahren zuerst ein starkes Wachstum verzeichnen, während der vermehrte Einsatz der Li-Ionen-Batterien ab dem Jahr 2000 eine gewisse Marktsättigung bewirkte (Abb. 1). Im Vergleich dazu ist die Anwendung des NiCd-Systems im gleichen Zeitraum leicht rückläufig. Das Inverkehrbringen von NiMeH-basierten HEV-Hybrid-Automobilen wird jedoch den durch die verstärkte Nutzung von Li-Ionen-Batterien verursachten Marktverlust der Nickelmetallhydrid-Batterien kompensieren. Eine Marktanalyse (Abb. 2) zeigt, dass die industrielle Anwendung im Bereich der Elektromobilität mittlerweile die Verbreitung der NiMeH-Akkumulatoren maßgeblich bestimmt (Weyhe 2010).

Darüber hinaus haben sie ihren Einsatzbereich vorwiegend für Anwendungen mit erheblichem Strombedarf, bei denen hohe Batteriekosten zu vermeiden sind. Beispiele hierfür sind Spielzeuge, Fernsteuerungen, Elektrowerkzeuge, Audio-, Foto- und Videogeräte sowie elektrische Zahnbürsten.

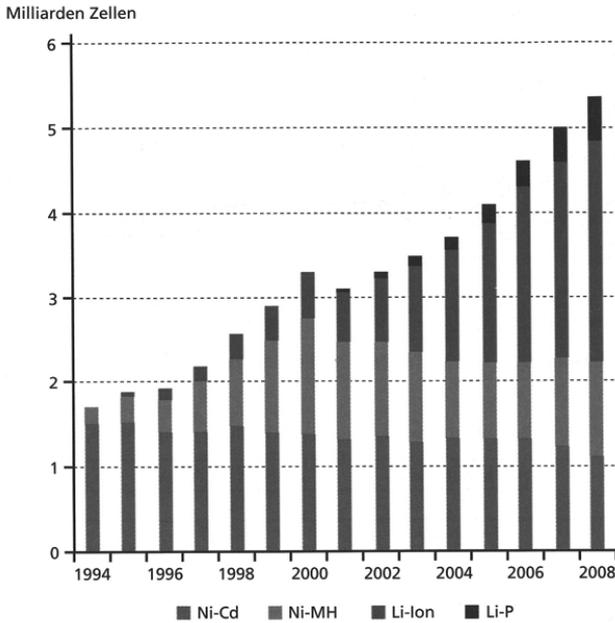


Abb. 1: Weltweiter Verkauf von wiederaufladbaren Batterien (Weyhe 2010)

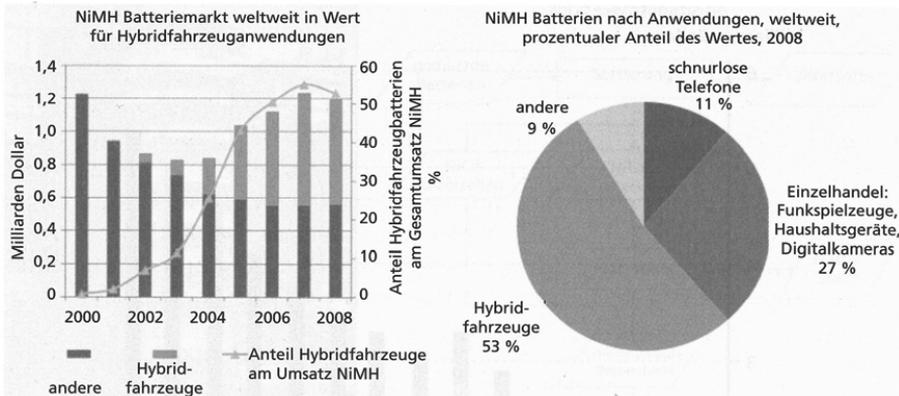


Abb. 2: Weltweites Marktvolumen von NiMeH-Batterien (Weyhe 2010)

1.2 Gesetzliche Rahmenbedingungen bezüglich des Batterierecyclings

Um das Umweltgefährdungspotenzial von Batterien und Akkumulatoren weitestgehend zu minimieren, erließ die EU die Richtlinie 2006/66/EG bzw. änderte diese mit der Richtlinie 2008/12/EG. Die Mitgliedstaat sind somit dazu verpflichtet, Altbatterien und -akkumulatoren möglichst weitgehend getrennt vom sonstigen Abfall zu sammeln und die endgültige Beseitigung von Batterien und Akkumulatoren als unsortierten Siedlungsabfall so weit wie möglich zu verringern, damit bei allen Altbatterien und -akkumulatoren ein hohes Recyclingziel sichergestellt wird. Dabei muss das Recyclingverfahren spätestens am 26.09.2010 für Nickelmetallhydrid-Akkumulatoren eine Mindesteffizienz von 50% des durchschnittlichen Gewichts erreichen. Mit der Batterieverordnung (BGBl. 159/2008) erfolgte die Umsetzung in österreichisches Recht, wobei jedoch erst ab 26.09.2011 die vorgegebenen Mindestrecycling zu erzielen ist.

1.3 Aufbau und Zusammensetzung der Nickelmetallhydrid-Batterien

Dieses Akkumulatoren-System besteht unabhängig von der Bauform (zylindrisch, prismatisch oder Knopfzelle) im Wesentlichen aus einer Kathode, einer Anode, dem Elektrolyten, einem Separator und dem Gehäuse (Tab. 1). Die Kathode besteht im ungeladenen Zustand aus Nickelhydroxid, $\text{Ni}(\text{OH})_2$ auf einem Träger, meist gelochtes Stahlblech. Die Wasserstoffspeicherlegierungen der Anoden lassen sich in die Typen A_2B_7 , AB_2 und AB_5 einteilen, wobei A für Lanthan, Cer, Praseodym, Neodym, Titan bzw. Zirkonium steht während B durch Vanadium, Nickel, Chrom, Cobalt, Mangan, Aluminium und Zinn repräsentiert wird. Als Elektrolyt findet eine wässrige KOH-Lösung Verwendung und die Separatoren sind aus Polyamid oder Polypropylen gefertigt. Das Gehäuse bildet schlussendlich ein mit der Anode verbundenes vernickeltes Stahlblech.

Tab. 1: Typische Zusammensetzung von NiMeH-Batterien (Weyhe 2010)

Element	Knopfzellen	Zylindrische Zellen	Prismatische Zellen
	[Gew.-%]	[Gew.-%]	[Gew.-%]
Nickel	29 – 39	36 – 42	38 – 40
Eisen	31 – 47	22 – 25	6 – 9
Cobalt	2 – 3	3 – 4	2 – 3
La, Ce, Nd, Pr	6 – 8	8 – 10	7 – 8
Grafit	2 – 3	< 1	< 1
Kunststoffe	1 – 2	3 – 4	16 – 19
Kalium	1 – 2	1 – 2	3 – 4
H, O	8 – 10	15 – 17	16 – 18
Rest	2 – 3	2 – 3	3 – 4

Im Jahr 2007 betrug die weltweite Minenproduktion an SE-Oxiden 124.000 t, von denen 120.000 Tonnen aus China stammten. Die Preise für diese Oxide lagen 2007 zwischen 40 \$/kg für Lanthanoxid, 75 \$/kg für Praseodymium, 200 \$/kg für Samariumoxid und 3.500 \$/kg für Lutetiumoxid. Diese Seltenen Erden sind für viele Schlüsseltechnologien (Katalysatoren, wiederaufladbare Batterien, Elektronik, Hochtemperaturbrennstoffzellen, Glasfaseroptik, medizinische Anwendungen, etc.) erforderlich. Nachdem China 2007 Exporttarife für SE-Produkte verordnete, um die Preise zu erhöhen und die Exporte zu reduzieren, kommt der Gewinnung dieser Elemente aus sekundären Rohstoffquellen zunehmend Bedeutung zu (Hedrick 2007).

Nachdem nennenswerte Mengen an La, Ce, Nd und Pr in den Nickelmetallhydrid-Batterien enthalten sind (siehe Tab. 1), soll die Entwicklung eines geeigneten Verfahrens es ermöglichen, nicht nur die gesetzlich geforderte Recyclingeffizienz einzuhalten und gängige Wertmetalle (Ni, Co, etc.) zurückzugewinnen, sondern darüber hinaus auch unterschiedliche Verbindungen dieser Metalle als Rohstoff für hochwertige Produkte zu erhalten.

2 PRAKTISCHE UNTERSUCHUNGEN

Aus den bestehenden, pyrometallurgischen Anlagen lassen sich die Elemente der Seltenen Erden, welche in nennenswerten Mengen in den Nickelmetallhydrid-Akkumulatoren enthalten sind, nicht zurückgewinnen. Darüber hinaus kann man in den meisten Fällen das erhaltene nickelhaltige Produkt nur als im Vergleich zu reinem Nickel relativ minderwertigen Ersatz für Ferronickel in der Edelstahlindustrie einsetzen. Aus diesem Grund gibt es vielerorts große Anstrengungen bezüglich der Entwicklung von Recyclingverfahren, die auch eine Rückgewinnung der Seltenen Erden ermöglichen. Um diese trotz ihres unedlen Charakters zumindest in Form unterschiedlicher Verbindungen (Oxide, Sulfate, etc.) mit ausreichender Reinheit zu erhalten, sind hydrometallurgische Verfahrensschritte unumgänglich. Das am Institut für Nichteisenmetallurgie verfolgte Konzept sieht nach einer ausreichenden Zerkleinerung der Batterien eine saure Laugung vor, um die Wertmetalle der Akkus möglichst vollständig in Lösung zu bringen. Nach der Abtrennung des unlöslichen Rückstands mittels Filtration erfolgt die Fällung der SE-Verbindungen, welche wiederum mittels Filtration von der verbleibenden Lösung getrennt werden. Die Rückgewinnung zusätzlicher Wertmetalle, wie beispielsweise Nickel und Cobalt, aus

letzterer sowie eine weitestgehende Kreislaufführung der wässrigen Phase ist Gegenstand weiterer Untersuchungen.

In allen nachfolgend beschriebenen Versuchen fanden jeweils zwei handelsübliche, fabriksneue wiederaufladbare NiMeH-Batterien (Duracell AA/HR6/DC1500 NiMH mit einer Nennspannung von 1,2 V sowie einer Kapazität von 2.650 mAh) Verwendung, um eine optimale Vergleichbarkeit der Ergebnisse zu gewährleisten.

2.1 Vorversuche zur Bestimmung des erforderlichen Zerkleinerungsgrad

Die ersten beiden Untersuchungen dienten vor allem zur Ermittlung des für eine weitgehende Lösung des Wertmetallanteils innerhalb realistischer Zeit erforderlichen Zerkleinerungsgrads. Dazu wurden für den ersten Versuch zwei Akkus quer zur Längsachse in vier Teile geteilt, während für den zweiten Versuch eine Teilung der Länge nach von zwei Zellen stattfand. Im Anschluss daran erfolgte die Laugung der zerkleinerten Batterien in einer Lösung aus 80 ml H_2SO_4 (96%) und 100 ml entionisiertem Wasser. Nach einer Versuchszeit von 5 Stunden bei 80 °C trennte eine Filtration mittels Glasfritte den unlöslichen Rückstand von der erhaltenen Lösung. Das Ergebnis (52,81 g Rückstand bei Versuch 1 sowie 42,46 g bei Versuch 2, Masse von zwei Akkus: 60,0 g) zeigte deutlich, dass für eine effiziente Laugung eine weitreichende Zerkleinerung sowie Auftrennung der Elektrodenpakete in die Bestandteile (Kathoden, Anoden und Separatoren) notwendig ist. Aus diesem Grund wurden für die weiteren Versuche jeweils zwei Batterien der Länge nach durchgeschnitten und anschließend die einzelnen Schichten manuell voneinander getrennt.

2.2 Versuchsdurchführung zur Abtrennung von SE-Verbindungen

Die an die beiden Vorversuche anschließende Versuchsreihe (Tab. 2) sollte zeigen, mit welcher Kombination aus der bei der Laugung verwendeten Säure und der zur Anhebung des pH-Wertes eingesetzten Base sich das vorgegebene Ziel bestmöglich erreichen lässt. Zum einen ist eine vollständige Lösung der Wertmetalle vorteilhaft, um eine Aufteilung dieser auf zwei unterschiedliche Fraktionen (unlöslicher Rückstand und Lösung) zu verhindern. Zum anderen soll die Erhöhung des pH-Wertes eine möglichst weitgehende und selektive Abtrennung der Seltenen Erden erzielen, um diese mit hoher Ausbeute und ausreichender Reinheit zu erhalten.

Tab. 2: Übersicht der ausgeführten Versuche

Nr.	Laugung	Neutralisation
3	80 ml H_2SO_4 (96%) ¹	200 ml NaOH (32%) ¹
4	80 ml H_2SO_4 (96%) ¹	200 ml NaOH (32%) ¹
5	80 ml H_2SO_4 (96%) ¹	200 ml NaOH (32%) ¹
6	80 ml H_2SO_4 (96%) ¹	200 ml NH_4OH (25%) ¹
7	80 ml H_2SO_4 (96%) ¹	CaO
8	80 ml H_2SO_4 (96%) ¹	MgO
9	238 ml HCl (37%) ¹	200 ml NaOH (32%) ¹
10	238 ml HCl (37%) ¹	MgO
11	238 ml HCl (37%) ¹	CaO
12	238 ml HCl (37%) ¹	200 ml NH_4OH (25%) ¹

¹ Mit entionisiertem Wasser auf 500 ml verdünnt

In den einzelnen Versuchen erfolgte in einem ersten Schritt wiederum die Laugung bei 80 °C für eine Dauer von 5 h, bevor eine Filtration den nicht gelösten Rückstand von der Lösung trennte. Letzterer wurde anschließend bei Raumtemperatur unter ständigem Rühren solange das Neutralisationsmittel zugesetzt, bis sich ein Feststoff bildete. Nach dessen Abtrennung führte die Fortsetzung der Anhebung des pH-Wertes zur Gewinnung weiterer Feststoffe. Die zweifache Wiederholung des Versuchs mit Schwefelsäure und Natronlauge (Versuch 3 – 5) sollte zeigen, wie gut reproduzierbar die einzelnen Versuchsergebnisse sind. Nach der Trocknung bzw. Kalzination der erhaltenen Feststoffe bei 120 °C für 24 Stunden und 400 °C für weitere 6 Stunden diente die EDX-Einheit des Rasterelektronenmikroskops zur Charakterisierung der chemischen Zusammensetzung.

3 ERGEBNISSE UND DISKUSSION

Tab. 3 zeigt deutlich, dass aus den einzelnen Versuchen je nach eingesetzten Chemikalien für die Laugung bzw. Fällung sehr unterschiedliche Ergebnisse resultieren. Die beiden Spalten „Erster Niederschlag“ geben die Masse des ersten durch die Anhebung des pH-Werts erhaltenen Feststoffs nach dessen Trocknung und Kalzinierung sowie den pH-Wert an, bei dem dieser von der Lösung abgetrennt wurde. In den beiden letzten Spalten ist die Zusammensetzung des getrockneten und kalzinierten Feststoffs (Analyse mittels REM/EDX), aufgeteilt in Metalle der Seltenen Erden (SE) und sonstige Metalle, zu sehen wobei die nicht angegebenen Nichtmetalle (O, S, Cl, etc.) die Differenz auf 100% ausmachen.

Tab. 3: Zusammenfassung der erzielten Versuchsergebnisse

Nr.	Chemikalien	Unlöslicher Rückstand [g]	Erster Niederschlag [pH]	Erster Niederschlag [g]	Gehalt an SE [Gew.-%]	Gehalt an sonst. Me [Gew.-%]
1	H ₂ SO ₄ /NaOH	52,81	–	–	–	–
2	H ₂ SO ₄ /NaOH	42,46	–	–	–	–
3	H ₂ SO ₄ /NaOH	8,62	2,0	9,08	67,98	4,56
4	H ₂ SO ₄ /NaOH	9,16	2,0	7,98	54,71	5,91
5	H ₂ SO ₄ /NaOH	8,90	2,0	8,27	41,81	7,96
6	H ₂ SO ₄ /NH ₄ OH	8,35	0,1	20,39	0	40,41
7	H ₂ SO ₄ /CaO	9,18	0,0	44,03	0	25,98
8	H ₂ SO ₄ /MgO	9,14	2,3	0,05	0,5	49,23
9	HCl/NaOH	2,30	4,0	0,59	0,91	70,90
10	HCl/MgO	2,19	4,5	1,91	4,84	60,39
11	HCl/CaO	2,69	4,1	1,53	1,51	72,05
12	HCl/NH ₄ OH	2,53	6,0	4,88	1,42	66,57

Aus den Ergebnissen ist klar erkennbar, dass sich nur bei Verwendung von Schwefelsäure zur Laugung und Natronlauge für die Neutralisation nennenswerte Mengen an Verbindungen der Seltenen Erde aus der Lösung fällen lassen. Die Versuche 3 – 5 ergaben 6,17 g (10,3%), 4,37 g (7,3%) bzw. 3,46 g (5,8%) an Elementen der Seltenen Erden aus jeweils 60,0 g Einsatz (2 Ni-MeH-Batterien), sodass die Ausbeuten prinzipiell sehr gut sind, aber noch erheblichen Schwankungen unterliegen. Anhand von Tab. 3 ist darüber hinaus festzustellen, dass bei der Laugung mittels Schwefelsäure deutlich mehr unlöslicher Rückstand anfällt als bei Verwendung von Salzsäure. Eine optische Beurteilung dieser ergab, dass bei letzterer nur Kunststoffe (Separator-Folien, etc.) zurückbleiben, während bei der Anwendung von H₂SO₄ auch die Elektrodengitter nicht vollständig aufgelöst werden. Deren Analyse mittels EDX nach der schwefelsauren Laugung ergab als Zusammensetzung Nickel mit geringen Mengen an Lanthan, Sauerstoff und Schwefel als Verunreinigung. Die detaillierten Analyseergebnisse in Tab. 4 weisen außerdem darauf hin, dass der Niederschlag hauptsächlich aus Sulfaten besteht.

Tab. 4: Zusammensetzung des Niederschlags aus Versuch 3 laut REM/EDX

El.	Gehalt [Gew.-%]
La	53,24
Ce	4,88
Pr	0,41
Sm	9,45
Na	3,37
Al	0,22
K	0,97
O	15,72
S	10,22

Da jedoch für das Sulfat-Ion (SO₄²⁻) das Verhältnis O/S = 1,996 beträgt, müssen auch Oxide oder komplexere Verbindungen mit Schwefel und Sauerstoff enthalten sein. An Verunreinigungen sind nur nennenswerte Mengen an Natrium, Kalium und Aluminium mit abnehmender

Konzentration vorhanden, welche sich durch entsprechendes Waschen des Niederschlags weiter reduzieren lassen.

Die Analyse mittels EDX weist gewisse Ungenauigkeiten auf. Darüber hinaus lassen sich die einzelnen Elemente der Seltenen Erden nur schwer unterscheiden, weil deren Maxima bei der EDX-Analyse nahezu zusammenfallen. Aus diesem Grund soll eine Messung mittels AAS noch genauere Ergebnisse liefern bzw. die bisherigen bestätigen. Vor allem soll diese zeigen, ob die unterschiedlichen Werte aus den Versuchen 3 – 5 durch Schwankungen bei der Versuchsdurchführung oder durch Ungenauigkeiten der Analyse mittels EDX verursacht wurden.

4 SCHLUSSFOLGERUNG, ZUSAMMENFASSUNG

Die durchgeführte Versuchsserie hatte zwei wesentliche Ziele. Zum einen sollte eine möglichst weitgehende Auflösung der in den NiMeH-Zellen enthaltenen Wertmetalle erzielt werden, um diese nicht bereits beim ersten Prozessschritt auf zwei unterschiedliche Fraktionen zu verteilen und somit deren Rückgewinnung mit hohen Ausbeuten zu erschweren. Zum anderen strebte die nachfolgende Zugabe von Basen in Richtung vollständiger Fällung der Seltenen Erden mit ausreichend geringen Gehalten an Verunreinigungen.

Die dargestellten Ergebnisse weisen darauf hin, dass das erste Ziel durch die Verwendung von Salzsäure erreichbar ist. Jedoch lassen sich aus der erhaltenen Lösung keine Verbindungen der Seltenen Erden durch einfache Anhebung des pH-Werts mit ausreichender Reinheit abtrennen. Im Gegensatz dazu kann letzteres bei einer schwefelsauren Laugung der Batterien durchgeführt werden. In diesem Fall sind aber für ein vollständiges Lösen der Wertmetalle während des ersten Prozessschrittes unbrauchbar lange Verweilzeiten notwendig, wodurch sich bei Anwendung einer realistischen Prozessdauer beispielsweise das Wertmetall Nickel auf zwei Fraktionen verteilt und sich somit dessen Rückgewinnung erschwert.

Aus diesem Grund streben die weiteren Untersuchungen auf entsprechende Prozessmodifikationen, um durch die beiden Verfahrensschritte sowohl die Wertmetalle bei der Laugung vollständig in Lösung zu bringen als auch bei der anschließenden Fällung die Seltenen Erden möglichst umfassend und mit ausreichender Reinheit von der Lösung abzutrennen.

5 DANKSAGUNG

Die Autoren bedanken sich bei der Österreichischen Forschungsförderungsgesellschaft mbH (FFG) und dem Bundesministerium für Wirtschaft, Familie und Jugend (BMWFJ) für die finanzielle Unterstützung.

LITERATUR

- Hedrick, J.B. (2007) Rare Earths. In: *2007 Minerals Yearbook: Volume I. – Metals and Minerals*. Internet (Zugriff: 22.06.2010) http://minerals.usgs.gov/minerals/pubs/commodity/rare_earths/myb1-2007-raree.pdf.
- Weyhe, B. (2010) Stoffliche Verwertung moderner Batteriesysteme. In: *Recycling und Rohstoffe, Band 3*. Neuruppin, Deutschland: TK Verlag Karl Thomé-Kozmiensky, 663 – 674.

Aufbereitung von metallischen Spänen und Abfallstoffen zu Sekundärrohstoffen

F. Duspiva & A. Kügele
ATM Recyclingsystems, Fohnsdorf, Österreich

A. Schmid
Montanuniversität Leoben, Lehrstuhl für Aufbereitung und Veredlung, Leoben, Österreich

KURZFASSUNG: Das Brikettieren wird im Hause ATM Recyclingsystems schon seit mehreren Jahrzehnten verfolgt. Nicht nur im Brikettieren, sondern generell im Stückigmachen von Metallen sieht sich ATM Recyclingsystems als Anbieter von optimaler Metallrecyclingtechnik. Das Brikettieren ist bereits ein altbewährtes Verfahren bei dem Späne, Stäube oder Schlämme meist über einen seitlich angeordneten Vorschub in eine Presshülse eingebracht und dabei meist schon vorverdichtet werden. Danach fährt der Pressstempel nach vorne, schneidet teilweise noch beim Überfahren der Einfüllöffnung Späne ab und komprimiert sie dann in der Pressbuchse. Hier zählt jahrelanges Know-How in Konstruktion und Werkstoffkunde um den Einklang zwischen Zähigkeit und Härte des optimalen Werkstoffes zu finden. Aktuelle Forschungsthemen finden sich in der prozessabhängigen Späneaufbereitung wieder, bei der aus einem immens weiten Spektrum an verschiedenen Spänequalitäten mit möglichst einheitlichen Prozessen und Verfahren optimale Ergebnisse erbracht werden sollen. Um dieser Anforderung nachzukommen, entwickelt ATM Recyclingsystems derzeit im Rahmen eines Forschungsprojektes mit dem Lehrstuhl für Aufbereitung und Veredlung der Montanuniversität Leoben ein neuartiges Späneaufbereitungssystem.

1 EINLEITUNG

ATM Recyclingsystems bietet optimale Metallrecycling-Technik an, welche speziell auf die Anforderungen der Entsorgungsbetriebe, Recyclingunternehmen oder für metallverarbeitende Unternehmen zugeschnitten sind. Das Unternehmen wurde im Jahre 2002 gegründet und übernahm die Firma Arnold Maschinenbau in Knittelfeld. Arnold Maschinenbau beschäftigte sich bereits seit mehr als 70 Jahren mit Technologien für die Schrottverarbeitung und hatte auch ein relativ breites Produktspektrum (vgl. Abb. 1). Dieses reichte von Brikettieranlagen für Späne, verschiedene Typen von Paketierpressen, über Schrottscheren bis hin zu Brechern für Gussteile, Eisenbahnschienen und Kokillen. Ein klarer Produktschwerpunkt war bei Arnold aber die Brikettierpresse. Im Zuge der Übernahme entstand jedoch ein Nachholbedarf im Bereich Forschung & Entwicklung, Konstruktion und natürlich auch im Verkaufsbereich. Eine positive Referenz am Markt war und ist hingegen der Name Arnold, welcher auch im Namen des Unternehmens ATM steckt (Arnold Technologie für Metallrecycling). In den vergangenen Jahren konnten alle Maschinenreihen überarbeitet werden und auf den letzten technologischen Stand auch hinsichtlich der neuen CE Richtlinien gebracht werden. Anfang 2008 ist das Unternehmen in den neu errichteten Standort nach Fohnsdorf übersiedelt. Das Unternehmen beschäftigt rund 50 Mitarbeiter und ist ein Betrieb in der ASCO Gruppe. Die Anlagen werden zur Gänze am Standort Fohnsdorf produziert und der Exportanteil beträgt über 90% weltweit. Auch heute liegt der Produktschwerpunkt der ATM bei den Brikettierpressen, wo man das Unternehmen auch zu den Weltmarktführern im Hochleistungssegment zählen darf.



Abb. 1: Lieferprogramm der ATM-Recyclingsystems

Die rasante Entwicklung am Rohstoffmarkt zwischen 2005 – 2008 mit extremen Versorgungsengpässen hatte natürlich zur Folge, dass man auch alle Arten von Spänen bzw. metallhaltigen Abfallstoffen (z.B. Schleifschlämme, Filterstäube) verpressen wollte. Dies stellte ATM Recyclingsystems vor die neue Tatsache, dass man sich mehr und mehr mit dem Prozess der Späneverbereitung (Zerkleinerung, Klassierung, Sortierung und Reinigung) auseinandersetzen musste, um den Bedürfnissen der Kunden gerecht zu werden. Im Zuge dieser Entwicklung wurden dann auch die ersten Kooperationen mit Instituten der Montanuniversität Leoben geschlossen (Institut für Nichteisenmetallurgie, Lehrstuhl für Aufbereitung und Veredlung).

2 BRIKETTIEREN – DAS VERFAHREN

Das Brikettieren (vgl. Abb. 2) ist ein bereits altbekanntes und bewährtes Verfahren um Späne transportabel und effizienter weiterverarbeitbar zu machen. Beim Brikettieren werden die Späne, Stäube oder Schlämme meist über einen seitlich angeordneten Vorschub in die Presshülse eingebracht und dabei meist schon vorverdichtet. Danach fährt der Pressstempel nach vorne, schneidet teilweise noch beim Überfahren der Einfüllöffnung Späne ab und komprimiert sie dann in der Pressbuchse. Die Pressbuchse ist der am höchsten beanspruchte Teil in der Presse. Einerseits dehnt sie sich dem enormen Verdichtungsdruck von bis zu 5.000 bar, der durch den Pressstempel auf die Brikettstirnseite aufgebracht wird, um bis zu 0,2 mm aus, wobei diese Expansion durch die Elastizität der Büchsenwand kompensiert werden muss. Zudem tritt an der Pressbuchse ein hoher Verschleiß auf, wenn das Brikett aus der Buchse ausgestoßen wird.

Hier zählt vor allem jahrelanges Know-How in Konstruktion und Werkstoffkunde um den Einklang zwischen Zähigkeit und Härte des optimalen Werkstoffes zu finden.

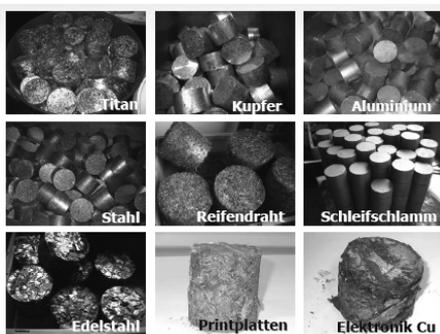


Abb. 2: Briketts aus verschiedensten metallischen Sekundärrohstoffen

Spröde und legierte Werkstoffe führen oft zum erhöhten Verschleiß in der Mitte der Pressbuchse, sodass die Büchse eine fassähnliche Form bekommt und die Briketts kaum mehr ausgestoßen werden können. Dank der Pressentechnologie von ATM Recyclingsystems können auch unter diesen schwierigen Bedingungen hochwertige Briketts produziert werden. Aufgrund des bewegten Werkzeugschlittens wird die Presshülse über das entspannte Brikett und den Pressstempel abgezogen und formt dabei auch den zylindrischen Außenbereich des Briketts nach.

Steuerungstechnisch wird je nach Material während der Endverdichtung mit den Abziehzylindern des Werkzeugschlittens „Gegenpressen“, „Mitpressen“ oder durch einen hydraulischen Kurzschluss der Abziehzyliner eine Schwimmstellung des Werkzeugschlittens erzeugt. Dabei fährt die Presshülse einen Teil des langen Kompressionsweges (speziell bei einem zähen Werkstoffes) mit, was sich sehr positiv auf den Verschleiß auswirkt.

Beim Pressvorgang werden die Späne vorwiegend zu einem zylinderförmigen Brikett verdichtet, wobei je nach Fließverhalten auch flüssige Anteile begrenzt ausgepresst werden können. Je nach Spanform und Fließvermögen des Materials kann eine Verdichtung bei Stahlspänen von 70 – 80%, bei Alu von 80 – 95% und bei pulverförmigen Materialien auch über 95% erzielt werden. Der Ausscheidungsgrad an liquiden Stoffen liegt je nach Viskosität zwischen 30 – 70%.

Entscheidender Faktor ist hier sicherlich die Form und Feinheit der Späne und natürlich die Materialeigenschaft und Qualität. Investiert man zudem mehr Aufwand in das Zerkleinern der Späne, in Reinigung und in das Zentrifugieren, um Verunreinigungen zu eliminieren, so kann man entsprechend qualitativ höherwertige Briketts erzeugen.

2.1 Prozessabhängige Späneaufbereitung

Ein aktuelles Arbeitsgebiet ist die Thematik der prozessabhängigen Späneaufbereitung, welche aus einem immens breiten Spektrum an verschiedenen Spänequalitäten mit möglichst einheitlichen Prozessen und Verfahren optimale Ergebnisse erbringen soll.

Insgesamt ergibt sich daraus ein sehr komplexes Anforderungsprofil an das zu entwickelnde Späneaufbereitungssystem. Universell, geringe Betriebs- und Wartungskosten, weit höhere Anlagenverfügbarkeiten als im Schredderbereich üblich, da Brikettierpressen meist mehrschichtig betrieben werden.

Um dieser Anforderung nachzukommen, entwickelt ATM Recyclingsystems derzeit im Rahmen eines Forschungsprojektes mit dem Lehrstuhl für Aufbereitung und Veredlung der Montanuniversität Leoben ein neuartiges Späneaufbereitungssystem.

2.2 Materialspektrum

Das Materialspektrum, welches mit den Anlagen der Firma ATM Recyclingsystems verarbeitet werden kann, wird nachfolgend genauer diskutiert.

Grundsätzlich gibt es mehrere Arten von Spänen, wie sie im Produktionsbetrieb anfallen. Die Geometrie der Späne eines Fertigungsprozesses hängt in erster Linie von der Zerspanbarkeit des Werkstoffes ab, was von den nachfolgenden Kriterien maßgeblich beschrieben wird:

- Zerspanungskräfte,
- Verschleiß,
- Oberflächenbeschaffenheit und
- Spanform.

Die Spanform wird von den Zerspanungskräften, wie z.B. Schnittgeschwindigkeit, Vorschub und Schnitttiefe beeinflusst (z.B. Schrappvorgang oder Schlichtvorgang). Durch die Vielzahl an verschiedenen Schneidwerkstoffen und daraus resultierenden Schneidengeometrien (Freiwinkel α , Keilwinkel β und Spanwinkel γ) wird hierbei die Spänegeometrie erheblich verändert.

2.3 Verarbeitungsbeispiele

2.3.1 Schleifschlamm

Um die im Produktionsbetrieb anfallenden Schleifschlämme zu entwässern bzw. zu entölen, werden Brikettierpressen eingesetzt. Die rückgewonnenen Flüssigkeiten sind sofort wieder im Betriebsprozess einsetzbar und die zu entsorgenden Materialien können aufgrund der Gewichtseinsparung durch das Auspressen in der Entsorgung verbilligt werden. Hier werden zwei Vorteile in einem vereint. Eine nachfolgende Abb. 3 zeigt einen Schleifschlamm lose und brikettiert.

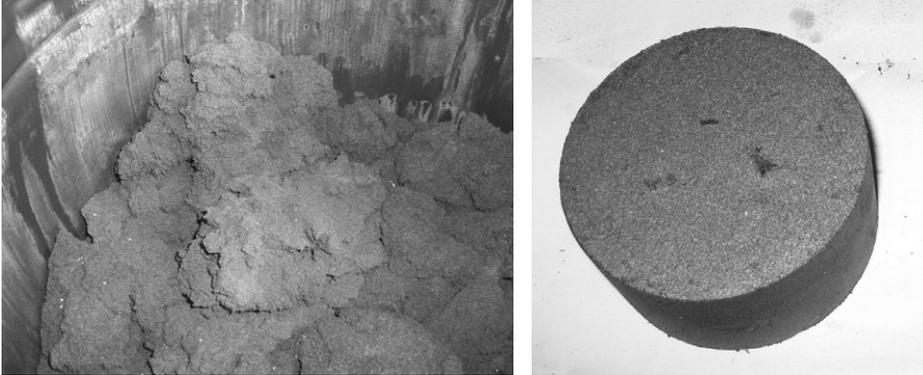


Abb. 3: Schleifschlamm lose (links) bzw. brikettiert (rechts)

2.3.2 Hüttenstaub

Hüttenstäube fallen bei jedem Hüttenprozess reichhaltig an, welche sinnvollerweise wieder in den Produktionsprozess integriert werden (vgl. Abb. 4).



Abb. 4: Hüttenstaub brikettiert

2.3.3 Edelstahlspäne

Edelstahlspäne fallen aufgrund ihrer Werkstoffzusammensetzung meist büschelig an. Hier ist das größte Problem, dass bei der Entsorgung sehr viel an Volumen in Anspruch genommen wird und man im wahrsten Sinne des Wortes „mit der Luft spazieren fährt“ (vgl. Abb. 5).



Abb. 5: Edelstahlspäne gewichtsgleich lose und brikettiert

2.3.4 Biomasseaschen

Biomasseaschen (vgl. Abb. 6) können mittels Brikettierpressen leichter transportfähig gemacht werden. Dazu müssen teilweise auch Bindemittel beigefügt werden, was aber je nach Produkt und Korngrößenzusammensetzung der Aschen variabel ist. Hierzu sind durch die jahrelange Erfahrung ausreichend Rezepturen vorhanden.



Abb. 6: Biomasseaschebriketts

2.4 Brikettdichtenvergleich

In der nächsten Abb. 7 wird ein Vergleich zwischen verschiedenen Schüttdichten bzw. Brikettdichten unterschiedlicher Materialien gemacht, bei denen der Faktor der Brikettierung deutlich herauszusehen ist.

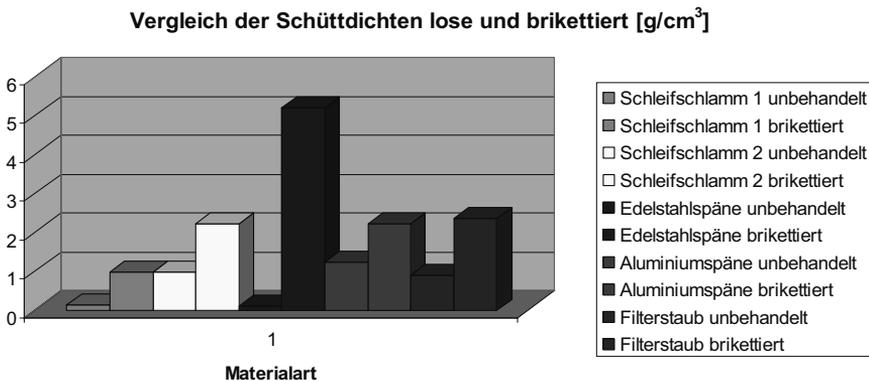


Abb. 7: Vergleich der Schüttdichte lose und brikettiert

2.5 Problematik der Spänebüschel mit Grobteilen

Die großen Spänemengen am Markt werden meist durch Recyclingunternehmen bzw. Schmelzbetriebe aufbereitet und dabei stellt sich für den Maschinenhersteller das gravierende Problem der Verunreinigung durch verschiedenste Grobteile dar, die sich in den Spänen befinden. Teils sind auch gehärtete Teile, Wendeschneidplatten und Sonstiges in den Spänebüscheln enthalten, die dann zu hohen Verschleißkosten aber auch zum Bruch der Schneidwerkzeuge in den Späneaufbereitungsanlagen führen (vgl. Abb. 8).



Abb. 8: Spänebüschel (links) und Grobteile (rechts)

Um die Grobteile aus den Spänebüscheln zu entfernen, bedarf es einer vorgeschalteten Aufbereitungskette bestehend aus Zerkleinerungsaggregaten, Transport- und Klassiereinrichtungen bzw. Entölungapparaten (Zentrifugen). Hier sieht sich ATM Recyclingsystems als Komplettanbieter für gesamte Aufbereitungssysteme für Späne und Schrott.

2.6 Probekürettierungen

Um den Anforderungen an die Kundenwünsche nachzukommen, können im Hause ATM Recyclingsystems Laborversuche mittels Laborbrikettierpressen durchgeführt werden bzw. in Auftrag gegeben werden. Es werden dabei in enger Zusammenarbeit mit dem Kunden spezifische Konzepte ausgearbeitet. Die Zuführung von Stäuben über Mischeinrichtungen in die Brikettierpresse oder die Zugabe von Bindemitteln stellen dabei kein Problem dar.

3 ZUSAMMENFASSUNG

Die Brikettierung stellt einen wichtigen Beitrag zur Pressagglomeration von verschiedensten Abfällen zu Sekundärrohstoffen dar. Hierbei können unterschiedlichste Arten von metallischen und nichtmetallischen Rohstoffen verpresst werden, um einerseits höhere Produktpreise zu erzielen und andererseits optimale Bedingungen der Produkte zum Einsatz in nachfolgenden Prozessen zu schaffen. Es müssen dabei unterschiedliche Einflüsse berücksichtigt werden, um nachfolgende Kriterien möglichst gut einzubinden. Hierbei ist es immer möglich, mit noch nicht zur Brikettierung angedachten Materialien wertvolle Sekundärrohstoffe zu erzeugen.

LITERATUR

- Konetschnik, S. & Bucher, P. (2008) *Feinteilige Rest- und Prozessstoffe in der Metallurgie*. Leoben, Austria: Montanuniversität Leoben, Arbeitsbereich Nichteisenmetallurgie.
- Pucher, P. & Konetschnik, S. (2008) *Agglomeration von Fe- und Cu-haltigen Reststoffen*. Leoben, Austria: Montanuniversität Leoben, Arbeitsbereich Nichteisenmetallurgie.
- Schmid, A. & Flachberger, H. (2010) *Ergebnisse aus Brikettversuchen zu unterschiedlichen Materialien*. Leoben, Austria: Montanuniversität Leoben, Lehrstuhl für Aufbereitung und Veredlung.
- Schmid, A. & Flachberger, H. (2010) *Zerkleinerungsversuche von Metallspänen*. Leoben, Austria: Montanuniversität Leoben, Lehrstuhl für Aufbereitung und Veredlung.

Die vermeidbare Energiekrise

H. Kopetz

Österreichischer Biomasse-Verband (ÖBMV), Wien, Österreich

KURZFASSUNG: Innerhalb der nächsten 15 Jahre droht mit einer gewissen Wahrscheinlichkeit eine Energiekrise. Die Wahrscheinlichkeit des Eintretens einer solchen Krise wird umso größer, je länger eine Energiepolitik fortgesetzt wird, die überwiegend auf den Erfahrungen der Vergangenheit beruht. Eine Energiekrise kann vermieden werden, wenn die Energieversorgung rasch und umfassend auf erneuerbare Energiequellen und verbesserte Effizienz umgestellt wird. Dies kann nur gelingen, wenn buchstäblich alle – die Politik, die Wissenschaft, die Wirtschaft, die Zivilgesellschaft – dazu beitragen.

1 EINLEITUNG

Innerhalb der kommenden 15 Jahre droht unserer Gesellschaft eine Energiekrise, die sich darin manifestieren könnte, dass es zu exorbitanten Preissteigerungen bei fossilen Energieträgern verbunden mit Lieferengpässen kommt, die die wirtschaftlichen Tätigkeiten und das tägliche Leben massiv stören (Kopetz 2010). Die Wahrscheinlichkeit, dass es zu einer derartigen Krise kommt, ist momentan noch gering. Ob die Wahrscheinlichkeit des Eintretens einer solchen Krise größer oder kleiner wird, hängt entscheidend von der Energiepolitik der kommenden Jahre ab.

1.1 *Warum droht eine Energiekrise?*

In der Energiewirtschaft sind riesige Kapitalmengen gebunden. Das zeigt ein Blick auf das moderne Energiesystem, das drei Teilbereiche umfasst: erstens die Bereitstellung von primären Energieträgern wie Öl, Gas, Kohle, Uran, Biomasse, zweitens die Umwandlung dieser Energieträger in benötigte Energieformen wie Strom, Wärme oder Treibstoffe und drittens die Verwendung dieser Energien durch die Endverbraucher, seien es Betriebe, Haushalte oder öffentliche Einrichtungen.

Zum Energiesystem im weiteren Sinn zählen daher alle Kapitalgüter, die der Bereitstellung der Energie dienen, wie Öl- und Gasfelder, Kohlegruben, Uranbergwerke, Stromnetze, Wärmenetze, Öl- und Gasleitungen, ferner jene Kapitalanlagen, die der Umwandlung der Primärenergie zu Endenergie dienen, namentlich Kraftwerke, Raffinerien, Heizwerke, Windparks, Solaranlagen, und letztlich die Kapitalgüter, die die Endverbraucher zur Bereitstellung der gewünschten Energiedienstleistungen einsetzen – also beispielsweise Haushaltsgeräte, Beleuchtungssysteme, Heizanlagen in den Gebäuden, die Gebäude selbst, stationäre Antriebssysteme, Autos sowie die Informations- und Kommunikationssysteme.

Es liegt auf der Hand, dass eine grundlegende Änderung eines so kapitalintensiven Systems nur über Jahrzehnte hinaus möglich ist. Entscheidungen im Jahre 2010 über Kraftwerke, Heizsysteme, Häuser, etc. binden Kapital über Jahrzehnte, also bis in die Zeit nach 2030 oder 2040. Selbst Entscheidungen über neue Autos oder Haushaltsgeräte bedeuten in vielen Fällen Kapitalbindungen für ein Jahrzehnt oder mehr.

Diese kurze Beschreibung der Besonderheiten des Energiesystems macht klar, welche entscheidende Rolle der Voraussicht und damit der Entwicklung einer Vision über das Energiesys-

tem der Zukunft zukommt. Eine solche Vision, explizit formuliert oder implizit angenommen, liefert eine wichtige Grundlage für die energiewirtschaftlichen Entscheidungen von heute.

Allerdings werden Investitionsentscheidungen vielfach aufbauend auf den Erfahrungen der Vergangenheit getroffen und nicht ausgehend von der Analyse möglicher künftiger Entwicklungen. Doch eine solche Vorgangsweise von der Zukunft her ist naheliegend, wenn sich größere Verschiebungen und Trendbrüche abzeichnen.

Dazu kommt das Phänomen der selektiven Wahrnehmung von Fakten durch viele Entscheidungsträger. Schon seit Jahren gibt es warnende Stimmen über die Verknappung von Öl und Gas. Gleichzeitig jedoch gibt es auch gegenteilige Aussagen, und so neigen viele dazu, nur jene Informationen aufzunehmen, die ihrer bisherigen Erfahrung entsprechen, und Fakten, die dem eigenen Weltbild widersprechen, einfach zu ignorieren. Ebenso gibt es dramatische Appelle der Wissenschaft zur Reduktion der CO₂-Emissionen um 80% in den nächsten Jahrzehnten. Doch die Bedrohungen durch den Klimawandel werden nicht wirklich ernst genommen. Dieses Ausblenden von Fakten, das Beiseiteschieben von Informationen, die eine grundlegende Änderung der eigenen Position bedingen müssten, ist eine häufige Reaktion, um sich anstrengende Lernprozesse zu ersparen. Doch diese Verhaltensweise, die dem sprichwörtlichen „Den-Kopf-in-den-Sand-Stecken“ entspricht, löst keine Probleme, sondern führt zu Problemen in der Zukunft.

Schließlich gibt es verschiedene Technologien und Mechanismen wie der globale Handel mit Emissionszertifikaten oder Technologien zur Kohlenstoffspeicherung, die die Illusion nähren, das bestehende überwiegend fossil-nuklear betriebene Energiesystem Europas kann noch auf Jahrzehnte hinaus fortgesetzt werden, wenn nur genug in diese Richtung investiert wird.

Damit kommen wir zu einer Antwort auf die Frage nach den Ursachen einer möglichen Energiekrise: Sie liegen in der Unterschätzung des Zeitbedarfs für den Umbau des bestehenden Energiesystems, in der Unterschätzung der bevorstehenden Umbrüche auf den Öl- und Gasmärkten, in der teilweisen Ausklammerung der Klimaproblematik aus energiewirtschaftlichen Entscheidungen, im Fehlen einer allgemein akzeptierten Vision über die Form der künftigen Energieversorgung. Wenn diese Fehleinschätzungen weiter die Investitionen im Energiesystem bestimmen, wird die Wahrscheinlichkeit einer Energiekrise von Jahr zu Jahr größer.

1.2 *Wie kann eine Energiekrise vermieden werden?*

Um eine Energiekrise zu verhindern, muss zunächst die Vorstellung, die Vision, das Konzept einer nachhaltigen, umweltverträglichen und sicheren Energieversorgung für die Zukunft entwickelt werden. Dann muss dieses Konzept so rasch wie möglich umgesetzt werden. Das allerdings setzt ein Umdenken, mehr noch, ein Überschreiten eingefahrener Denkweisen voraus.

Ein erster Schritt liegt in der Erkenntnis, dass die Fortsetzung eines verstärkten Ausbaues fossiler Energieträger in einer Welt, die zunehmend von globalen Initiativen gegen die Erwärmung und von Produktionsrückgängen bei Öl und Gas in immer mehr Ländern bestimmt ist, in eine Sackgasse führt. Wer nicht in einer energiewirtschaftlichen Sackgasse enden will, darf daher nicht auf den weiteren Ausbau fossiler Energieträger setzen, sondern auf ihren Rückgang und rechtzeitigen Ersatz.

Ein zweiter Schritt liegt in der Erarbeitung des Wissens und der Überzeugung, dass der Umstieg auf eine solare Energiewirtschaft technisch möglich, wirtschaftlich sinnvoll und ökologisch vorteilhaft ist. Das gilt gerade für Österreich, denn kaum ein anderes Land in Europa hat so günstige Voraussetzungen für den Ausbau der regenerativen Energien, dank der Aufgeschlossenheit der Bevölkerung, des exzellenten technischen Know-How der Umweltindustrie, der großen Potenziale an Wasserkraft, Wind, solarer Einstrahlung und Biomasse sowie der vielen Aktivitäten auf lokaler und regionaler Ebene. Österreich könnte demonstrieren, wie innerhalb einer angemessenen Zeit die Energieversorgung weitestgehend auf erneuerbare Energien umgestellt werden kann.

Ein weiterer Erkenntnissschritt betrifft den Widerspruch per se zwischen Effizienzverbesserung und Energiesparen einerseits und billiger Energie andererseits. Hier gelten die Gesetze des Marktes: Wenn Energie billig ist, wird mehr verbraucht, wenn Energie teuer ist, wird mehr gespart, und der Verbrauch geht zurück. Eine teilweise Reform der Staatsfinanzierung ist daher unerlässlich in der Form, dass fossile Energie und Strom höher besteuert und menschliche Arbeitsleistung entlastet werden. Nur so kann es gelingen, den Verbrauchszuwachs an fossiler Energie zu bremsen; denn Verbrauchsstabilisierung und spätere Verbrauchsreduktion sind eine tragende Säule der neuen Energiepolitik.

Und schließlich muss Klarheit darüber erzielt werden, dass das Thema Energieversorgung von der Politik nicht nur unter kurzfristigen Kostengesichtspunkten und betriebswirtschaftlichen Analysen abgehandelt werden darf, sondern dass es eine wichtige ethische und strategische Dimension hat. Im Kampf gegen die Erderwärmung tragen die heutigen Entscheidungsträger nicht nur Verantwortung für kommende Generationen, sondern auch für die globale Entwicklung.

Gibt es einmal Klarheit über diese Erkenntnissschritte, so ist die Umsetzung einer neuen Energiepolitik zur Vermeidung einer Energiekrise nur mehr eine Frage eines nüchternen ökonomischen und naturwissenschaftlichen Kalküls. Zur Frage der Potenziale gibt es zahlreiche Studien. Ein naturwissenschaftlich unbestrittener Ausgangspunkt für die Darstellung der Potenziale der erneuerbaren Energien ist die jährliche Sonneneinstrahlung auf Österreich, denn mit Ausnahme der Geothermie leiten sich alle erneuerbaren Energien wie Photovoltaik, Solarwärme, Wind, Wasserkraft und Biomasse von der Sonne ab. Die Sonneneinstrahlung beträgt in Österreich jährlich 330.000 Petajoule, eine riesige Energiemenge, wenn man sie in Vergleich zum Energieverbrauch in der Größe von 1.400 Petajoule setzt. Der jährliche Primärenergieverbrauch Österreichs macht demnach nur 4,2 Promille der Sonneneinstrahlung aus, davon werden derzeit in Form erneuerbare Energien etwas mehr als ein Promille (360 PJ) zur Energieversorgung genutzt. Detailanalysen zu den realisierbaren Potenzialen der verschiedenen erneuerbaren Energien auf Basis der heute verfügbaren Technologien zeigen, dass in einem angemessenen Zeitraum der Beitrag der Erneuerbaren auf 600 – 900 PJ erhöht werden kann. Wenn es darüber hinaus gelingt, den Verbrauch um ein Drittel zu senken, dann ist eine vollsolare Energieversorgung in Österreich keine Utopie, sondern eine reale Möglichkeit, ja die einzig sinnvolle Möglichkeit, um die Probleme der Erderwärmung und Ressourcenverknappung zu lösen. Die Antwort auf die Frage nach der Vermeidung einer Energiekrise für Österreich lautet daher: der rasche, systematische Umstieg auf erneuerbare Energieformen. Dazu ist es notwendig, dass durch entsprechende Rahmenbedingungen der Steuer-, Ordnungs- und Förder- und Informationspolitik die Investitionen in Richtung Energiesparen, Effizienzverbesserung und Ausbau der erneuerbaren Energien gelenkt werden.

1.3 *Wer trägt die Verantwortung?*

Angesichts der wachsenden Bedrohung durch eine mögliche Energiekrise und durch die Folgen der Erderwärmung, ist die Frage nach den Verantwortlichen für eine Verhinderung dieser Krisen mehr als naheliegend. Einige zeigen da schnell auf und erklären, hier handle es sich um globale Probleme und daher müssten die globalen Organisationen, die UNO und die neuen Weltmächte die Probleme lösen. Das allerdings ist eine irreführende Vereinfachung des Problems.

Andere meinen wieder, das sei eine klassische Aufgabe der Politik – sie hat die Verpflichtung, sich um das Gemeinwohl zu kümmern. Doch auch diese Haltung wird der Problemstellung nicht gerecht.

Die Antwort auf die Frage, wer diese Krisen verhindern kann, kann nur lauten: Wir alle – jede und jeder an seinem Platz und in seinem Verantwortungsfeld – müssen unseren Beitrag leisten, der UNO-Diplomat ebenso wie der Minister, der Unternehmer ebenso wie der Vertreter der Wissenschaft, der Bürgermeister ebenso wie der private Hausbesitzer.

Das fängt mit dem eigenen Lebensstil, mit der Gestaltung der eigenen Wohnverhältnisse und der Auswahl der privaten Transportmittel an und führt weiter zur Teilnahme an der öffentlichen

Diskussion über die Gestaltung einer nachhaltigen, sicheren sowie sozial- und umweltverträglichen Energieversorgung. Die drohende Energiekrise kann vermieden werden, wenn wir konsequent und rasch ein solares Energiesystem, geprägt durch erneuerbare Energien und verringerten Energieverbrauch, aufbauen.

LITERATUR

Kopetz, H. (2010) *Die vermeidbare Energiekrise*. Weishaupt Verlag. Wien.

Klimaschutzszenarien 2050 – Herausforderungen für die Abfallwirtschaft

U. Lahl & B. Zeschmar-Lahl

BZL Kommunikation und Projektsteuerung GmbH, Oyten, Deutschland

KURZFASSUNG: Die Industriestaaten werden bis 2050 eine 80 – 85%ige Reduzierung ihrer THG-Emissionen bezogen auf 1990 erreichen müssen. Dieser Zielkorridor wird auch auf die stoffliche Verwendung von Kohlenstoff Auswirkungen haben. Die Autoren zeigen, dass die stofflichen Kohlenstoff-Verbräuche schon heute eine vergleichbare Höhe aufweisen wie die energetische Nutzung von Kohlenstoff, wobei erstere zukünftig an Bedeutung gewinnen werden. Einer der wesentlichen „Organisatoren“ für diese Kreisläufe wird die Abfallwirtschaft sein. Die Autoren skizzieren den gegenwärtigen Kenntnisstand und leiten den zukünftigen Handlungs- und Forschungsbedarf für dieses Aufgabenspektrum ab.

1 EINLEITUNG

Das 2-Grad-Ziel lautet, nicht mehr als 450 ppm CO₂ in der Atmosphäre. Wie kann das gehen? Die internationale Verständigung lautet: Global eine Halbierung der Emissionen an Treibhausgasen bis 2050, Bezugsjahr ist 1990, wobei dies noch in der Diskussion ist. Die Industriestaaten sollen ihre Emissionen um 80% senken, manche Autoren nennen gar 95%. Was das für die Abfallwirtschaft in Deutschland bedeuten könnte, wird im Folgenden diskutiert.

2 HEUTIGER BEITRAG DES ABFALLSEKTORS ZUM KLIMASCHUTZ

Unbehandelter Hausmüll in Deutschland besteht, auch wenn sich die Zusammensetzung seit 1980 verändert hat, immer noch zu über 50 Gew.-% aus organischen Bestandteilen wie Bioabfall, Papier und Pappe, Kunststoffe, Windeln und ähnlichem.

2.1 Die Abfallablagerung

Bei Ablagerung auf einer Deponie werden die leicht abbaubaren organischen Verbindungen im Abfall relativ schnell, die schwer abbaubaren dagegen erst im Laufe der Zeit abgebaut. Dieser Abbau findet im Deponiekörper zumeist unter Abwesenheit von Sauerstoff (d.h. anaerob) statt, wobei Methan gebildet wird. Dessen Treibhauspotenzial (GWP₁₀₀) wurde vor wenigen Jahren mit 21 angegeben, dann mit 23, heute liegt es bei 25. D.h. Methan ist 25 Mal so klimawirksam wie CO₂ aus fossilen Quellen. Und das gilt auch für Methan, das aus dem anaeroben Abbau von Biomasse stammt.

Methan aus Deponien stellt in Deutschland die mit Abstand wichtigste Einzelquelle an Treibhausgasen dar. Zwar wurde die Deponierung von unbehandeltem Siedlungsabfall Mitte der 1990er Jahre verboten, doch erst durch die Abfallablagerungsverordnung von 2001 wurde das Ende der Deponierung ohne Vorbehandlung zum 01.06.2005 wirklich durchgesetzt. So konnten, wie Tab. 1 zeigt, die direkten Treibhausgasemissionen aus dem Abfallsektor von 1990 – 2007 um 40,4 auf 11,5 Mio. Mg CO_{2eq} entsprechend rund 71,5% gesenkt werden.

Die Abfallwirtschaft hat den größten prozentualen Beitrag zum Klimaschutz mit einem Rückgang der THG-Emissionen von über 70% bezogen auf den Ausgangswert 1990 geleistet. Absolut entspricht diese Reduktion von ca. 28,9 Mio. Mg CO_{2eq} beinahe 12% der Gesamtreduktion in Höhe von 246,9 Mio. Mg. Der wichtigste Effekt ist dabei die Reduzierung der deponie-

bürtigen Methanemissionen. Insgesamt wurden die Methanemissionen aus Deponien von 1,7 Mio. Mg im Jahr 1990 auf unter 0,4 Mio. Mg im Jahr 2007 reduziert. „Diese rückläufigen Methanemissionen der Quellgruppe 6.A.1 entsprechen 27 Mio. Tonnen/Jahr CO₂-Äquivalente und damit einer Minderung der gesamten Treibhausgasemissionen Deutschlands um ca. 3%. Die Erfahrungen der deutschen Abfallwirtschaft zeigen, dass die Reduktion der abgelagerten Mengen biologisch abbaubarer Abfälle deutlich höhere Beiträge zum Klimaschutz erbringen kann als Fassung und Behandlung des Deponiegases.“ (Umweltbundesamt 2009a).

Tab. 1: Entwicklung der THG-Emissionen in Deutschland, in CO₂-Äquivalenten (Umweltbundesamt 2009a)

Quellgruppen	THG [Mio. Tonnen CO _{2eq}]						Veränderung 1990 – 2007
	1990	1995	2000	2005	2006	2007	
Energie	987,9	870,4	826,1	791,8	803,3	773,7	-21,7%
Industrieprozesse	119,8	121,2	100,8	107,8	109,0	116,1	-3,1%
Lösemittel, etc.	5,4	4,5	3,7	3,4	3,3	3,3	-38,9%
Landwirtschaft	61,6	54,4	55,4	52,8	52,1	51,5	-16,4%
Landnutzungsänd.	-28,2	-30,9	-32,1	-21,8	-15,6	-16,1	-42,9%
Abfall	40,4	34,3	22,1	13,1	12,3	11,5	-71,5%
Summe	1.186,9	1.053,9	976,0	947,1	964,4	940,0	-20,8%

Somit ist die Einstellung der Deponierung von Hausmüll und Gewerbeabfall in Deutschland die mit Abstand wichtigste Einzelmaßnahme, um die Verpflichtung des Kyoto-Protokolls zu erbringen. Allerdings verfügen die noch bis Juni 2005 verfüllten Deponien immer noch über ein erhebliches Methanemissionspotenzial. So zeigt die Treibhausgasbilanz für das Jahr 2008, dass die Restemissionen der Abfalldeponierung von gut 7,5 Mio. Mg CO_{2eq} aus Methan immer noch dominierend in diesem Sektor sind (Umweltbundesamt 2009b). Die restlichen klimarelevanten Emissionen (hier Distickstoffoxid = Lachgas) in Tab. 2 stammen vor allem aus dem Abwasserbereich und aus der mechanisch-biologischen Abfallbehandlung sowie der Kompostierung.

Tab. 2: Treibhausgasemissionen (THG) in Äquivalenten, ohne CO₂ aus Landnutzung, Landnutzungsänderung und Forstwirtschaft, für das Jahr 2008 (Umweltbundesamt 2009b)

2008	THG-Emissionen		CH ₄ -Emissionen		N ₂ O-Emissionen	
	Absolut [1.000 Mg CO _{2eq}]	in %	Absolut [1.000 Mg CO _{2eq}]	in %	Absolut [1.000 Mg CO _{2eq}]	in %
Insgesamt	958.850	100,00%	47.745	4,98%	60.166	6,27%
6. Abfall	10.859	1,13%	8.186	0,85%	2.673	0,28%
A. Abfalldeponierung	7.518	0,78%	7.518	0,78%		
B. Abwasserbehandlung	2.410	0,25%	100	0,01%	2.310	0,24%
D. M(B)A + Kompostierung	931	0,10%	568	0,06%	363	0,04%

2.2 Die biologische Abfallbehandlung

Wie Tab. 2 zeigt, tragen auch die mechanisch-biologische Abfallbehandlung und die Kompostierung zur Emission von Treibhausgasen – neben Methan vor allem auch Lachgas – bei. Ihr Beitrag liegt bei knapp 10% der Gesamtemissionen aus dem Abfallsektor. Danach weist insbesondere die Kompostierung ein erhebliches Emissionspotenzial für organische Verbindungen und speziell auch klimarelevante Gase auf. Dies bestätigt auch eine im Auftrag des Umweltbundesamtes durchgeführte Untersuchung des Emissionsverhaltens geschlossener bzw. teilgeschlossener Kompostierungs- und Vergärungsanlagen, also der Anlagen mit dem höchsten Emissionsschutzstandard (Cuhls et al. 2009). Danach lagen die Mittelwerte der geschlossenen Kompostanlagen bei 710 g Methan/Mg Bioabfall und bei 68 g Lachgas/Mg Bioabfall, was rechnerisch gut 36 kg CO_{2eq} pro Mg Bioabfall ausmacht. Bei einer offenen Kompostierungsanlage lagen während der Emissionsmessungen allerdings erhebliche Prozessstörungen vor, die insbesondere auf sehr hohe Wassergehalte in den Rottemieten zurückzuführen waren. Mit steigendem Wassergehalt verringerte sich das Luftporenvolumen in den Mieten, so dass sowohl die Luftdurchlässigkeit in der Holzhäckselschicht als auch die Belüftung der Rottemieten unzurei-

chend war. Die Emissionsfaktoren, die in dieser Anlage unter diesen Bedingungen ermittelt wurden, beliefen sich für Methan auf 11.000 g/Mg und für Lachgas auf bis zu 300 g/Mg Bioabfall. Diese Emissionsfaktoren stellen damit mögliche Werte dar, die in Kompostierungsanlagen mit rein aeroben Verfahren bei Fehlsteuerung erreicht werden können. Bei einem Treibhauspotenzial von 25 für Methan und von 298 für Lachgas kann die Emission in dieser Anlage somit rund 360 kg CO₂-Äquivalente pro Mg Bioabfall erreichen (Lahl 2009).

Bei biologischen Abfallbehandlungsanlagen ist die Emission klimarelevanter Gase nur mittelbar über die TA Luft begrenzt. So sind die in Tab. 3 genannten Emissionsbegrenzungen einzuhalten. Dabei stellt Methan in dem Summenparameter Gesamtkohlenstoff die größte organische Einzelkomponente dar. Bezüglich dieser Parameter ergab die oben zitierte Untersuchung biologischer Abfallbehandlungsanlagen Folgendes (Cuhls et al. 2009):

- Für Gesamtkohlenstoff (TOC) zeigt sich, dass von den untersuchten acht Kompostierungsanlagen lediglich drei die Massenstrombegrenzung von 0,5 kg/Stunde einhalten. Die untersuchten fünf Vergärungsanlagen überschreiten bis auf eine alle den Gesamtkohlenstoff-Massenstrom. Die Begrenzung der TOC-Massenkonzentration von 50 mg/m³ wird von allen untersuchten Vergärungsanlagen überschritten (Mittelwert rund 250 mg/m³).
- Bzgl. Ammoniak halten drei der untersuchten acht Kompostierungsanlagen und drei der untersuchten fünf Vergärungsanlagen die Massenstrombegrenzung von 0,15 kg/Stunde ein. Die Massenkonzentration von 30 mg/m³ wurde lediglich von einer Anlage im Reingas überschritten.
- Insgesamt hat nur eine einzige der insgesamt 13 Anlagen des Untersuchungsprogramms die Emissionswerte der TA Luft im Reingas eingehalten.

Diese Werte verdeutlichen zum Einen, welche Bedeutung eine sorgfältige Betriebsführung und deren Kontrolle auf die Emission klimawirksamer Gase hat. Zum Anderen zeigt sich aber auch, dass die Emissionen von Vergärungsanlagen mehr Aufmerksamkeit verdienen als bisher. So sind im NIR THG für Vergärungsanlagen für Bioabfälle bzw. MBA-Fraktionen keine Emissionsfaktoren angegeben und in der dazu gehörigen EXCEL-Datei wird explizit darauf hingewiesen, dass die Quellgruppe 6.D „Andere“ lediglich die Abfallbehandlungsverfahren Mechanisch-Biologische Abfallbehandlung und Kompostierung beinhalte (Umweltbundesamt 2009b). Von daher ist nicht erkennbar, ob und wie die klimarelevanten Emissionen aus dem nicht-thermischen Anlagenteil von nicht-landwirtschaftlichen Vergärungsanlagen bzw. Biogasanlagen im NIR berücksichtigt sind.

Klimarelevante Emissionen von Vergärungs- bzw. Biogasanlagen resultieren aus verschiedenen Quellen. Neben dem Umgang mit den Gärresten sind u.a. auch die Dichtigkeit der Anlage, die Fassung und die Reinigung der Abgase maßgeblich für die Höhe der Emissionen. Letztere treten insbesondere dann auf, wenn die emissionsrelevanten Anlagenteile nicht gasdicht ausgebildet sind. Die Übersicht aus dem zweiten Bundesmessprogramm zeigt, dass von den untersuchten rund 60 repräsentativen Biogasanlagen nur die Hälfte diesen Mindestanforderungen entspricht (Lahl 2009). Ein weiteres Problem des Klima- und Immissionsschutzes stellt die Ausbringung der Gärrückstände dar. Hohe Emissionen treten in der Praxis dann auf, wenn die Gärrückstände über ein hohes Emissionspotential verfügen. Dies ist etwa der Fall, wenn die Verweilzeiten in der Vergärung zu kurz sind. Faustgröße aus der Praxis sind 80 – 100 Tage Verweilzeit. Bei den untersuchten Biogasanlagen betrug in der Hälfte der Fälle die Verweilzeit in der Vergärung weniger als 100 und in knapp 20% der Fälle weniger als 50 Tage.

Fazit: Die Verweilzeiten sind häufig viel zu kurz. Daraus resultiert ein hohes Restgaspotenzial in den Gärresten. Dieses wiederum führt zu hohen Emissionen und Nachbarschaftskonflikten, insbesondere bei fehlender Abdeckung der Gärrückstände. Bei den seit 2004 neu gebauten Anlagen sind die Gärrestlager bei immer noch rund 50% offen, bei weniger als 40% sind sie gasdicht abgedeckt (Weiland 2009).

Tab. 3: Verwendete Emissionsfaktoren für NIR THG 1990 – 2007 (Umweltbundesamt 2009a)

Parameter/Begrenzung	TA Luft Nr. 5.2.5 Organische Stoffe (TOC)	TA Luft Nr. 5.2.4 Gasförmige anorganische Stoffe, Klasse III (Ammoniak)
Massenstrom	0,50 kg/Stunde	0,15 kg/Stunde
Massenkonzentration	50 mg/m ³	30 mg/m ³

2.3 Die mechanisch-biologische Abfallbehandlung

Mechanisch-biologische Abfallbehandlungsanlagen wiesen in der Vergangenheit einen unterschiedlichen technischen Stand auf, von offener ungesteuerter Rotte auf Deponien bis hin zu technischen Systemen mit gekapselter Intensivrotte sowie Abgasfassung und -reinigung. Aufgrund gesetzlicher Vorgaben müssen M(B)A-Anlagen heute einen hohen technischen Stand bzgl. Prozesssteuerung und Immissionschutz aufweisen.

Alle Verfahren trennen in unterschiedlicher Trennschärfe Wertstoffe zur stofflichen Verwertung und mindestens eine heizwertangereicherte Fraktion zur Nutzung als Ersatzbrennstoff aus. Die klimarelevanten Emissionen bzw. Emissionseinsparungen der energetischen Verwertung werden allerdings nicht im Sektor Abfall, sondern im Sektor Energie bilanziell erfasst.

Bis auf die mechanisch(-biologische) Vorbehandlung vor der thermischen Behandlung (MBV) fällt jeweils auch mindestens eine Fraktion zur Ablagerung auf einer Deponie an. Hierbei handelt es sich um ausgeschleuste Inertstoffe und – je nach Verfahrenskonzept – auch um eine heizwertabgereicherte, biologisch stabilisierte Fraktion. Für die Ablagerung auf Deponien müssen beide Fraktionen die Grenzwerte im Feststoff und auch im Eluat einhalten.

Nach Thiel (2008) fallen pro Jahr etwa 1,4 Mio. Mg Deponiefractionen zur oberirdischen Ablagerung an. Diese darf, so sie die gesetzlichen Grenzwerte erfüllt, auf Deponien der Klasse II (Hausmüll) abgelagert werden. Allerdings darf diese Fraktion noch beachtliche Gehalte an organischer Substanz aufweisen (z.B. 18% Gesamtkohlenstoff in der Trockensubstanz), aus der auch nach der Ablagerung weiterhin Methan freigesetzt wird. So werden im Nationalen Inventarbericht zum Deutschen Treibhausgasinventar 1990 – 2007 (Umweltbundesamt 2009a) für geschlossene MBA-Anlagen, die die Begrenzungen der Emissionsfrachten der 30. BImSchV (2001) einhalten, die in Tab. 4 genannten Emissionsfaktoren verwendet.

Tab. 4: Verwendete Emissionsfaktoren für NIR THG 1990 – 2007 (Umweltbundesamt 2009a)

Treibhausgas	Emissionsfracht maximal [g/Mg Abfall] (Umweltbundesamt 2009a und 2009b)	GWP-Faktor*	Emissionsfracht [kg CO _{2eq} /Mg Abfall]
Lachgas, N ₂ O	100	310	31
Methan, CH ₄	55	21	1,155
Summe			32,155

* im NIR verwendet; aktuelle GWP: N₂O = 296, CH₄ = 25

Laut Thiel (2008) sind im Jahr 2007 rund 2,1094 Mio. Tonnen Hausmüll in 18 Rotteanlagen behandelt worden. Daraus lässt sich eine Treibhausgasemission von rund 67.800 Mg CO_{2eq} abschätzen. Dies erscheint angesichts der 7,52 Mio. Mg CO_{2eq}-Emissionen aus den Ablagerungen vor 2005 erst einmal recht gering (knapp 1%). Doch während letztere stetig zurückgehen werden, wird die Emission aus dem MBA-Deponiegut in den nächsten Jahren weiterhin in gleicher Höhe anfallen. Hinzu kommt, dass die abgelagerte organische Substanz nicht mehr für die energetische Nutzung zur Verfügung steht. Ein Teil der organischen Masse wird zu Humus – allerdings ist die Schadstoffbelastung dieses Materials so hoch, dass etwa eine spätere landwirtschaftliche Nutzung nicht möglich sein wird. So muss nach Stilllegung der Deponie eine mindestens 1 m dicke sog. Rekultivierungsschicht aufgebracht werden. Das für MBA-Rottegut berechnete Methanaufkommen wird überwiegend diffus aus dem abgelagerten Material freigesetzt und steht für eine energetische Nutzung nicht zur Verfügung. Allerdings muss der Deponiebetreiber gegenüber der zuständigen Behörde nachweisen, dass das im Deponiegas enthaltene Methan vor Austritt in die Atmosphäre weitestgehend oxidiert wird, z.B. durch Aufbringung einer sog. Methanoxidationsschicht. Die im Rottegut noch enthaltenen Schadstoffe wie Schwermetalle werden mit dem Deponiematerial nicht rückholbar in die Umwelt eingebracht.

Insgesamt ist daher unter den Aspekten Energieeffizienz, Klimarelevanz und Stoffstromlenkung die Sinnhaftigkeit der Deponierung von MBA-Rottegut zu hinterfragen. So rechnet etwa Prognos denn auch damit, dass zukünftig immer mehr Anlagen von der Erzeugung ablagerungsfähiger Deponiestabitate auf die Erzeugung von Ersatzbrennstoffen und in 5 – 10 Jahren eventuell zudem auf die Erzeugung von Biobrennstoffen aus der Schwerfraktion, die heute noch für die anschließende Deponierung biologisch vorbehandelt wird, umstellen werden (Alwast & Birnstengel 2010).

2.4 Verbliebene Handlungsdefizite

Die Einstellung der Deponierung von Haus- und Gewerbemüll in Deutschland ist die mit Abstand wichtigste Einzelmaßnahme, um die Verpflichtung des Kyoto-Protokolls zu erbringen.

Der Handlungsbedarf bei der Abfallverwertung ist heute im Wesentlichen ein Vollzugsproblem. Insbesondere die Einfachstanlagen, wo Kompostierung ohne Einhausung und Abgasfassung und Abgasreinigung betrieben wird, wie es sie in einzelnen Bundesländern noch gibt, sind nachzurüsten oder zu schließen. Aber auch für die technisch weiter entwickelten Kompostierungs- und Vergärungsanlagen besteht Handlungsbedarf, wie oben gezeigt wurde. Insbesondere ist sicherzustellen, dass die Emissionsbegrenzungen der TA Luft eingehalten werden.

Die Deponierung von MBA-Rottegut hat aufgrund ihrer Defizite bzgl. Energieeffizienz, Klimarelevanz und Stoffstromlenkung keine Zukunft.

3 KLIMASCHUTZSZENARIEN

Eine ganze Reihe wissenschaftlicher Erkenntnisse haben sich in den letzten Jahren weitgehend erhärtet, so dass man heute von weitgehend gesicherter Erkenntnis ausgehen kann. Hierzu gehören insbesondere (Rahmstorf & Schellnhuber 2006):

- Die CO₂-Konzentration in der Atmosphäre ist in den letzten gut 150 Jahren von 280 auf 380 ppm angestiegen.
- Die Ursache für diesen Anstieg ist in erster Linie das Verbrennen fossiler Energieträger und in zweiter Linie der Raubbau an natürlichen Wäldern.
- Die Wirkungen von CO₂ auf den Strahlenhaushalt der Erde sind bekannt (s.o.). Steigt die Konzentration an, führt dies zu einer Erwärmung der Erdoberfläche. Eine Verdopplung der Konzentration führt mit großer Wahrscheinlichkeit zu einer Temperaturerhöhung von 3 °C, wobei die Unsicherheit bei +/- 1 °C liegt.
- Die Temperaturen, die in den letzten Jahren gemessen wurden, waren die wärmsten seit Beginn der Messungen. Das Ausmaß der Erwärmung wird global mit 0,6 °C und für Deutschland mit rund 1 °C angegeben.
- Hierfür sind zwei Ursachen verantwortlich: Zum überwiegenden Teil sind dies die vom Menschen verursachten Treibhausgasemissionen und zum gewissen Teil auch natürliche Gründe, wie Schwankungen der Sonnenaktivitäten.

Mittels Modellrechnungen können Zukunftsszenarien durchgespielt werden. Es sind insofern Zukunftsprognosen, als simuliert wird, welche Folgen bei variierten Randbedingungen dieser Modellberechnungen (Wenn/Dann) eintreten würden.

Um die Klimaprognosen über Modellrechnungen erfassen zu können, benötigt man zunächst eine Vorhersage, wie sich die Emissionen an Treibhausgasen entwickeln können. In den Jahren 1996 – 2000 haben Wissenschaftler für den IPCC 40 solcher Emissionsprognosen entwickelt und durchgerechnet. Die Ergebnisse sind in einem sog. Special Report on Emission Szenarios (SRES-Szenarien) zusammengefasst (IPCC 2000). In diesen Szenarien wird eine globale Steigerung der CO₂-Konzentration mit großer Bandbreite durchgespielt. Bis in das Jahr 2100 werden Konzentrationen von 540 – 970 ppm erwartet, also ein Anstieg der vorindustriellen Konzentration von 280 ppm um 90 – 250% (IPCC 2000). Da die Kohlenstoffkreisläufe der Erde selbst im Rahmen dieser Szenarien mit positiver Rückkopplung reagieren werden, liegen die resultierenden Konzentrationen genau genommen bei 490 – 1.260 ppm, was die große Bandbreite der modellierten Szenarien unterstreicht.

In einem weiteren IPCC-Bericht wurden auf der Basis dieser Emissionen die resultierenden Klimaveränderungen in Form der sich jeweils einstellenden mittleren Temperaturerhöhungen berechnet. Im Ergebnis folgte aus diesen Berechnungen eine Erderwärmung, je nach Emissions-Szenario von 1,7 – 5,8 °C (Rahmstorf & Schellnhuber 2006). Wobei in diesen Berechnungen noch nicht die Erkenntnisse über mögliche Freisetzungen von Treibhausgasen aus der Biosphäre aufgrund der Klimaveränderung enthielten, die Berechnungen also keine worst case-Szenarien darstellen (Cox et al. 2000).

Im optimistischen Fall wird sich daher die Erdtemperatur auf einen Wert steigern, den wir in den letzten 100.000 Jahre auf der Erde nicht mehr hatten; unter ungünstigen Randbedingungen

steigt die Temperatur von 15 auf über 20 °C, was wohl über die letzten Jahrmillionen der Erdgeschichte einzigartig wäre (Rahmstorf & Schellnhuber 2006).

Auf der Basis dieser Erkenntnisse waren in den Folgejahren Empfehlungen für politische Entscheidungen zu geben.

Der deutsche WGBU hat 2003 das sog. Zwei-Grad-Ziel im Rahmen seiner Beratungen für die Bundesregierung gutachterlich unterlegt (WBGU 2003). Dieses Ziel bedeutet zunächst, dass die Treibhausgaskonzentration 450 ppm CO₂ (bzw. CO_{2,eq.}) im Jahr 2050 nicht übersteigen sollte. Um dies zu erreichen, muss die Treibhausgasemission bis 2050 weltweit halbiert werden. Bezugsjahr für diese Zielsetzung ist nach WGBU das Jahr, welches auch für die Zielsetzungen im Kyoto-Protokoll das Bezugsjahr ist, nämlich 1990. Also zusammengefasst: Die globalen Emissionen aus dem Jahr 1990 sollen bis 2050 um 50% reduziert sein, dann wird das Zwei-Grad-Ziel, folgt man den beschriebenen Klimaberechnungen, einzuhalten sein – der Klimawandel also begrenzt werden können.

Das sog. Zwei-Grad-Ziel und seine damit verbundenen Implikationen wurde in den Folgejahren in vielen weiteren Studien untersucht, präzisiert und im Kern als wissenschaftlich sinnvolle und notwendige Zielsetzung befürwortet. Wobei den Beteiligten klar ist, dass das Zwei-Grad-Ziel kein Szenario darstellt, bei dem negative Auswirkungen der Klimaänderung vollständig vermieden werden können (EU EG Science 2008). Auch die politische Zustimmung nahm zu. Und wenn die große Klimakonferenz Ende 2009 ein Ergebnis hatte, dann die internationale politische Annahme des Zwei-Grad-Ziels. Offen blieb allerdings bis heute, wie man dieses Ziel erreichen kann und sollte.

So wird es nicht möglich sein, für alle Volkswirtschaften dieser Welt die Halbierung der Emissionen aus dem Jahr 1990 zu verlangen. Einige Zahlen mögen dies verdeutlichen. Im Wesentlichen haben die Industriestaaten den Klimawandel bis 2010 verursacht, nicht die Entwicklungsländer. Der jährliche Kohlendioxidausstoß auf jeden einzelnen Bewohner heruntergerechnet, beträgt in den USA rund 20 Tonnen, 8,5 Tonnen in der Europäischen Union, eine Tonne in Indien und unter einer Tonne für die meisten Entwicklungsländer. Würde man für die Entwicklungsländer eine Halbierung der Emissionen verlangen, würde dies weder mit dem Verursacherprinzip konform gehen, noch wäre dies gerecht. Somit ist man mit der Frage konfrontiert, wie eine gerechte Lastenverteilung der Minderungsmaßnahmen zwischen Entwicklungs-, Schwellen- und Industrieländern aussehen müsste.

Soll die Zwei-Grad-Schwelle bei der globalen Erwärmung nicht überschritten werden, dürfen nach Berechnungen des WBGU weltweit kumuliert von 2010 bis 2050 nur noch 750 Mrd. Tonnen (Gigatonnen, Gt) CO₂ emittiert werden (Globalbudget). Wird die Weltbevölkerung im Jahr 2010 von ca. 6,9 Mrd. Menschen als Referenzgröße gewählt, ergeben sich jährlich 2,7 Tonnen CO₂-Emission pro Kopf (WGBU 2009). Diese Zielzahl zeigt ebenfalls, dass den Entwicklungsländern Raum für Entwicklung gegeben werden kann und muss.

Die Bundesregierung hat das Zwei-Grad-Ziel zur Grundlage ihrer Klimapolitik gemacht. Für Deutschland hat sich politisch durchgesetzt, bis 2020 die Treibhausgasemissionen um 40% zu senken (BMWT & BMUNR 2007). Die Festlegung eines verbindlichen Langfristziels ist noch offen. Der IPCC sieht für die Industrieländer bis 2050 eine Emissionsminderung von 80 – 95% im Vergleich zu 1990 als erforderlich an. Das deutsche Umweltbundesamt schließt sich dieser Einschätzung an und empfiehlt der Bundesregierung, für Deutschland eine Minderung der Treibhausgasemissionen bis 2050 um mindestens 80% gegenüber dem Jahr 1990 festzuschreiben (Umweltbundesamt 2009c). Das Bundesumweltministerium führt Studien durch, wie sich derartige Ziele praktisch umsetzen lassen (Nitsch 2008). In Österreich laufen unserer Beobachtung nach ähnliche Diskussionen (BMLFUW/AIZ 2010).

Den Umweltschutzgruppen ist diese Zielsetzung noch zu wenig ambitioniert. Sie verlangen für Deutschland, dass der Ausstoß von Treibhausgasen bis zum Jahr 2050 um etwa 95% im Vergleich zu 1990 sinken muss. Pro Kopf würde 2050 nur noch weniger als eine ½ Tonne CO₂/Jahr ausgestoßen werden – heute sind es rund elf Tonnen. Die hierfür durchgeführte Untersuchung zeigt, dass so ein Ziel durchaus nicht unrealistisch ist (Prognos AG & Öko-Institut e.V. 2010). Auch das deutsche Umweltbundesamt problematisiert mit einer Studie, ob die bisherigen anvisierten Emissionsminderungen zur Erreichung des Zwei-Grad-Ziels ausreichend sind (Umweltbundesamt 2010).

4 DER ZUKÜNFTIGE BEITRAG DES ABFALLSEKTORS

Was kommt auf die Abfallwirtschaft in dieser Zukunft zu? Welche politischen Modelle sind denkbar? Welche Anforderungen könnten erhoben werden? Was könnte die Abfallwirtschaft theoretisch an Reduktionsleistung erbringen? Werden andere Sektoren, um ihren jeweiligen Beitrag zu erbringen, den Abfallsektor tangieren bzw. unter Last nehmen?

Der Abfallsektor ist heute in den nationalen Klimaschutz-Inventaren auf unterschiedliche Sektoren verteilt. Daher war das politische Augenmerk bisher auch nicht so sehr auf diesen Sektor gelenkt. Mit größerem Nachdruck hat man über die Energieerzeugung, den Mobilitätssektor oder den Bereich „Wohnen“ diskutiert. Sicherlich ist auch gerade in Österreich und in Deutschland zu würdigen gewesen, welche großen Leistungen der Abfallsektor in den vergangenen Jahren durch Einstellung der Deponierung unbehandelter (und die Verbrennung und energetische Nutzung eben dieser) Abfälle geleistet hat. Gleichwohl ist ein Blick auf die Anforderungen der Zukunft angebracht. Zukunftsprognosen sind und waren immer wichtig, damit sich die Akteure einer Branche auf kommende oder mögliche Entwicklungen einstellen können.

Die Berechnungsgrundlagen von Klimaschutzszenarien fußen heute auf der Ermittlung der CO₂-Emissionen aus Emissionsquellen in die Atmosphäre. Der fossile Kohlenstoff, der in Form von Stoffen, Chemikalien oder Materialien in die Umwelt eingebracht wird, ist außerhalb dieser Betrachtung. In diesem Sinne kann dieser Kohlenstoff, der beispielsweise als Dämmstoff im Hausbau eingesetzt wird, als Kohlenstoffsenke betrachtet werden, vergleichbar den Wäldern und sonstigen Biomasselagern außerhalb der Technosphäre. Dieser Kohlenstoff wird erst dann relevant, wenn dieses Inventar aus der Nutzung in den Abfallsektor entlassen und dort ggf. zu CO₂-Emissionen in die Atmosphäre umgewandelt wird.

Es ist zudem erklärte Strategie des Klimaschutzes, derartige Senkenfunktionen gezielt zu nutzen und auszubauen. So wird in unterschiedlichen Projekten daran gearbeitet, sogar fossiles CO₂ in organische Verbindungen umzuwandeln und diese als Senke in die Technosphäre einzubringen. Gegenwärtig wird der Kohlenstoff in derartigen Senken, unabhängig davon, ob er fossilem oder biogenen Ursprungs ist, gleich behandelt. Welche Probleme sind zu erwarten?

Zunächst stellt sich die Frage, ob die Klimaschutzpolitik, will sie in den nächsten Jahren ernsthaft die oben genannten Ziele anvisieren, die Stoffwelt weiter wird ausblenden können. Heute gehen rund 5% des fossilen Kohlenstoffs in den Chemiesektor. Dieser Anteil wird sich in den relevanten Klimaschutzszenarien bis 2050 deutlich erhöhen. Ursache sind Stoffe für die Wärme- und Kälteisolierung, der Umstieg von Metall auf Kunststoffe, vermehrter Einsatz von Baustoffen aus organischem Material uvm.

Da aber alle diese Materialien endliche Lebenszeiten aufweisen, entsteht auf diesem Feld zukünftig ein neuer Bedarf an Dienstleistungen, natürlich mit einer gewissen Zeitverzögerung. Die Dienstleistung wird einerseits die klassische Recycling- und Entsorgungsaufgabe bleiben, mit stetig steigendem Geschäftsumfang. Die Dienstleistung wird andererseits aber auch sein, dies alles ohne nennenswerte CO₂-Emissionen zu erbringen.

Versuchen wir das Problem ganz plastisch zu verdeutlichen: In den Jahren nach 2030 wird die „Kohlenstoffschraube“ in den relevanten Klimaschutzszenarien deutlich anzuziehen sein. Wenn dann die organischen Senkenstoffe fossilen Ursprungs zunächst langsam, aber in immer größerem Umfang in den Abfallsektor eingebracht werden, führt dies dort, würde man die heutigen Entsorgungstechniken anwenden, zu erhöhten CO₂-Emissionen. Im Jahr 2050 würde es in einem 95%-Szenario ausreichen, die Abfallwirtschaft wie heute weiter zu betreiben, und das Einsparziel würde verfehlt.

Steht und fällt die Klimaschutzpolitik im Jahr 2050 in den westlichen Industriestaaten mit der Überwindung der Abfallverbrennung?

Bevor jetzt auf der falschen Seite Jubel ausbricht: Die Situationseinschätzung für den Zeitraum 2050 ist nicht trivial. Es ist anzunehmen, dass die heutige Fokussierung der Instrumente des Klimaschutzes auf CO₂-Emissionen als unzureichend erkannt werden wird. Kann und muss man den Emissionshandel auf gebundenen Kohlenstoff in Materialien ausdehnen? Dies wäre sicherlich erforderlich, will man die Stoffherzeugung stärker weg von Öl und Gas hin zu Biomasse steuern. Technologisch ist dies kein grundsätzliches Problem; nur aus ökonomischen Gründen kommen Projekte wie die der Bioraffinerie bisher aus dem Pilotmaßstab nicht heraus.

In einem Zukunftsszenario mit einer Stoffproduktion, die hauptsächlich aus Biomasse stattfindet, entspannt sich die Situation für die Abfallwirtschaft resp. die thermische Abfallbehand-

lung. Anders sähe dies aus, wenn 2050 die Energieträger für die Müllverbrennung hauptsächlich fossilen Ursprungs wären. Aber die Situation 2050 wird für die thermische Abfallbehandlung schwierige Herausforderungen stellen. Dies macht allein die Überlegung deutlich, dass selbst bei vollständiger Umstellung der Stoffproduktion auf nachwachsende Biomasse die bis heute (und den nächsten Jahren) verbauten Materialien 2050 anteilig zu Abfällen werden und in die Abfallentsorgung drücken.

Kann unter diesen Überlegungen die Deponie eine Wiederbelebung erfahren, als Kohlenstoffsenke?

Sicherlich nicht in Form des Methanreaktors der vergangenen Jahre. Aber was wäre mit einer organischen Inertstoffdeponie, also in etwa die Richtung, vielleicht noch etwas weiter inaktiviert als die MBA-Deponie? Oder als reine Kunststoffdeponie fossilen Ursprungs? Und Sicherheitsbedenken könnten gleich mit in die gleiche Tonne geworfen und zerstreut werden, in dem auch die Sicherheitsbedenken gegen CCS (Carbon Capture and Storage) kommen werden. Denn das große Argument lautet, den Klimawandel zu verhindern, ist wichtiger als alles andere. Etwaige Sicherheitsrisiken wären in diesem Argumentarium technisch zu lösen, mit gewissen Restrisiken, die dann zu vertreten sind. Und CCS-Speicher sind genauso wenig vollständig dicht, wie die Inertdeponie für Kunststoffe vollständig innert ist, – auch ein gutes Argument.

Aber es gibt bessere Alternativen. Kann das stoffliche Recycling aus diesem Dilemma führen? Fossiler Kohlenstoff ist ohne Klimarelevanz, solange man ihn im Kreislauf behalten kann. Und zukünftig wird hier mehr möglich sein, als dies heute der Fall ist. Wir können uns ein Jahr 2050 vorstellen, in dem die MVA Inputkontrollen durchführt, weil sie nicht mehr als beispielsweise 10% fossilen C im Monatsmittel verbrennen will/darf? Sollten in diesem Szenario die Deponien weiter geschlossen bleiben, wäre die Abfallwirtschaft der Gewinner. Das stoffliche Recycling könnte technisch deutlich intensiver betrieben werden, als das heute der Fall ist, weil die ökonomische Basis hierfür vorhanden wäre. Und die Abfallwirtschaft geht „in line“ mit dem Klimaschutz. Kann so ein Szenario technisch und ökonomisch funktionieren?

5 OFFENE FRAGEN

Es gibt für die Abfallwirtschaft im Rahmen der ambitionierten Klimaschutzenszenarien viele offene Fragen. Während in anderen Sektoren, wie im Bereich der Energie- oder der Mobilitätsforschung, sehr viele Studien und Szenarien erstellt bzw. gerechnet wurden, ist die Daten- und Erkenntnislage für die Abfallwirtschaft eher dünn.

Die Basis zum besseren Verstehen der zukünftigen Entwicklungen und Handlungsstränge sind die globalen und nationalen Kohlenstoffströme. Im Jahr 2000 wurde in Deutschland auf der Ebene der Endnutzung rund 250 Mio. Mg C energetisch genutzt und 228 Mio. Mg C gelangen in eine stoffliche Nutzung (Uihlein 2006). Dabei wird unter energetischer Nutzung die thermische Umwandlung eines Energieträgers zu Elektrizität, Wärme oder anderer Nutzenergie verstanden. Die stoffliche Nutzung wird dominiert vom Bereich Landwirtschaft (Assimilation von atmosphärischem Kohlenstoff). Danach folgen Produkte des verarbeitenden Gewerbes und Abfälle bzw. Reststoffe. Man sieht aus diesem Zahlenvergleich, dass die bisherige Fokussierung der Klimabilanzierung auf den Bereich Energiewirtschaft und Industrie zu überdenken ist.

Zum Einen ist festzustellen, dass die Landwirtschaft für die Klimabilanzen stärkere Beachtung zu schenken ist. Zum Anderen ist bedeutsam, dass die stoffliche Nutzung von Kohlenstoff im Jahr 2000 schon vergleichsweise hohe Werte aufweist. Bei der Entwicklung von Zukunftsszenarien ist der stofflichen Nutzung von Kohlenstoff u.E. zukünftig eine höhere Bedeutung beizumessen. Denn die stoffliche Nutzung von Kohlenstoff trägt über Jahre und Jahrzehnte dazu bei, dass in der Technosphäre ein immer größer werdender Kohlenstoffpool angehäuft wird. Dieser Kohlenstoffpool besteht aus fossilen und nachwachsendem C. Beides führt aber am Ende der Nutzung der stofflichen Produkte in die Abfallwirtschaft.

Die Abfallwirtschaft ist bereits heute einer der bedeutsamsten Erzeuger von Kohlenstoffprodukten. Diese Bedeutung wird sich in Zukunft verstärken. Wenn man die einzelnen Segmente der Kohlenstoffströme in Deutschland analysiert, so die Prozesskette Öl, sind bereits heute die wichtigsten Maßnahmen zur Reduktion der Treibhausgasemissionen die Erhöhung der Lebensdauer der Kunststoffprodukte und die Recyclingquote (Uihlein 2006).

Der Forschungsbedarf setzt bei Prognosefragen an. Eine wie oben dargestellte Reduktion der CO₂-Emissionen auf 80 oder gar 95% für das Jahr 2050 wird nur funktionieren, wenn es in den Volkswirtschaften bindende Instrumente gibt, die diese Reduktion über den genannten Zeitraum erzwingen. Dieser Druck lastet aber nicht nur auf den Kohlenstoffströmen für den Energiesektor. Der zahlenmäßig zukünftig bedeutsamere Bereich der stofflichen Kohlenstoffströme wird ebenfalls seinen Beitrag zu erbringen haben. Hinzu kommt, dass die stofflichen und energetischen Bereiche intensiv mit einander verflochten sind.

Wir benötigen daher bessere Modelle, die uns helfen, die stofflichen Kohlenstoffströme der Zukunft zu verstehen.

Dann wird der Abfallsektor oder vielleicht besser das Ressourcenmanagement der stofflichen Kohlenstoffströme ein Kernbereich sein, um im Stoffsektor Klimaschutzziele zu erreichen. Daher sollte im Rahmen der politischen Operationalisierung der nationalen Klimaschutzziele nicht der Weg gescheut werden, sich über Sektorziele zu verständigen. Sektorziele helfen den Akteuren in den einzelnen Sektoren, ihre eigenen Planungen auszurichten. Die Festlegung von Sektorzielen ist eine schwierige Aufgabe, weil die Sektoren jeweils eigene fachliche und politische „Statiken“ aufweisen.

Die Diskussionen in den Sektoren sind unterschiedlich weit vorangeschritten. Die Abfallwirtschaft wird sich, sofern ihre Bedeutung für den Klimaschutz in einer breiteren politischen Öffentlichkeit bewusster werden wird, der Diskussion um ein eigenes Sektorziel nicht entziehen können. Hierfür sind vorbereitende Forschungen erforderlich, die auf der Basis von Szenarien über die Entwicklung der Kohlenstoffströme machbare Korridore untersuchen. Denn eine Vorgabe, das Sektorziel für die Abfallwirtschaft abzuleiten, ist die 80 bzw. 95%ige Reduktion der heutigen Emissionen. Nur, macht diese Ableitung Sinn und ist das so ermittelte Sektorziel umsetzbar? Schließlich ist, wie oben ausgeführt, die Abfallwirtschaft der Zukunft mit deutlich größeren Stoffströmen konfrontiert.

Und schließlich ist ein bisher unzureichend beleuchtetes Forschungsfeld die Landwirtschaft und die biologischen Verfahren zur Gewinnung von Energie und Stoffen aus landwirtschaftlichen Assimilations-Produkten. Hier gibt es viele Berührungspunkte, wie ebenfalls oben ausgeführt, mit aktuellen Diskussionen in der Abfallwirtschaft. In einem Korridor in Richtung auf die genannten Reduktionen von Treibhausgasen wird man biologische Verfahren, die in dem heutigen Umfang Methan- oder Lachgas emittieren, nicht akzeptieren können. Aber wie weit kann man an dieser Stellschraube drehen, ohne dass es zu Treibhausgasemissionen an anderer Stelle kommt? Aktuell wird hierüber in Deutschland gerade intensiv am Beispiel einer neu zu errichtenden Vergärungsanlage gestritten.

Abschließend stellt sich die Frage, ob man angesichts einer so radikalen Diskussion über sektorale Reduzierungen und Kohlenstoffkreisläufe erschreckt sein sollte. Dies ist allerdings auch eine Frage der Mentalität. So sind in einem Umbruch auch immer Chancen verborgen. Gerade die Ökonomen haben in der letzten Zeit überraschende Erkenntnisse produziert. Es könnte funktionieren und müsste gar nicht so unerschwinglich sein. Denn die staatlich fixierten Rahmen und Zielvorgaben setzen enorme Innovationskräfte frei – die Geschichte kennt viele Beispiele.

6 SCHLUSSFOLGERUNG, ZUSAMMENFASSUNG

Aktuell ist offen, ob sich die internationale Staatengemeinschaft auf ein bindendes Klimaschutzabkommen einigen wird. Gelingt eine Verständigung, hat dies Auswirkungen auf alle wirtschaftlichen Sektoren – auch auf die Abfallwirtschaft. Aber was bedeuten die heute diskutierten Zielvorgaben einer Senkung der Treibhausgasemissionen von 80 oder gar 95% für den Abfallsektor? Eine umfassende Antwort auf diese Frage wird in diesem Beitrag nicht gegeben – dafür ist es zu früh. Vielleicht nur eine Schlussfolgerung: Die Diskussion über Sektorziele wird kommen, man sollte also vorbereitet sein. Ein besseres Verständnis der heutigen C-Kreisläufe, insbesondere der stofflichen Nutzung, ist als Basis für diese Diskussion erforderlich. Schon heute sind strategische Überlegungen, welche Bedeutung das Management der C-Stoffströme haben wird und welche Dienstleistung die Abfallwirtschaft bzw. ihre innovativen Akteure sich zutrauen, erforderlich, um den Herausforderungen der Zukunft begegnen zu können.

LITERATUR

- Alwast, H. & Birnstengel, B. (2010) Verbrennungs- und Ersatzbrennstoffmarkt in Deutschland und Europa. *Müll-Handbuch* Kz. 0171, Lfg. 2/10.
- BMLFUW/AIZ (2010) EU: 30%ige Reduktion der Treibhausgas-Emissionen im Gespräch. 26.05.2010, <http://www.lebensministerium.at/article/articleview/82925/?SectionIDOverride=110>.
- Bundesministerium für Wirtschaft und Technologie (BMWT) & Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (BMUNR) (2007) Bericht zur Umsetzung der in der Kabinettsklausur am 23./24.08.2007 in Meseberg beschlossenen Eckpunkte für ein Integriertes Energie- und Klimaprogramm <http://www.bmu.de/klimaschutz/downloads/doc/40514.php>.
- Cox, P.M., Betts, R.A., Jones, C.D., Spall, S.A. & Totterdell, I.J. (2000) Acceleration of global warming due to carbon-cycle feedbacks in a coupled climate model. *Nature* 408, 184 – 187.
- Cuhls, C., Mähl, B., Berkau, S. & Clemens, J. (Ingenieurgesellschaft für Wissenstransfer mbH) (2009) Ermittlung der Emissionssituation bei der Verwertung von Bioabfällen. Abschlussbericht im Auftrag des Umweltbundesamtes. Förderkennzeichen: 206 33 326, Berlin.
- EU Climate Change Expert Group (EU EG Science) (2008) The 2 °C target. Background on Impacts, Emission Pathways, Mitigation Options and Costs. Information Reference Document. Vgl. IPCC (2007b): Climate Change 2007: Impacts, Adaptation and Vulnerability. Contribution of Working Group II to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge, UK. Zitiert in Umweltbundesamt (2009c).
- IPCC (2000) Intergovernmental Panel on Climate Change (Ed.): Special Report on Emission Szenarios. A Special Report on Working Group III on the Intergovernmental Panel on Climate Change. (Cambridge University Press, Cambridge.
- Lahl U. (2009) Notwendiger Handlungsbedarf. Der Immissionsschutz bei der Energiegewinnung aus Biomasse muss optimiert werden. *Müllmagazin/ReSource* 3, 12 – 15.
- Nitsch, J., in Zusammenarbeit mit der Abteilung „Systemanalyse und Technikbewertung“ des DLR-Instituts für Technische Thermodynamik (2008) Weiterentwicklung der „Ausbaustrategie Erneuerbare Energien“ vor dem Hintergrund der aktuellen Klimaschutzziele Deutschlands und Europas. Zusammenfassung der Ergebnisse – Untersuchung im Auftrag des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit; http://www.bmu.de/files/pdfs/allgemein/application/pdf/leitstudie2008_zusf.pdf.
- Prognos AG & Öko-Institut e.V. (2010) Modell Deutschland – Klimaschutz bis 2050, Berlin; Studie im Auftrag des WWF Deutschland, http://www.wwf.de/fileadmin/fm-wwf/pdf_neu/WWF_Modell_Deutschland_Endbericht.pdf.
- Rahmstorf, S. & Schellnhuber, H.J. (2006) Der Klimawandel – Diagnose, Prognose, Therapie. München: C.H. Beck.
- Thiel, S. (2008) Systemtechnische Analyse der mechanisch(-biologischen) Abfallbehandlungsanlagen in Deutschland. *Müll-Handbuch* Kz. 2930, Lfg. 2/08.
- Uihlein, A. (2006) Modellierung der Kohlenstoffströme zur Untersuchung der Nutzung von Kohlenstoffträgern in Deutschland. *IWAR Schriftenreihe* 181, Darmstadt.
- Umweltbundesamt (2009a) Nationaler Inventarbericht zum Deutschen Treibhausgasinventar 1990 – 2007. Berichterstattung unter der Klimakonvention der Vereinten Nationen, Dessau, März 2009. http://www.bmu.de/files/pdfs/allgemein/application/pdf/treibhausgasinventar2009_de.pdf.
- Umweltbundesamt (2009b) Umweltbundesamt: Emissionsentwicklung 1990 – 2008, Treibhausgase, inkl. erweiterte Auswertung und Äquivalentemissionen der Treibhausgase http://www.umweltbundesamt.de/emissionen/archiv/EM_Entwicklung_in_D_Trendtabelle_THG_v2.1_EU-Submission_2010.xls.zip.
- Umweltbundesamt (2009c) Konzeption des Umweltbundesamtes zur Klimapolitik. Notwendige Weichenstellungen 2009. *CLIMATE CHANGE* 14/2009 <http://www.umweltdaten.de/publikationen/fpdf-l/3762.pdf>.
- Umweltbundesamt (2010) Post-2012 climate regime – How industrial and developing nations can help to reduce emissions – assessing emission, trends, reduction potentials, incentive systems and negotiation options. *CLIMATE CHANGE* 02/2010 <http://www.umweltdaten.de/publikationen/fpdf-l/3954.pdf>.
- WGBU (2003) Über Kyoto hinaus denken – Klimaschutzstrategien für das 21. Jahrhundert. Sondergutachten für die Bundesregierung. Berlin 2003, und WGBU: Welt im Wandel – Energiewende zur Nachhaltigkeit, Berlin Heidelberg 2003.
- WGBU (2009) Kassensturz für den Weltklimavertrag – der Budgetansatz. Berlin.
- Weiland, P. (2009) Bundesmessprogramm II. KRdL-Expertenforum, Bonn, 4. November 2009; zit. in Lahl 2009.

CCS – Notwendigkeit und Potentiale

D. Wappel & J. Draxler

Montanuniversität Leoben, Institut für Verfahrenstechnik des industriellen Umweltschutzes, Leoben, Österreich

KURZFASSUNG: Ziel dieses Beitrags ist es die Notwendigkeit und das Potential von Carbon Capture and Storage (CCS) zur Erreichung der Klimaziele herauszustreichen. CCS kann nicht allein für die Erreichung der angestrebten Klimaziele verantwortlich sein, CCS muss vielmehr als eine von vielen Maßnahmen zur Treibhausgasreduktion gesehen werden. Aufgrund der hohen Emissionsminderungsziele und der, aufgrund des ständig steigenden Energieverbrauchs, weltweit weiter bestehenden Abhängigkeit von fossilen Energieträgern, ist andererseits ein Erreichen der ambitionierten Klimaziele ohne CCS unter Berücksichtigung ökonomischer Aspekte sicherlich nicht möglich. Weiters soll ein Überblick über die drei unterschiedlichen CCS-Technologien, dem Pre-Combustion Capture, dem Oxyfuel Verfahren und dem Post-Combustion Capture gegeben und deren Vor- und Nachteile bewertet werden. Die zu erwarteten Kosten für die Implementierung von CCS, sowie die dadurch bedingten höheren Stromerzeugungskosten sollen ebenfalls abgeschätzt werden.

1 EINLEITUNG

Weltweit werden Anstrengungen unternommen Maßnahmen zur Verringerung der CO₂-Emissionen zu setzen, um dadurch den Treibhauseffekt zu verringern. Neben den unterschiedlichsten Maßnahmen wird vor allem die Abtrennung von Kohlendioxid CO₂ aus fossil befeuerten Kraftwerken, das so genannte Carbon Capture and Storage (CCS) in Zukunft als eine der wichtigsten großtechnischen Maßnahmen zur Einsparung von Treibhausgasemissionen gesehen. Unter CCS versteht man eine Technologie, bei der das entstandene CO₂ aus einem Gasstrom abgetrennt, aufkonzentriert und im Anschluss in eine unterirdische Speicherstätte endgelagert (sequestriert) wird.

Weltweit stammen mehr als 80% der eingesetzten Primärenergie aus fossilen Energieträgern, wobei Kohle die größte und am einfachsten zu nutzende Energieressource für die Stromerzeugung darstellt (IEA 2008b). Diese Emissionen, vorwiegend aus Kraftwerken, sind für einen beträchtlichen Teil der CO₂-Emissionen verantwortlich. Da der Energie- und Strombedarf in den nächsten Jahrzehnten laut Prognosen noch weiter ansteigen wird, kann davon ausgegangen werden, dass auch in Zukunft die Abhängigkeit von fossilen Energieträgern zur Sicherstellung der Versorgungssicherheit gegeben ist. Durch den Einsatz der CCS Technologie ist es auch in Zukunft möglich, weiterhin die benötigten fossilen Energieträger zu nutzen und gleichzeitig die CO₂-Emissionen drastisch zu reduzieren.

2 GRÜNDE UND NOTWENDIGKEITEN

Spätestens seit dem letzten Klimabereich der IPCC (IPCC 2007), aus dem hervorgeht, dass die Zunahme der mittleren globalen Temperaturen seit Mitte des 20. Jahrhunderts sehr wahrscheinlich („sehr wahrscheinlich“ bedeutet laut IPCC-Bericht eine mindestens 90-%ige Wahrscheinlichkeit) durch den anthropogenen Treibhauseffekt verursacht wurde, ist klar, dass massive Anstrengungen unternommen werden müssen um den Temperaturanstieg zu vermindern. Experten sind sich einig, dass bis zum Jahr 2100, die Temperaturerhöhung auf maximal 2 °C eingedämmt

werden muss, um die Auswirkungen des Klimawandels zu begrenzen. Dies entspricht einer Limitierung der summierten weltweiten Gesamtemissionen auf 1.000 Gt_{CO₂} bis zum Jahr 2050 (Meinshausen 2009), bzw. mindestens einer 50%igen Senkung der jährlichen Emissionen im Jahr 2050 bezogen auf das Bezugsjahr 1990 (IEA 2008a).

Demgegenüber stehen immer steigende Energieverbräuche, getrieben durch ein ständiges Wirtschaftswachstum speziell in China und Indien sowie den anderen Entwicklungsländern. Dieser zusätzliche Energiebedarf wird auch in naher Zukunft vor allem durch fossile Energieträger gedeckt werden. Bis zum Jahre 2030 wird der weltweite Energieverbrauch für das Referenzszenario um rund 1,6%/Jahr ansteigen, was zu einer 45%igen Steigerung bezogen auf 2008 führt (IEA 2008c). Kohle als Energieträger ist dabei für mehr als ein Drittel dieses Anstieges verantwortlich. Dies zeigt auch schon die Problematik bei der Klimadiskussion auf, einerseits sollen die CO₂-Emissionen zur Erreichung des 2 °C Ziels massiv gesenkt werden, andererseits muss der extrem steigende Energiebedarf bedingt durch das Wirtschaftswachstum befriedigt werden.

Da die Reduktion von CO₂ immer mit Kosten verbunden ist, müssen längerfristige politische Vorgaben bzw. Ziele definiert werden. Gerade die EU verfolgt bei den Maßnahmen gegen den Anstieg der Treibhausgase sehr ambitionierte Klimaziele. Allein die Erreichung des ersten Zieles, einer 20%igen Treibhausgasreduktion im Jahr 2020 stellt eine sehr schwierige Aufgabe dar. Weitere angedachte Reduktionen bis zum Jahr 2050 von 50% oder mehr sind bei dem gleichzeitig prognostizierten ständig steigenden weltweiten Energieverbrauch ohne CCS technisch und ökonomisch sicherlich nicht machbar. Bis zum jetzigen Zeitpunkt handelt es sich dabei noch nicht um verbindliche Ziele sondern lediglich um Entwürfe. Generell gilt jedoch auch auf politischer Ebene als Ziel unter den G8 Staaten die weltweiten CO₂-Emissionen bis 2050 um mindestens 50% zu senken.

3 POTENTIALE

Zur Einsparung von CO₂-Emissionen stehen eine Reihe von Maßnahmen zur Verfügung:

- Energieeinsparung,
- Wirkungsgraderhöhung,
- Erneuerbare Energien,
- Kernenergie,
- Substitution von Kohle durch Erdgas und
- Carbon Capture and Storage (CCS).

Betrachtet man die Menge an Kohlendioxid, welche in den nächsten Jahrzehnten eingespart werden muss, so wird schnell klar, dass es nur durch eine Kombination aus allen diesen Maßnahmen gelingen kann die notwendigen CO₂-Vorgaben zu erreichen. Für eine Emissionsreduktion von 50% bis 2050, basierend auf 1990 (BLUE Map Szenario), müssen gegenüber dem Basisszenario (Wirtschaftswachstum ohne Limitierung der CO₂-Emissionen), im Jahr 2050 48 Gt_{CO₂} eingespart werden. Diese große Menge an CO₂-Einsparungen unter Aufrechterhaltung der Versorgungssicherheit kann nicht alleinig von einer Technologie abgedeckt werden. Vielmehr muss sich diese benötigte Einsparung aus einer Vielzahl von Einzelmaßnahmen mit unterschiedlichen Gewichtungen zusammensetzen. Die Internationale Energy Agency (IEA 2010) gibt ein mögliches Szenario wieder, bei dem sich diese Einsparungen folgendermaßen aufteilen lassen: höhere Effizienz der Brennstoff- und Stromnutzung (38%), CCS (19%), Erneuerbarer Energie (17%), Brennstoffumstellung im Endenergieverbrauch (15%), Kernenergie (6%) und Effizienz in der Stromerzeugung (5%).

Veranschaulicht man diese erforderlichen Maßnahmenpakete, so ergibt sich die Menge an jährlichen Investitionen an „sauberere“ Energie von 2005 bis 2050, die notwendig ist um die oben erwähnten Ziele erreichen zu können (IEA 2008a).

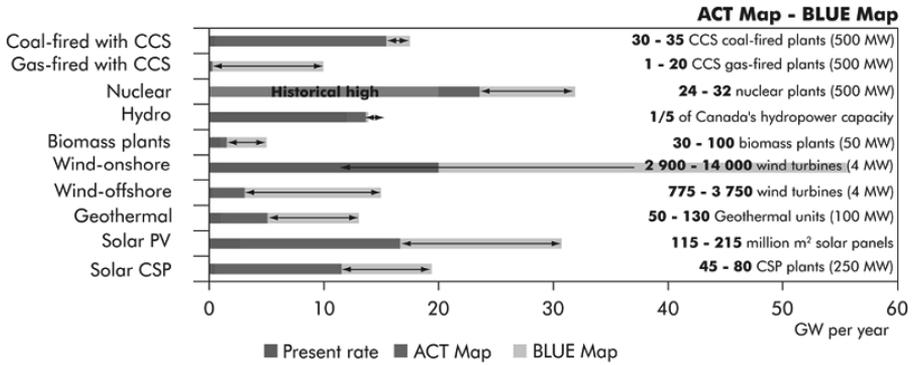


Abb. 1: Jährlicher Investitionsbedarf zur CO₂-Einsparung

Wie aus Abb. 1 ersichtlich, müssen zur Erreichung einer 50%igen CO₂-Reduktion im Jahr 2050 massive kraftwerkstechnische Eingriffe getätigt werden. So ist es notwendig von 2005 – 2050 bis zu 32 neue Kernkraftwerke und bis zu 35 neue mit CCS ausgerüstete Kohlekraftwerke jährlich in Betrieb zu nehmen, um einerseits die notwendige Energie bereitstellen zu können und andererseits die CO₂-Emissionen zu minimieren. Weiters ist auch klar ersichtlich, dass CCS und erneuerbare Energien nicht in Konkurrenz zueinander stehen, vielmehr müssen beide Technologien massiv gefördert und ausgebaut werden um die ehrgeizigen Klimaziele erreichen zu können.

4 CCS TECHNOLOGIEN

Grundsätzlich können beim Carbon Capture and Storage drei unterschiedliche Technologien unterschieden werden (CO2CRC 2010).

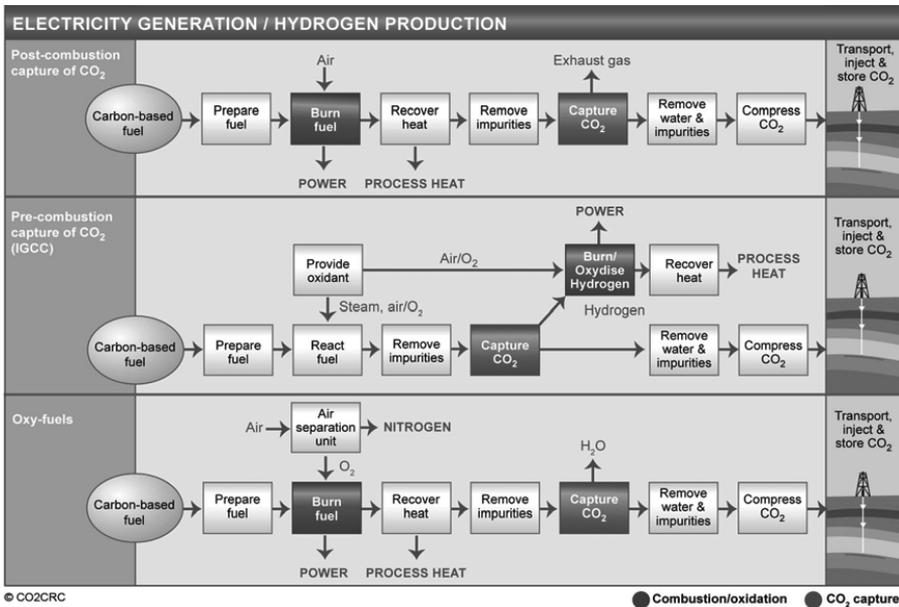


Abb. 2: Übersicht CCS Technologien

4.1 Pre-Combustion Capture

Pre-Combustion Capture bezeichnet die Technologie, bei der das CO₂ vor der Verbrennung aus dem Rauchgas abgetrennt wird. Hierzu wird der Brennstoff z.B. Kohle zuerst vergast (meist mit reinem Sauerstoff) und in ein Synthesegas, bestehend aus der Hauptkomponente Kohlenmonoxid, umgewandelt. Durch die Zugabe von Wasser in den Prozess wird die Wassergasreaktion ausgelöst und das CO in CO₂ und H₂ umgewandelt. Aufgrund des relativ hohen Prozessdrucks ist es möglich, das Kohlendioxid relativ einfach vom Wasserstoff zu trennen. Der reine Wasserstoff kann einer weiteren stofflichen Verwendung bzw. direkt einer Verstromung zugeführt werden.

Tab. 1: Vor- und Nachteile des Pre-Combustion Capture

Vorteile	Nachteile
CO ₂ -Abtrennung durch hohen Druck einfach	Komplexe Anlage mit vielen Prozessschritten
Geringere Volumenströme durch Reinsauerstoffvergasung	Für bestehende Kraftwerke nicht nachrüstbar
Wasserstoff auch als Produkt verwendbar	Neuer Kraftwerksprozess
Hohes Potential – niedrige Wirkungsgradverluste	Wasserstoffturbine für Stromerzeugung nicht ausgereift
	CO ₂ -Abtrennung kann nicht vom Kraftwerksprozess getrennt werden
	Geringste Marktreife

4.2 Oxyfuel Prozess

Beim Oxyfuel Prozess wird der Brennstoff anstatt mit Luft mit reinem Sauerstoff vollständig verbrannt. Dadurch besteht das entstehende Rauchgas, unter Vernachlässigung der Schadstoffe, ausschließlich aus CO₂ und Wasserdampf. Durch Kondensation des Wasserdampfs wird CO₂ direkt erhalten, welches im Anschluss noch aufgereinigt werden muss. Der hauptsächliche Energiebedarf bei diesem Verfahren ergibt sich durch die Herstellung des reinen Sauerstoffs, was sehr kostspielig ist.

Tab. 2: Vor- und Nachteile des Oxyfuel Prozesses

Vorteile	Nachteile
Basierend auf bekannten Technologien	Hoher Energieaufwand für Luftzerlegung
Keine Absorptionsmittel notwendig – weniger Chemikalien	Geringe CO ₂ -Reinheiten – Aufreinigung notwendig
Geringer Platzbedarf	Neue Technologie als Gesamtsystem
Niedrige Wirkungsgradverluste	Umrüstung bestehender Kraftwerke schwierig
	Eingeschränkte Betriebsflexibilität

4.3 Post-Combustion Capture

Unter Post-Combustion Capture (PCC) versteht man die Abtrennung von CO₂ nach der Verbrennung. Der Brennstoff z.B. Kohle wird wie in einem herkömmlichen Kraftwerk verbrannt und von den Schadstoffen und Stäuben befreit. Im Anschluss kann das CO₂ vom restlichen Rauchgas abgetrennt werden. Dies geschieht vorwiegend über einen kontinuierlichen Absorptions-/Desorptions Prozess mit einem selektiven Absorptionsmittel. Hierbei wird das CO₂ chemisch im Absorber in eine spezielle Absorptionsflüssigkeit bei rund 40 °C gebunden. Das gebundene CO₂ wird im Anschluss im Desorber bei rund 120 °C wieder ausgetrieben und das regenerierte Absorptionsmittel wieder in den Absorber geleitet. Das erhaltene Produkt ist hochreines Kohlendioxid.

Tab. 3: Vor- und Nachteile des Post-Combustion Capture

Vorteile	Nachteile
Nachrüstung bestehender Kraftwerke möglich	Höhere Wirkungsgradverluste
CO ₂ -Abscheidung unabhängig vom Kraftwerksprozess → gesicherte Stromproduktion	Hoher Platz- und Kühlwasserbedarf
Flexibler Betrieb möglich	Handling großer Chemikalienmengen notwendig
Hohe CO ₂ -Reinheiten (> 99%)	
Höchster Entwicklungsstand	
Größter Forschungsaufwand	
Mehr potentielle Anbieter und Technologien am Markt	
Hohe Optimierungspotentiale	

4.4 Marktreife

CCS befindet sich zurzeit noch in der Pilotphase, was bedeutet, dass bereits mehrere Anlagen direkt an Kraftwerkstandorten für kleinere Rauchgasemengen im Bereich von 1.000 – 10.000 Nm³/Stunde in Betrieb sind. Konkret gibt es eine laufende Versuchsanlage für das Oxyfuel Verfahren am Kraftwerksstandort Schwarze Pumpe der Firma Vattenfall mit einer Leistung von 30 MW_{th}. Beim Post-Combustion Capture sind in Europa Versuchsanlagen der RWE und von Siemens/EON in Betrieb. Die ersten Versuche zur CO₂-Abscheidung wurden bereits 2005 mit dem CASTOR Projekt in Dänemark gestartet. Eine Reihe von weiteren Versuchsanlagen befindet sich weltweit in Bau bzw. Planung. Grundsätzlich beschäftigt sich jeder größere Energieversorger mit diesem Thema und setzt Aktivitäten im Bereich von Forschung und Entwicklung. Die europäische Union fördert für 2015 rund 12 neue Demonstrationsanlagen mit einer Leistung von mindesten 150 MW. Diese Demonstrationsanlagen sollen alle drei Technologien abdecken und in den verschiedenen Ländern der EU aufgestellt werden. Ziel ist es, CCS bis zum Jahr 2020 für den Full-Scale Maßstab verfügbar zu machen.

5 KOSTEN VON CCS

Unabhängig vom gewählten CCS-Verfahren wird für die Abtrennung von CO₂ eine große Menge Energie benötigt, welche natürlich Auswirkungen auf den Wirkungsgrad des Kraftwerkes hat. Dieser entstandene Wirkungsgradverlust wirkt sich auch direkt auf die Stromerzeugungskosten, also die Kosten, die für eine erzeugte Kilowattstunde anfallen, aus. Da jedoch davon ausgegangen werden kann, dass sich auch der Wirkungsgrad der Kraftwerke in den nächsten Jahren weiter verbessern wird (~ 50% ab 2015) und auch die Wirkungsgradeinbußen der CCS Technologie durch intensive Forschung deutlich gesenkt werden, ist anzunehmen, dass die erreichbaren Wirkungsgrade von neuen mit CCS ausgerüsteten Kraftwerken sicherlich um 40% liegen werden (BMW I 2009). Da sich CCS wie beschrieben zur Zeit noch in der Pilotphase befindet, kann weder abgeschätzt werden, welches der drei oben genannten Verfahren sich durchsetzen wird, noch können die exakten Kosten für die Abtrennung beziffert werden. Berechnungen gehen davon aus, dass die Gesamtkosten für die komplette CCS-Kette für Full-Scale Anlagen der ersten Generation (2020+) in der Größenordnung von rund 30 – 50 Euro/Tonne eingespartem CO₂ liegen werden (Abu-Zahra 2007, McKinsey 2008 und ZEP 2009). In Zukunft wird noch eine weitere Kostenreduktion erwartet, mit dem Ziel, den Preis für eine Tonne durch CCS vermiedenes CO₂ unter dem Preis der Emissionszertifikate zu bringen. Unter Berücksichtigung dieser zusätzlichen Kosten ergeben sich mittleren Stromerzeugungskosten für die Kohleverstromung mit CCS mit von rund 50 – 65 Euro/MWh (Davidson 2007, Rubin 2007, Viebahn 2007 und Wissel 2008).

6 SCHLUSSFOLGERUNG, ZUSAMMENFASSUNG

Um die für die Begrenzung der Erderwärmung notwendigen Maßnahmen umsetzen zu können, sind massive Anstrengungen notwendig. Das formulierte 2 °C Ziel, also die Begrenzung der Erderwärmung auf 2 °C bis 2100, ist nur durch massive energiepolitische Maßnahmen durchsetzbar. Zur Erreichung dieses Ziels müssen eine Reihe von Maßnahmen umgesetzt werden, da einerseits der ständig steigende Energiebedarf gedeckt und andererseits gleichzeitig die CO₂-Emissionen gesenkt werden müssen. Dies ist nur durch ein Zusammenspiel aller Möglichkeiten zur CO₂-Einsparung erreichbar, wobei gerade CCS aufgrund der in Zukunft bestehenden weltweiten hohen Abhängigkeit von fossilen Energieträgern eine entscheidende Rolle einnehmen wird.

Bei den CCS-Technologien unterscheidet man grundsätzlich drei verschiedene Prozesse, das Pre-Combustion Capture, das Oxyfuel Verfahren und das Post-Combustion Capture. Alle Verfahren haben gemeinsam, dass am Ende der Prozessschritte das CO₂ in hochreiner Form vorliegt und einer Speicherung zugeführt werden kann. Da sich die CCS-Technologie noch in der Pilotphase befindet, ist nicht abzuschätzen welche Technologie die niedrigsten Energiekosten und somit Wirkungsgradverluste besitzt und sich in Zukunft durchsetzen wird. Unabhängig von der gewählten CCS-Technologie kann zusammengefasst gesagt werden, dass die ehrgeizigen Ziele zum Klimaschutz nur durch die Implementierung von CCS als eine von vielen wichtigen Maßnahmen möglich sein wird.

LITERATUR

- Abu-Zahra, M.R.M., Niederer, J.P.M., Feron, P.H.M. & Versteeg, G.F. (2007) CO₂ capture from power plants. Part II. A parametric study of the economical performance based on mono-ethanolamine. *International Journal of Greenhouse Gas Control*, 1(2), 135 – 142.
- BMW (2009) *Empfehlungen des COORETEC-Beirates zur Förderung von Forschung und Entwicklung CO₂-emissionsarmer Kraftwerkstechnologien und CO₂-Abscheide- und Speichertechnologien*: Bundesministerium für Wirtschaft und Technologie.
- CO₂CRC (2010) Homepage des Cooperative Research Centre for Greenhouse Gas Technologies, www.co2crc.com.au.
- Davidson, R.M. (2007) *Post combustion carbon capture from coal fired plants – solvent scrubbing* (Technical Study No. 15): IEA Greenhouse Gas R&D Programme.
- IEA (2008a) *Energy Technology Perspectives*: International Energy Agency.
- IEA (2008b) *Key World Energy Statistics*: International Energy Agency.
- IEA (2008c) *World Energy Outlook 2008 Edition*: International Energy Agency.
- IEA (2010) *Energy Technology Perspectives*: International Energy Agency.
- IPCC (2007) *Intergovernmental Panel on Climate Change Fourth Assessment Report: Climate Change 2007 – Mitigation of Climate Change*. Cambridge: Cambridge University Press.
- McKinsey (2008) *Carbon Capture & Storage – Assessing the Economics*: McKinsey and Company.
- Meinshausen, M., Meinshausen, N., Hare, W., Raper, S.C.B., Frieler, K. & Knutti, R. (2009) Greenhouse-gas emission targets for limiting global warming to 2[thinsp][deg]C. *Nature*, 458(7242), 1.158 – 1.162.
- Rubin, E.S., Yeh, S., Antes, M., Berkenpas, M., & Davison, J. (2007) Use of experience curves to estimate the future cost of power plants with CO₂ capture. *International Journal of Greenhouse Gas Control*, 1(2), 188 – 197.
- Viebahn, P., Nitsch, J., Fishedick, M., Esken, A., Schüwer, D. & Supersberger, N. (2007) Comparison of carbon capture and storage with renewable energy technologies regarding structural, economic, and ecological aspects in Germany. *International Journal of Greenhouse Gas Control*, 1(1), 121 – 133.
- Wissel, S., Rath-Nagel, S., Blesl, M., Fahl, U. & Voß, A. (2008) *Stromerzeugungskosten im Vergleich – Arbeitsbericht*: Institut für Energiewirtschaft und Rationelle Energieanwendung – Universität Stuttgart.
- ZEP (2009) *EU Demonstration Programme for CO₂ Capture and Storage* European Technology Platform for Zero Emission Fossil Fuel Power Plants (ZEP).

Randbedingungen für Carbon Capture and Storage (CCS) Projekte

H. Hofstätter

Montanuniversität Leoben, Chair of Petroleum Production & Processing, Leoben, Österreich

T. Spörker

Bundesministerium für Wirtschaft, Familie und Jugend (BMWFJ), Wien, Österreich

KURZFASSUNG: Durch die Injektion von CO₂ in geologische Strukturen kann eine zeitlich begrenzte Reduktion der anthropogenen Treibhausgaskonzentration erfolgen. Erfolgt diese Injektion in bestehende Bohrlöcher von ausgeförderten Erdöl- oder Erdgaslagerstätten, so ist die Integrität und Kompatibilität dieser vor Inangriffnahme der Injektion sicher zu stellen. Ebenso ist die Integrität der Lagerstätte ein wesentliches Kriterium wobei auch hier die Kompatibilität zwischen dem injizierten Medium und der Gesteinsmatrix von entscheidender Bedeutung ist. In der vorliegenden Arbeit werden die wesentlichen Randbedingungen diskutiert, welche die Grundvoraussetzung für ein Carbon Capture and Storage Projekt darstellen.

1 AUSGANGSLAGE UND ZIELSETZUNG

Es erscheint unbestritten, dass Emissionen der Industrialisierung und ein damit verbundener Anstieg an Treibhausgaskonzentrationen in der Atmosphäre das Klima unserer Erde beeinflussen.

Diese Emissionen erhöhen den natürlichen Treibhauseffekt (ohne den kein Leben in der uns bekannten Form auf der Erde möglich wäre).

Um diesen nachteiligen Entwicklungen entgegenzuwirken stehen grundsätzlich zwei Optionen zur Verfügung: Die Verminderung anthropogener Treibhausgasemissionen an den Quellen und die Reduktion von Treibhausgaskonzentrationen über CO₂-Senken. Die Energiebilanz derartiger Projekte ist nicht Gegenstand der Diskussion.

Die Möglichkeiten weniger CO₂ in die Erdatmosphäre zu emittieren, sind insbesondere energiesparende Maßnahmen, eine Verbesserung der Energieeffizienz bei Umwandlung und Verbrauch, sowie Ersatz fossiler Energieträger durch erneuerbare Energieformen, oder Einsatz anderer fossiler Energieträger (z.B. von Kohle zu Gas).

Andererseits kann durch eine gesteigerte Einlagerung von CO₂ in natürlichen Senken (Pflanzen, Böden oder Ozeane), der Atmosphäre CO₂ entzogen werden. Auch die langfristige und sichere Lagerung von CO₂ in geologischen Strukturen stellt eine CO₂-Senke dar.

Die CO₂-Abscheidung und -speicherung (Carbon Capture and Storage – CCS) umfasst die Abtrennung von CO₂ an einem Entstehungspunkt (z.B. Raffinerien, Kraftwerke, Industriestandorte), dessen Verdichtung und Transport zu geeigneten Lagerstätten, sowie die Verpressung und Lagerung in geeigneten geologischen Horizonten.

Gegenwärtig befindet sich die CCS-Technologie noch im Entwicklungsstadium. Rechtliche, technische und sicherheitstechnische, aber auch wirtschaftliche Fragestellungen, sind noch ungeklärt.

Weiters wird ein Einsatz von CCS sehr kontroversiell beurteilt; die breite öffentliche Akzeptanz scheint derzeit in weiten Teilen Europas nicht gegeben zu sein, wenngleich auch von erfolgreichen Projekten (z.B. Norwegen, Frankreich) berichtet wird.

Für eine sichere und dauerhafte Lagerung sind eine sorgfältige Standortauswahl, die Integrität der Lagerkomplexe und Bohrlöcher, sowie ein umfangreiches Monitoring für Kontroll- und Überwachungszwecke für die Sicherstellung einer nachhaltigen Lösung des CO₂ Problems uner-

lässlich: Der Schutz des Lebens und der Gesundheit von Personen, sowie der Umwelt, aber auch fremder Sachen und Lagerstätten, ist hierbei oberstes Ziel.

Seit Ende 2007 beschäftigt sich die Arbeitsgruppe CCS im Bundesministerium für Wirtschaft, Familie und Jugend mit den Möglichkeiten, Chancen und Risiken dieser neuen Technologie. In der AG sind die Partner aus Administration (BMWFJ, BMLFUW, Umweltbundesamt, Geologische Bundesanstalt), Lehre und Forschung (Montanuniversität Leoben) sowie Wirtschaft (Energie AG Oberösterreich, EVN, RAG, OMV, Voestalpine Stahl GmbH, AE&E Austria GmbH & Co KG) vertreten.

Die Arbeitsgruppe behandelt in drei Unterarbeitsgruppen umfassend die technischen und sicherheitstechnischen Herausforderungen der einzelnen CCS-Schritte (Abscheidung, Transport, Lagerung).

Die CCS-Technologie kann aber nur unter klaren rechtlichen Rahmenbedingungen zur Anwendung kommen, die ein höchstmögliches Maß an Sicherheit gewährleisten.

Für eine strukturierte Vorbereitung des Entscheidungsprozesses, ob CCS auf Teilen, oder der Gesamtheit des Bundesgebietes, zugelassen werden kann, sind rechtliche, technische und sicherheitstechnische Fragestellungen zu beantworten, konkurrierende Nutzungen von Lagerstätten zu erheben, und mögliche Speicherkapazitäten abzuschätzen.

CCS ist eine der in der Österreichischen Energiestrategie 2020 vorgeschlagenen Maßnahmen, wobei die Realisierung dieser Technologie in Österreich ergebnisoffen ist.

Die Maßnahme sieht vor allem eine Verbesserung der Grundlagenkenntnisse zu CCS vor.

Die Arbeitsgruppe im BMWFJ soll fortgesetzt werden, um mit relevanten Stakeholdern die technisch-fachlichen Grundlagen für eine politische Entscheidung über die Option des Einsatzes von CCS aufzubereiten.

Für eine großtechnische Abscheidung und die Beurteilung von Speicherstätten, hinsichtlich ihrer Eignung für eine CO₂-Lagerung, sowie deren Langzeitsicherheit, sind umfangreiche Studien erforderlich. Weiters sehen die Ausführungen in der Energiestrategie eine Information und Beteiligung der Öffentlichkeit vor.

2 BEGRIFFE UND ABGRENZUNG

Mit dem Klima- und Energiepaket vom 23.02.2008 wurde von der Europäischen Kommission, neben Richtlinienentwürfen zu erneuerbaren Energien und zur Änderung der Emissionshandels-Richtlinie, auch ein Vorschlag für eine Richtlinie zur geologischen Speicherung von CO₂ (CCS-RL) vorgelegt.

Die CCS-RL ist am 05.06.2009 im Amtsblatt der EU veröffentlicht worden, und bis zum 25. Juni 2011 in die nationalen Rechtsordnungen zu übernehmen.

Diese Richtlinie bildet den erforderlichen Rechtsrahmen für die Implementierung von CCS im europäischen Rechtssystem.

Sie enthält Kriterien für die Auswahl von Speicherstätten, das Verfahren zur Genehmigung von Explorationstätigkeiten, sowie von geologischen Speicherungen, Anforderungen an Betrieb, Überwachung, Schließung und Nachbetreuung der Speicherstätten, Fragen der Haftung und des Zugangs zu Transportnetzen.

Die Bereiche Abscheidung und Transport werden nicht im Detail geregelt.

Lagerungen zu Forschungszwecken, die der Entwicklung oder Erprobung der CCS-Technologie dienen, werden bis zu einem geplanten Gesamtspeichervolumen von 100.000 Tonnen an eingebrachten Medien nicht vom Geltungsbereich der CCS-RL erfasst.

Somit ist für derartige Lagerungen keine Explorations- oder Speichergenehmigung zu erwirken.

Nach Art. 4 der CCS-RL hat der Mitgliedsstaat das Recht Gebiete in seinem Hoheitsgebiet zu bestimmen, in denen Speicherstätten ausgewählt werden können.

Dies umfasst auch das Recht, keine Gebiete auszuweisen und somit keinerlei geologische Lagerung, im Sinne der CCS-RL, im gesamten Bundesgebiet zu gestatten. Erwägungsgrund 19 zur CCS-RL konkretisiert, dass dieses Recht der Mitgliedsstaaten auch die Möglichkeit umfasst, anderen Nutzungen wie dem Aufsuchen von kohlenwasserstoffführenden geologischen Horizonten, der Gewinnung von Kohlenwasserstoffen, der Speicherung von Erdgas oder der Nutzung geothermischer Energie einen höheren Stellenwert einzuräumen und als bevorzugte Nutzungen gegenüber CCS auszuweisen, insbesondere wenn deren Nutzung von besonderer energiepolitischer Bedeutung ist.

In jenen Fällen, in welchen ein Mitgliedsstaat beabsichtigt eine geologische Lagerung auf seinem gesamten, oder auf Teilen seines Hoheitsgebietes zuzulassen, hat die Speicherung von CO₂ unter Beachtung der Regelungen der CCS-RL zu erfolgen.

Der Mitgliedsstaat ist sodann verpflichtet, die möglichen Speicherkapazitäten in den von ihm bestimmten Gebieten abzuschätzen.

Eine der wichtigsten Bestimmungen in der CCS-RL, und von besonderer sicherheitstechnischer Relevanz wurde in Art. 4 Abs. 4 normiert: „Eine geologische Formation wird nur dann als Speicherstätte gewählt, wenn unter den geplanten Nutzungsbedingungen kein erhebliches Risiko einer Leckage und kein erhebliches Risiko für die Umwelt oder die Gesundheit besteht.“

Eine Speicherstätte ist definiert als „ein begrenzter Volumenbereich innerhalb einer geologischen Formation, der für die geologische Speicherung von CO₂ genutzt wird, mit den dazugehörigen Übertageeinrichtungen und Injektionsanlagen“.

Die Speicherstätte ist somit jener Teil der geologischen Formation, welcher der eigentlichen Aufnahme des eingebrachten CO₂-Stroms dient.

Ein Speicherkomplex umfasst „die Speicherstätte und die umliegenden geologischen Gegebenheiten, die die allgemeine Speicherintegrität und die Speichersicherheit beeinflussen können (d.h. sekundäre Rückhalteformationen)“.

Der Speicherkomplex setzt sich somit aus der eigentlichen Speicherstätte, und ihren Deckschichten und Nebengesteinen, sowie sämtlichen geologischen Horizonten zusammen, welche über Diskontinuitäten, Brüche, Klüfte u.ä. mit der eigentlichen Speicherstätte in Verbindung stehen. Es sind somit alle, mit der Speicherstätte hydraulisch verbundenen Bereiche, bei der Festlegung eines Speicherkomplexes zu berücksichtigen.

Die sekundäre Rückhalteformation dient als zusätzliche Sicherheit und soll bei allfälligen Undichtheiten als Auffangformation dienen.

Die RL definiert in diesem Zusammenhang hydraulische Einheit als „einen hydraulisch verbundenen Porenraum, in dem die Druckausbreitung mit technischen Mitteln gemessen werden kann, und der durch Flussbarrieren wie Verwerfungen, Salzdome und lithologische Grenzen, oder durch das Aufbrechen oder Zutagetreten der Formation begrenzt ist“.

Die räumliche Verteilung des CO₂-Stroms in der geologischen Formation, wird als CO₂-Fahne (engl. plume) bezeichnet.

Solange sich CO₂ innerhalb des definierten Speicherkomplexes bewegt, spricht die CCS-RL von Migration. Es handelt sich hierbei um eine nach der RL zulässige CO₂-Verteilung.

Tritt jedoch CO₂ aus dem Speicherkomplex aus, so handelt es sich um eine nicht zulässige Leckage.

3 MASSNAHMENPLAN – ABBRUCHKRITERIEN

Gemäß Art. 7 der CCS-RL hat der Betreiber bereits den Anträgen um Speichergenehmigung einen Vorschlag für einen Abhilfemaßnahmenplan anzuschließen, der von der Genehmigung mit umfasst wird.

Demzufolge hat der Betreiber bereits vor Beginn einer Injektion und Lagerung die möglichen Gefahren zu erheben und zu bewerten, die Risiken zu beurteilen, sowie geeignete Abhilfemaßnahmen zur Verhütung erheblicher Unregelmäßigkeiten und Leckagen festzulegen.

Die Richtlinie definiert eine erhebliche Unregelmäßigkeit als jede Unregelmäßigkeit bei Injektions- oder Speichervorgängen, oder bei dem Zustand des Speicherkomplexes als solchen, die mit einem Leckagerisiko oder einem Risiko für die Umwelt oder die menschliche Gesundheit behaftet ist.

Leckage ist der Austritt von CO₂ aus dem Speicherkomplex.

Abhilfemaßnahmen umfassen sämtliche Schritte, die dazu dienen, erhebliche Unregelmäßigkeiten zu korrigieren oder Leckagen zu beheben, sodass es zu keinem oder keinem weiteren Austritt von Medien kommen kann.

Der Betreiber hat weiters die Injektionsanlagen und den Speicherkomplex anhand eines Überwachungsplanes so zu überwachen, dass die Migration von CO₂, erhebliche Unregelmäßigkeiten, Leckagen sowie sonstige nachteilige Auswirkungen rechtzeitig erkannt werden. Mit der Überwachung muss auch eine Bewertung der Wirksamkeit getroffener Abhilfemaßnahmen möglich sein. Der Plan ist zumindest alle fünf Jahre zu aktualisieren.

Der Betreiber ist darüber hinaus verpflichtet, im Falle von Leckagen oder erheblichen Unregelmäßigkeiten, die zuständige Behörde zu unterrichten und die entsprechenden Maßnahmen zu treffen.

Anhang II der CCS-RL nennt grundsätzliche Kriterien für die Erstellung eines Überwachungsplans.

Basierend auf einer Risikobeurteilung sind die zu überwachenden Parameter und Bereiche, Intervalle sowie eingesetzte Technologien zu definieren.

Aus den Bestimmungen der Richtlinie ergibt sich somit, dass bereits vor Beginn einer Injektion klare Abbruchkriterien zu definieren sind, bei deren Erreichen eine weitere Einlagerung zu unterbleiben hat, und entsprechende Korrekturmaßnahmen zu setzen sind.

Dadurch werden negative Auswirkungen verhindert und ein möglichst wirksamer Schutz des Lebens und der Gesundheit von Personen sowie der Umwelt aber auch fremder Sachen und Lagerstätten erreicht.

Folglich sind für die einzelnen Risiken geeignete Maßnahmen zu definieren, um schädigende Wirkungen zu vermeiden oder zu vermindern.

Eine derartige Bewertung hat anhand einer Risikobeurteilung zu erfolgen. Durch eine Risikoanalyse sind mögliche Risiken zu erkennen, zu identifizieren und zu bewerten.

Das Risiko als Produkt aus Eintrittswahrscheinlichkeit und Schadensschwere ermöglicht sodann eine Aussage über die Risikohöhe. Die Gefahren werden anschließend entsprechend der Risikohöhe in einer Risikomatrix dargestellt.

Aufgrund der unterschiedlichen Rahmenbedingungen erscheint es geeignet, in einem ersten Schritt einer Risikobeurteilung zu unterscheiden, ob die Lagerung in kohlenwasserstoffführenden geologischen Strukturen, oder in salinaren Aquiferen erfolgen wird, und in weiterer Folge nach den unterschiedlichen Verwendungsmöglichkeiten von Bohrlöchern zu untergliedern.

Eine mögliche Strukturierung nach dem Verwendungszweck wäre:

- Injektor,
- Beobachtungssonde,
- aktive Sonde (Produzent, Erdgasspeicher, Injektor für sekundäre oder tertiäre Fördermaßnahmen über bzw. unter dem Speicherkomplex),
- sonstige Nutzungen (Geothermie, Brunnen, geologische Bohrlöcher),
- Stillstandsonde und
- aufgelassenes Bohrloch.

In einem nächsten Schritt sind mögliche Gefahren und Störfälle – Abweichungen vom Normalbetrieb – zu erheben. Da es sich bei der CCS-Technologie um eine vergleichsweise sehr junge, aber breit gefächerte Technik handelt, existiert noch keine standardisierte Methode einer CCS-Risikoanalyse.

Weiters liegen aus den genannten Gründen nur wenige Erfahrungswerte – insbesondere belastbare Daten hinsichtlich Schadensschwere und Eintrittswahrscheinlichkeit – vor.

Es ist zu erwarten, dass Eintrittswahrscheinlichkeiten sehr gering, die Auswirkungen (Schadensschwere) aufgrund möglicher weitreichender Konsequenzen sehr hoch sein können.

Nachstehende Ausführungen nennen beispielhafte mögliche Gefahren und Störfälle für die Integrität von (1) Bohrlöchern und von (2) Lagerstätten, welche einer Risikobeurteilung zu unterziehen und für die Abbruchkriterien festzulegen sind:

3.1 *Integrität von Bohrlöchern*

- Undichtheiten im Bereich Bohrlochabschluss, Komplettierung (Korrosion, Abnutzung, Fehler, Materialschwächen, Einwirkungen u.ä.),
- Versagen von Sicherheitseinrichtungen,
- Undichtheiten im Bereich Verrohrung, Zementation,
- Verschleiß, Schädigungen im Bereich Verrohrung, Zementation,
- Druck-, Temperaturänderungen in Ringräumen,
- Veränderungen im Injektionsverhalten (Druck, Volumen),
- Drucküber- und -unterschreitungen, Rissbildungen,
- Änderung der Zusammensetzung der angelieferten CO₂-Ströme,
- Ausfällungen,
- Umstieg von CO₂-Strömen (Kommunikation zwischen Horizonten oder nach obertage),
- unkontrolliertes Austreten von CO₂,
- äußere Einwirkungen (Seismizität, Sabotage) und
- Gefahren im Zusammenhang mit wiederkehrenden Prüfungen, sowie aufgrund der Besonderheiten von Behandlungsarbeiten.

3.2 *Integrität von Lagerstätten*

- Beeinträchtigung der lithologischen, linearen, arealen oder horizontalen Dichtheit (z.B. Spill points, Wegigkeiten, Brüche, Klüfte),
- Gefahren durch den Umstieg oder das verfrachten von Medien,
- Abweichen des simulierten vom tatsächlichen Verhalten,
- Injektionsdruck, Lagerstättendruck übersteigen den Fracdruck, plötzlicher Druckabfall,
- Veränderungen der Lagerstättenmatrix, Wechselwirkungen zwischen Medien und Speichergestein bzw. Deckgebirge oder Nebengestein (Hohlraumbildung und Hohlraumverhalten),
- Hebungen, Senkungen (Subsidenzen),
- Veränderungen an Lagerstätteninhalten oder am eingebrachten CO₂ (z.B. Phasenverhalten, Ausfällungen) und
- Gefahren natürlicher und induzierter Seismizität.

4 ZUSAMMENFASSUNG

Die unterirdische Lagerung von CO₂ ist eine komplexe Angelegenheit, die weit über technische Belange reicht. Zum heutigen Zeitpunkt sind noch viele Fragen offen, insbesondere auch die rechtlichen Randbedingungen.

Ehe ein derartiges Projekt in Angriff genommen werden kann, ist es unabdinglich eine ganze Reihe von wesentlichen Randbedingungen zu klären, um die Integrität der Bohrlöcher und der Lagerstätten nachhaltig sicher zu stellen.

Bei der gesamtheitlichen Betrachtung ist auch zu berücksichtigen, dass eine Versenkung von CO₂ in unterirdischen geologischen Strukturen die künftige Nutzung dieser in Zukunft weitgehend ausschließt.

LITERATUR

Spörker, T. & Hofstätter, H. (2010) unveröffentlicht.

CO₂-Vermeidungspotenziale und -kosten deutscher MVA durch Energieeffizienzsteigerung

B. Bilitewski & C. Wünsch

TU-Dresden, Institut für Abfallwirtschaft und Altlasten, Dresden, Deutschland

J. Jäger & M. Hoffmann

TU-Darmstadt, Institut IWAR, Darmstadt, Deutschland

KURZFASSUNG: Im Jahr 2007 besitzen die 66 deutschen Müllverbrennungsanlagen eine annähernd ausgeglichene Treibhausgasbilanz, wobei ca. 6,78 Mio. Mg/Jahr an klimarelevanten Treibhausgasemissionen durch die Verbrennung der Abfall- und Zusatzbrennstoffe freigesetzt und durch Energieabgabe zwischen ca. 6 – 8,6 Mio. Mg/Jahr vermieden werden. Durch Steigerung der Wärme- und Stromabgabe aus MVA lässt sich dieses Bilanzergebnis deutlich verbessern. Mit einer Investitionssumme von ca. 1 Mrd. Euro bzw. jährlichen Abschreibungskosten von ca. 120 Mio. Euro lassen sich je nach angesetzten Substitutionsszenario zwischen 2,2 – 3,9 Mio. Mg/Jahr an klimarelevanten Treibhausgasemissionen zusätzlich vermeiden. Die CO₂-Vermeidungskosten belaufen sich im gewichteten Mittel über alle Maßnahmen demnach auf 31 – 54 Euro/Mg vermiedene Treibhausgasemission. Abhängig von der betrachteten technischen Maßnahme zur Steigerung der Energieeffizienz berechnen sich die spezifischen Kosten auf 22 – 95 Euro/Mg vermiedene Treibhausgasemission. Im Vergleich mit anderen, durch die deutsche Bundesregierung, staatlich geförderten Energieerzeugungsmaßnahmen sind die CO₂-Vermeidungskosten bei der Müllverbrennung als gering einzuschätzen.

1 EINLEITUNG

Das primäre Ziel der Müllverbrennung liegt in der umweltschonenden Entsorgung von Abfällen, wobei unweigerlich klimarelevante Treibhausgase (THG) in Form von Kohlenstoffdioxid (CO₂) freigesetzt werden. Das sekundäre Ziel ist, die bei der Verbrennung freiwerdende Energie zu nutzen und Strom und Wärme zu erzeugen. Diese Strom- und Wärmemengen ersetzen teilweise fossile Energieträger wie Öl, Kohle oder Gas und tragen damit zur Reduktion von Treibhausgasen bei.

Der Großteil der derzeit 66 deutschen Müllverbrennungsanlagen (MVA) ist schon seit vielen Jahren in Betrieb und die zur Energieerzeugung eingesetzten Anlagenkomponenten oft nicht mehr auf den aktuellen Stand der Technik. Dieser Beitrag soll verdeutlichen mit welchen technischen Maßnahmen die auszukoppelnden Energiemengen erhöht werden können, welche Mengen an Treibhausgasen dabei zusätzlich vermieden werden und welche CO₂-Vermeidungskosten dabei auftreten.

2 AKTUELLE TREIBHAUSGASBILANZ DEUTSCHER MVA

2.1 *Durch Verbrennung freigesetzte klimarelevante THG-Emissionen*

In Deutschland werden jährlich (Bezugsjahr 2007) ca. 17,8 Mio. Mg an Abfällen in Müllverbrennungsanlagen entsorgt (Treder 2008). Abhängig von den eingesetzten Abfallarten, deren Zusammensetzung und deren fossile Kohlenstoffanteile, werden pro Mg verbrannter Abfall unterschiedliche Mengen an THG-Emissionen freigesetzt. Für den durchschnittlichen deutschen MVA-Input berechnet sich der spezifische THG-Emissionsfaktor zu 0,362 Mg CO₂-Äquivalente pro Mg verbrannten Abfall. Durch Kohlenstoff erzeugte CO₂-Emissionen aus biogenen Abfallbestandteilen werden hier als klimaneutral angesehen und sind in diesen Emissionsfaktor nicht eingegangen. Durch die Verbrennung der Abfälle werden somit zunächst 6,43 Mio. Mg an THG-Emissionen freigesetzt. Zusätzlich werden Erdgas und Erdöl, die für An-

und Abfahrvorgänge, zur Stützfeuerung oder zur Wiederaufheizung der Rauchgase vor der selektiv katalytischen Reduktion eingesetzt. Deren Verbrennung setzt zusätzlich 0,35 Mio. Mg an THG-Emissionen frei, womit sich in Summe eine Freisetzung an klimarelevanten THG-Emissionen in Höhe von 6,78 Mio. Mg ergibt.

2.2 Vermiedene THG-Emissionen durch Energieerzeugung und -abgabe

Die abgegebenen Energiemengen ersetzen teilweise durch fossile Energieträger erzeugte Energie und tragen somit zur Ressourcenschonung und zur Vermeidung von THG-Emissionen bei. In Abhängigkeit der Energieträger die substituiert werden sollen, errechnen sich unterschiedliche Substitutionsfaktoren. Die Berechnung soll über die folgenden drei Szenarien erfolgen:

- fossiler Endenergieverbrauch: Substitution basierend auf dem fossilen Endenergieverbrauch Deutschlands (Staiß 2008)
 - Strommix (30% Braunkohle, 60% Steinkohle und 10% Erdgas) mit einem THG-Emissionsfaktor von 0,886 Mg CO_{2,äq}/MWh,
 - Wärmemix (56,9% Erdgas, 40,5% Heizöl und 2,6% Kohle) mit einem THG-Emissionsfaktor von 0,232 Mg CO_{2,äq}/MWh,
- realer Endenergieverbrauch: Substitution nach realem deutschen Endenergieverbrauch
 - Strommix mit einem THG-Emissionsfaktor von 0,596 Mg CO_{2,äq}/MWh (UBA 2008),
 - Wärmemix mit einem THG-Emissionsfaktor von 0,216 Mg CO_{2,äq}/MWh (Fritsche 2008) und
- Braunkohlestrom: Substitution basierend auf der Strombereitstellung durch Braunkohlekraftwerke (Grundlastkraftwerke der deutschen Stromversorgung)
 - Braunkohlestrom mit einem THG-Emissionsfaktor von 1,088 Mg CO_{2,äq}/MWh (Staiß 2008) und
 - Wärmemix mit einem THG-Emissionsfaktor von 0,216 Mg CO_{2,äq}/MWh (Fritsche 2008).

Im Jahr 2007 haben deutsche Müllverbrennungsanlagen in Summe 5,16 Mio. MWh Strom und 13,75 Mio. MWh Wärme an Dritte abgegeben (Treder 2008). Mit den Substitutionsfaktoren berechnen sich je nach Substitutionsszenario vermiedene THG-Emissionen zwischen ca. 6 – 8,6 Mio. Mg/Jahr. Die freigesetzten und vermiedenen THG-Emissionen gegenübergestellt ergeben die THG-Nettoemissionen, die sich je nach angesetztem Substitutionsszenario zwischen einer Belastung von ca. 0,7 Mio. Mg/Jahr und einer Vermeidungen von ca. 1,8 Mio. Mg/Jahr bewegen. In Abb. 1 ist die THG-Bilanz deutscher MVA für das Jahr 2007 dargestellt.

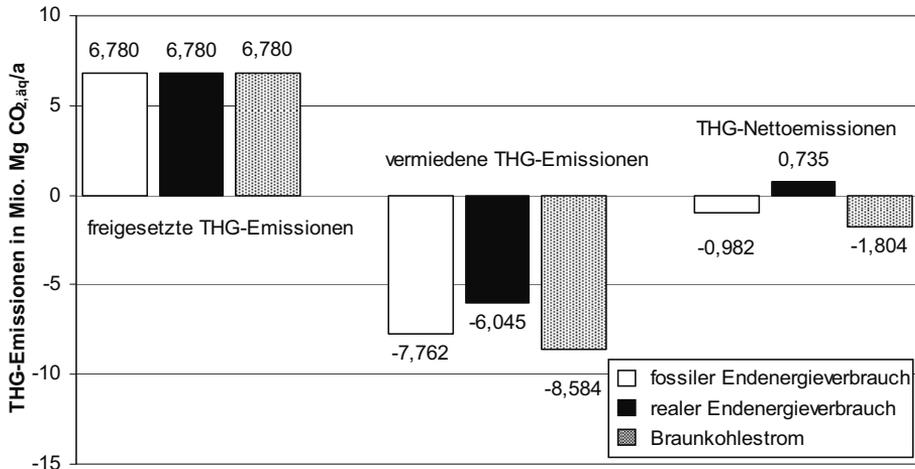


Abb. 1: THG-Bilanz der MVA in Deutschland 2007

Maßnahmen zur Steigerung der Energieeffizienz an deutschen MVA, die höhere Strom- und Wärmeabgaben ermöglichen und damit weitere THG-Emissionen vermeiden, verbessern dieses Ergebnis weiter.

3 TREIBHAUSGASVERMEIDUNGSPOTENZIALE DEUTSCHER MVA

Im Rahmen des EdDE-Forschungsprojektes „Energieeffizienzsteigerung und CO₂-Vermeidungspotenziale bei der Müllverbrennung – Technische und wirtschaftliche Bewertung“ (Bilitewski 2010) wurde in Kooperation mit neun Anlagenbetreibern ermittelt, welche Maßnahmen zur Steigerung der Energieeffizienz, mit welchem finanziellen Aufwand und in welchem Maße zur zusätzlichen Vermeidung von THG-Emissionen beitragen. Weiterhin wurden Zusatzvermeidungen an THG-Emissionen durch die Rückgewinnung von Sekundärmetallen aus den Müllverbrennungsschlacken ermittelt. Die dort erhaltenen Ergebnisse wurden auf den deutschen Anlagenbestand hochgerechnet. Die Hochrechnung der THG-Bilanz deutscher MVA nach Energieeffizienzsteigerung ist der folgenden Abb. 2 zu entnehmen.

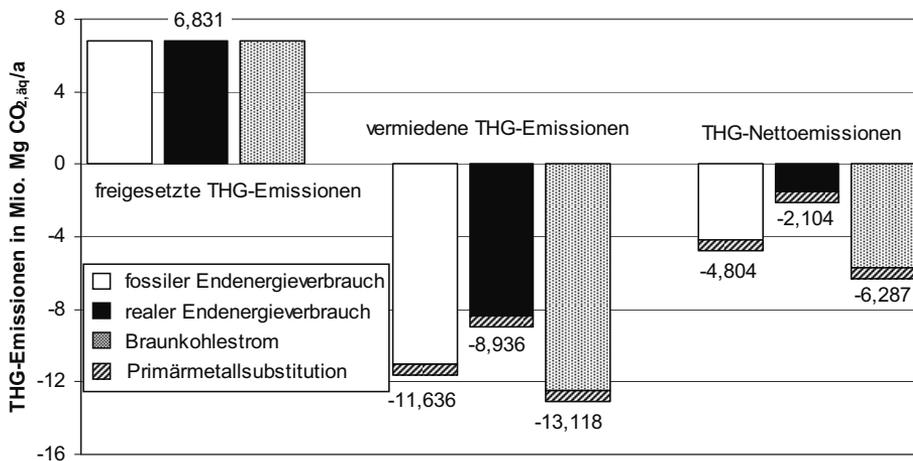


Abb. 2: THG-Bilanz der deutschen MVA nach Energieeffizienzsteigerung und Sekundärmetallrückgewinnung

Nach Steigerung der Energieeffizienz steigt die Menge an freigesetzten THG-Emissionen, aufgrund des teilweise besseren Ausbrandes der Abfallbrennstoffe, um ca. 0,05 Mio. Mg/Jahr auf in Summe ca. 6,83 Mio. Mg/Jahr. Die vermiedenen THG-Emissionen steigen je nach angesetztem Substitutionsszenario auf Mengen zwischen ca. 8,9 – 13,1 Mio. Mg/Jahr. Die THG-Nettoemissionen erzielen nach der Steigerung der Energieeffizienz Vermeidungen an THG-Emissionen von ca. 2,1 – ca. 6,3 Mio. Mg/Jahr. Dabei entfallen unabhängig vom Substitutionsszenario jeweils etwa 0,6 Mio. Mg/Jahr auf die Gutschrift für die Rückgewinnung von Sekundärmetallen aus den Müllverbrennungsschlacken.

In der folgenden Abb. 3 sind der Vergleich der THG-Nettoemissionen vor und nach Energieeffizienzsteigerung sowie die erzielten Zusatzeinsparungen dargestellt.

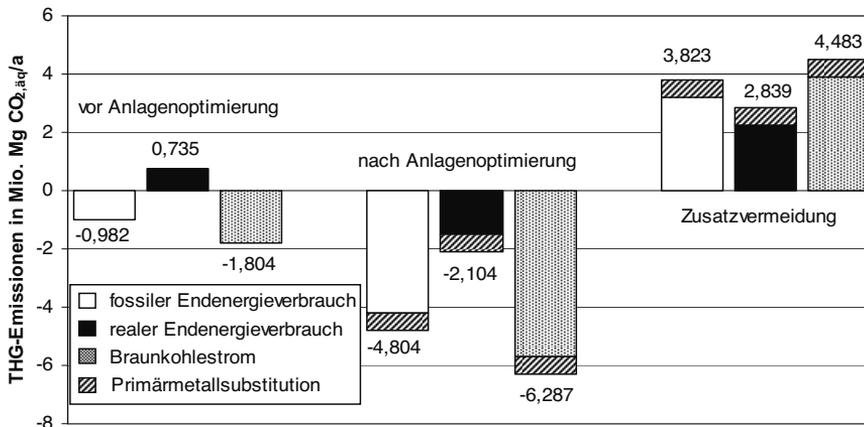


Abb. 3: Vergleich der THG-Nettoemissionen für deutsche MVA vor und nach Energieeffizienzsteigerung inklusive der Gutschrift an THG-Emissionen durch Sekundärmetallrückgewinnung

In der THG-Bilanz der MVA in Deutschland 2007 vor Energieeffizienzsteigerung schwankten die THG-Nettoemissionen zwischen Freisetzungen von ca. 0,7 Mio. Mg/Jahr bis Vermeidungen von ca. 1,8 Mio. Mg/Jahr. Nach der Steigerung der Energieeffizienz und unter Berücksichtigung der THG-Gutschriften durch Sekundärmetallrückgewinnung aus den Müllverbrennungsschlacken, ergeben sich THG-Nettoemissionen in Form von THG-Vermeidungen zwischen 2,1 – 6,3 Mio. Mg/Jahr. Das Potenzial an zusätzlich zu vermeidenden THG-Emissionen beläuft sich damit, je nach angesetztem Substitutionsszenario, auf Werte zwischen ca. 2,8 – 4,5 Mio. Mg/Jahr.

4 CO₂-VERMEIDUNGSKOSTEN

Für jede Optimierungsmaßnahme wurde ermittelt, welche Mengen an THG-Emissionen in Form von CO₂-Äquivalenten jährlich zusätzlich vermieden werden könnten und welche Investitionskosten plus Betriebs- und Instandhaltungskosten für die einzelnen Maßnahmen jeweils jährlich anfallen. Aus den Ergebnissen wurden die CO₂-Vermeidungskosten in Euro/Mg THG-Emission berechnet. Die lineare Abschreibungszeit auf alle Investitionen wurde auf 15 Jahre festgesetzt und die Betriebs- und Instandhaltungskosten mit jährlich 5% auf die Investitionen.

In Summe müssen Investitionen in Höhe von ca. 1 Mrd. Euro getätigt werden. Die Betriebs- und Instandhaltungskosten belaufen sich damit auf jährlich ca. 50 Mio. Euro. Inclusive der Abschreibungen in Höhe von jährlich ca. 70 Mio. Euro belaufen sich die Abschreibungskosten auf ca. 120 Mio. Euro/Jahr. Abhängig von den zusätzlich eingesparten THG-Emissionen berechnen sich nach Tab. 1, für die drei Substitutionsszenarien, die mittleren, über die unterschiedlichen Optimierungsmaßnahmen gewichteten CO₂-Vermeidungskosten.

Tab. 1: Gewichtete mittlere CO₂-Vermeidungskosten der drei Substitutionsszenarien

Substitutionsszenario	Abschreibungskosten in Mio. Euro/Jahr	zusätzlich vermiedene THG-Emissionen in Mio. Mg/Jahr	CO ₂ -Vermeidungskosten in Euro/Mg THG-Emission
fossiler Endenergieverbrauch		3,2	37
realer Endenergieverbrauch	120	2,2	54
Braunkohlestrom		3,9	31

Die mittleren gewichteten CO₂-Vermeidungskosten berechnen sich, je nach Substitutionsszenario, zwischen 31 – 54 Euro/Mg zusätzlich eingesparte THG-Emission.

Für das Referenzszenario „fossiler Endenergieverbrauch“ sind in der folgenden Abb. 4 die CO₂-Vermeidungskosten und die Treibhausgasvermeidungspotenziale der einzelnen Optimierungsmaßnahmen aufgezeigt.

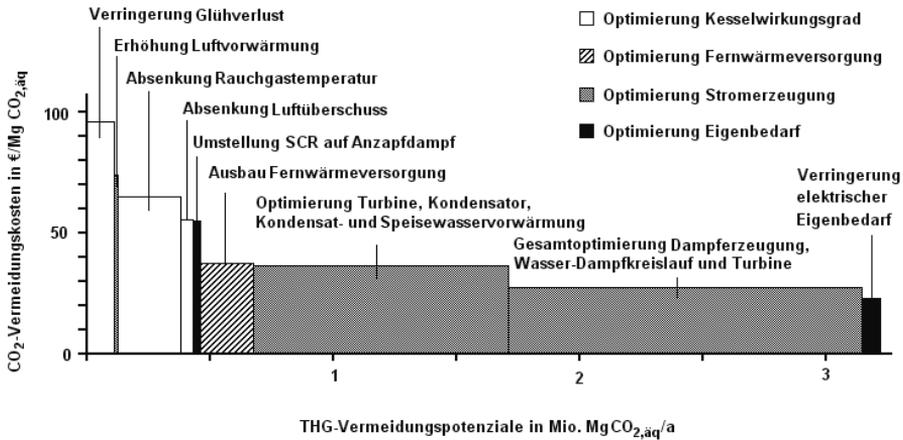


Abb. 4: CO₂-Vermeidungskosten und THG-Vermeidungspotenziale des deutschen MVA-Bestandes bei Ansatz des Referenzszenarios „fossiler Endenergieverbrauch“

Wie aus Abb. 4 ersichtlich reichen die spezifischen CO₂-Vermeidungskosten von 22 Euro/Mg vermiedene THG-Emission für die Verringerung des elektrischen Eigenbedarfs bis zu 95 Euro/Mg vermiedene THG-Emission für die Verringerung des Glühverlustes. Das größte Vermeidungspotenzial besitzen die Optimierung der Dampfturbinen inklusive Kondensator und der Kondensat- und Speisewasservorwärmung, sowie die Gesamtoptimierung der Dampferzeugung mit kompletten Wasser-Dampfkreislauf und Dampfturbine.

Die folgende Abb. 5 zeigt den Vergleich der berechneten CO₂-Vermeidungskosten der Müllverbrennung mit anderen staatlich geförderten Energieerzeugungsverfahren.

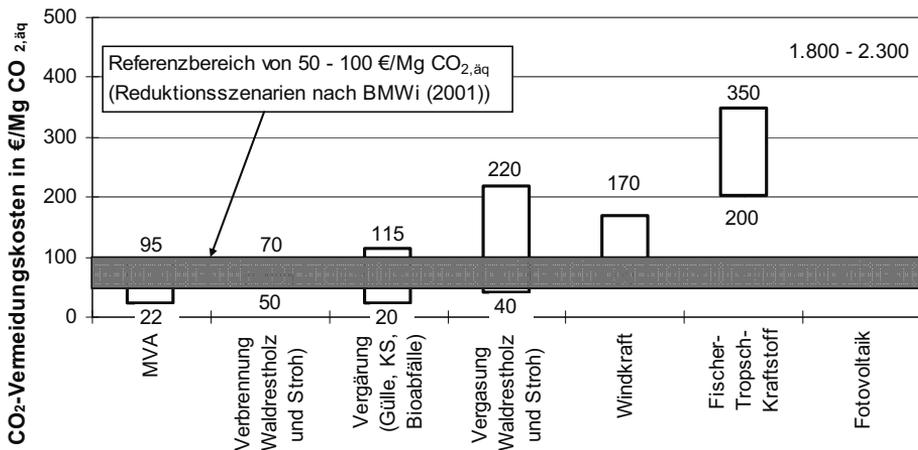


Abb. 5: Vergleich der CO₂-Vermeidungskosten der Müllverbrennung mit anderen staatlich geförderten Energieerzeugungsverfahren

Mit 22 – 95 Euro/Mg vermiedener THG-Emission sind die CO₂-Vermeidungskosten bei der Müllverbrennung ähnlich hoch wie bei der Verbrennung von Waldrestholz und Stroh mit 50 – 70 Euro/Mg vermiedener THG-Emission und der Vergärung von Gülle, Klärschlamm und Stroh mit 20 – 115 Euro/Mg vermiedener THG-Emission (Leible 2006). Die Vergasung von Waldrestholz und Stroh mit 40 – 220 Euro/Mg vermiedener THG-Emission (Leible 2006) und die Vermeidung von THG-Emissionen durch Windkraft mit 90 – 170 Euro/Mg (Bilitewski 2006) sind deutlich teurer. Die Herstellung von Fischer-Tropsch-Kraftstoff kostet 200 – 350 Euro/Mg und die Fotovoltaik über 1.000 Euro/Mg vermiedener THG-Emission (Leible 2008).

Das Bundesministerium für Wirtschaft und Technologie hält CO₂-Vermeidungskosten zwischen 50 – 100 Euro/Mg bei einem Treibhausgasminderungsziel von 25 – 45% für akzeptabel (BMWi 2001). Infolge niedriger CO₂-Vermeidungskosten bei der Müllverbrennung von unter 100 Euro/Mg kann bei der CO₂-Minderungsstrategie der deutschen Bundesregierung, durch entsprechende politische Rahmenbedingungen und Förderungen, ein jährliches Potenzial von über 3 Mio. Mg an THG-Emissionen erschlossen werden.

LITERATUR

- Bilitewski, B. (2010) Energieeffizienzsteigerung und CO₂-Vermeidungspotenziale bei der Müllverbrennung – Technische und wirtschaftliche Bewertung. In: *EdDE-Dokumentation 13*. im Auftrag der Entsorgungsgemeinschaft der Deutschen Entsorgungswirtschaft e.V. April, 2010.
- BMWi (2001) Energiepolitische und gesamtwirtschaftliche Bewertung eines 40%igen-Reduktions-szenarios. Bundesministerium für Wirtschaft und Technologie (Hrsg.). Endbericht von Prognos, EWI und BWI, Gutachten erstellt im Auftrag des BMWi, Dokumentation Nr.492, Berlin, Juli 2001.
- Fritsche, U. & Rausch, L. (2008) Emissionsfaktoren für Fernwärme, Bereich Energie & Klimaschutz. Öko-Institut, Büro Darmstadt, Im Auftrag des Umweltbundesamtes, Dessau-Roßlau, Mai 2008.
- Leible, L., Kappler, G. & Nieke, E. (2006) Energiebereitstellung aus biogenen Reststoffen und Abfällen in Deutschland – eine Perspektive. In: *Müllhandbuch*. Erich Schmidt Verlag. MuA Lfg. 03/06.
- Leible, L. (2008) Kraftstoff aus Stroh und Waldrestholz. In: *Eta [Energie] – Energieeffizienz und kohlenstoffarme Energietechnik*. Ausgabe 04/08, Dezember, 2008.
- Staiß, F., Linkohr, C., Zimmer, U., Musiol, F. & Ottmüller, M. (2008) Erneuerbare Energien in Zahlen, Nationale und Internationale Entwicklungen. Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (BMU), Berlin, Juni 2008.
- UBA (2008) Umweltbundesamt, Presseinformation Nr. 34/2008, Dessau-Roßlau, 16.05.2008.
- Treder, M. (2008) Energieerzeugung und Klimarelevanz der W-t-E Anlagen in Deutschland. (Kurzfassung vom 16.07.2008), Würzburg, 2008.

Methoden der Korrosionsdiagnose bei der Verbrennung schwieriger Brennstoffe

M. Pohl, D. Bernhardt, S. Ncube & M. Beckmann

TU Dresden, Institut für Energietechnik, Professur Verbrennung, Wärme- und Stoffübertragung, Dresden, Germany

W. Spiegel & W. Müller

Fa. CheMin, Augsburg, Germany

KURZFASSUNG: Die alleinige Betrachtung des Brennstoffes anhand von Laboranalysen ist im Hinblick auf das Belagsbildungs- und Korrosionspotentials nicht aussagekräftig.

Der Brennstoff wird in einer technischen Feuerung eingesetzt und ist dort den entsprechenden Prozessbedingungen ausgesetzt, über die der Umwandlungsprozess vom Brennstoff zum Rauchgas in Verbindung mit den jeweiligen Anlagenparametern gesteuert wird. Beispielsweise können Alkali- und Schwermetalle und Halogene je nach Prozessbedingungen in verschiedenen Verbindungen auftreten. Relevant für die Belagsbildung und die Korrosion sind nun bestimmte Verbindungen, die entsprechend ihrer Konzentration und dem Dampfdruck, bei den jeweils herrschenden Temperaturen, Beläge ausbilden.

Die Prozessbedingungen von technischen Feuerungen lassen sich verhältnismäßig gut in Technikums- und Pilotanlagen abbilden. Über die Beprobung des Abgases entlang des Abgasweges (Abkühlung) lassen sich Informationen über die Elemente und Verbindungen gewinnen und dadurch eine Abschätzung hinsichtlich des Belagsbildungs- und Korrosionspotentials ermitteln.

In diesem Beitrag wird eine Methode vorgestellt, bei welcher eine Brennstoffcharge im kg-Bereich in einem Batch-Reaktor unter realitätsnahen Prozessbedingungen verbrannt wird und über eine sog. Belagssonde entlang des Abgasweges die Partikel (grobe bis feine, feste bis zum Teil flüssige) aufgefangen werden. Die mineralogische und chemische Analyse dieser Partikel liefert Aussagen zu dem Belagsbildungs- und Korrosionspotential.

1 EINLEITUNG

Entscheidend für die Nutzung von alternativen Brennstoffen im Hinblick auf eine Reduzierung der CO₂(fossil)-Emissionen und zur Ressourcenschonung ist die Wahl und Optimierung der zugehörigen Verfahren, was eine detaillierte Kenntnis der eingesetzten alternativen Brennstoffe (Biomasse-Brennstoffe und Ersatzbrennstoffe) und deren Verhalten im jeweiligen Prozess voraussetzt.

Die Energieeffizienz und die Verfügbarkeit von Biomasse- und EBS-Kraftwerken werden insbesondere durch verstärkte Belagsbildung auf den Wärmeübertragerflächen und durch die daraus resultierende Korrosion an den Dampferzeugerrohren eingeschränkt.

Aus diesem Grund ist es notwendig, Korrosionsrisiken einzugrenzen und abzuschätzen, da durch die Vermeidung/Verminderung von Korrosionen eine Erhöhung der Energieeffizienz und der Anlagenverfügbarkeit erreicht werden kann.

Die Bewertung der eingesetzten/einzusetzenden Brennstoffe im Hinblick auf das Belagsbildungs- und Korrosionspotential – vor und während dem Einsatz - in der jeweiligen Anlage stellt eine wichtige Voraussetzung für Betreiber und Planer von solchen Anlagen dar. Bei der Planung von Neuanlagen und bei dem Betrieb bestehender Anlagen oder in Anlagen, welche z.B. fossile Brennstoffe durch Biomasse-Brennstoffe und/oder EBS substituieren wollen, stehen diese Informationen derzeit nicht oder nur unzureichend zur Verfügung.

Das Korrosionspotential wird bestimmt durch die aus dem Brennstoff freigesetzten festen, flüssigen und gasförmigen Komponenten, welche sich auf den kälteren Wärmeübertragerheizflächen (hierbei sind die Rohrwände der Strahlungszüge und die konvektiven Rohrbündeln, aufgrund der unterschiedlichen Abgastemperaturen, der Temperaturdifferenzen zwischen Abgas und Medium und der Berührungintensität (überströmt/angeströmt), zu unterscheiden) absetzen

(mechanisch und durch Kondensation) und dabei ihre korrosive Wirkung entfalten. Für eine Bewertung der korrosiven Wirkung dieser Komponenten sind dabei Kenntnisse der entsprechenden Vorläufersubstanzen (z.B. Alkalichloride, Schwermetalle, etc.) von entscheidender Bedeutung. Im realen Anlagenbetrieb werden die ablaufenden Teilschritte von der Freisetzung korrosiver Substanzen über die Ablagerung auf den Rohrwänden/Rohren bis hin zur Abzehrung der Rohre der Wärmeübertrager durch eine Vielzahl von Parametern beeinflusst.

Diese Parameter sind durch konventionelle Laboruntersuchungen (Elementar-, Immediatanalysen, etc.) nicht ermittelbar – sondern müssen unter realen Prozessparametern ermittelt werden. Dazu stehen z.B. Belagssonden (Spiegel 2007) zur Verfügung, mit Hilfe dieser besteht die Möglichkeit die freigesetzten belagsbildenden Bestandteile im Abgas zu ermitteln. Die Ergebnisse dieser Messungen erlauben es Aussagen zum Belagsbildungs- und Korrosionspotential zu treffen. Dazu sind umfangreiche Untersuchungen mit unterschiedlichen Parametervariationen in Abhängigkeit des eingesetzten Brennstoffes und der Feuerungsführung notwendig. Diese Parametervariationen (z.B. Brennstoffwechsel, Lastwechsel, Prozessführung, etc.) sind in dem benötigten Maß jedoch im realen Anlagenbetrieb nicht durchführbar bzw. ist die Durchführung dieser Untersuchungen sehr kosten- und zeitintensiv.

Im Hinblick auf die Steigerung der Energieeffizienz muss die Senkung des Schadenvermeidungspotentials, durch ein besseres Verständnis des Belagsbildungs- und Korrosionspotentials im Vordergrund stehen, z.B. bei dem Einsatz neuer, im Betrieb noch nicht erprobter Brennstoffe oder durch die Optimierung der Verbrennung für derzeit eingesetzte Biomasse- und Ersatzbrennstoffe.

Aus diesem Grund ist es notwendig eine Methode zu entwickeln, welche eine Abschätzung des Belagsbildungs- und Korrosionspotentials vor dem großtechnischen Einsatz ermöglicht.

Im Folgenden soll die so genannte „Diagnose am Brennstoff“ vorgestellt werden. Diese basiert auf Belagssonden-Messungen, jedoch nicht im großtechnischen Maßstab, sondern in einer Technikumsversuchsanlage, in welcher gezielt realitätsnahe Prozessparameter eingestellt werden können, was es ermöglicht die oben genannten Parametervariationen durchzuführen.

2 EINFLUSSGRÖSSEN DER KORROSION UND MÖGLICHKEITEN DER DIAGNOSE

Wichtige Einflussgrößen für das Korrosionspotential sind die korrosionsrelevanten Komponenten

- im Brennstoff und
- die abhängig von den Haupteinflussgrößen des Verbrennungsprozesses:
 - freigesetzten festen, flüssigen und gasförmigen Komponenten im Abgas und
 - die sich daraus bildenden Beläge auf den Wärmeübertragerheizflächen.

Aus stofflicher Sicht ergibt sich insgesamt ein breites Feld von korrosionsrelevanten Elementen, beispielhaft abzulesen an der unterschiedlichen Korrosionswirkung der Chlor- und Schwefelverbindungen, welche in Abhängigkeit von der Temperatur auch einem Wechsel des Aggregatzustandes fest-flüssig-gasförmig unterliegen. So ist z.B. der Gesamtchlorgehalt als ein Gütekriterium für Ersatzbrennstoffe und Biomassen nicht ausreichend.

Die Chlorbindungsform spielt für die Freisetzung und Belagsbildung eine wichtige Rolle. Bei den komplexen Reaktionen und Phasenübergängen sind neben dem Chlor auch die Stoffgruppe der Alkalien, welche auf natürlichem Weg in Biomassen gebunden sind (Kalium z.B. ist als Nährstoff für das Holzwachstum zuständig) und der Schwermetalle, welche in hohen Konzentrationen und in großer Vielfalt der Verbindungen in Ersatzbrennstoffen aus Abfällen vorhanden sind, zu berücksichtigen.

Abgasseitig werden erhöhte Frachten an HCl als negativ gewertet. Jedoch ist die Aufteilung des Chlors im Brennstoff in die beiden Teilströme HCl und chloridisches Salz sehr von der betrieblichen Situation abhängig und kann in weiten Grenzen schwanken. Entscheidend für das Korrosionspotential ist, ob HCl mit dem Abgasstrom ausgetragen wird oder ob es zu Reaktionen mit den schon genannten Alkalien und/oder den Schwermetallen und damit zu Salzablagerungen in den Belägen kommt.

Erhöhte Frachten an SO₂ und/oder SO₃ werden als positiv gewertet (z.B. Kautz 2003). SO₂ und vor allem SO₃ wird als wirksamer Reaktionspartner gegenüber den gelösten oder auskristal-

lisierten Chloriden angesehen, es führt zur Sulfatisierung der Spezies im Abgas und soll damit die Korrosionsrelevanz mildernd beeinflussen (z.B. Hjörnhede 2009). Dieser Zusammenhang ist für die Praxis bei der Verbrennung schwieriger Brennstoffe nicht gesichert – unter Umständen bedingt durch kinetische Hemmung.

Korrosionserscheinungen werden nicht nur von der Zusammensetzung des Brennstoffs beeinflusst, sondern auch von den in den Anlagen vorzufindenden Gegebenheiten, welche die Freisetzung und die damit mögliche Ablagerung der korrosionsrelevanten Komponenten aus dem Brennstoff erst ermöglichen. Dabei spielt die eingesetzte Feuerungstechnik und die dazugehörige Prozessführung eine entscheidende Rolle.

Aus Sicht der Korrosion sind somit neben der stofflichen Zusammensetzung des Brennstoffes und des Abgases (z.B. online gemessen oder bilanziert z.B. mit Hilfe eines Online-Bilanzierungsprogrammes (Horeni 2007) auch die jeweils zu durchlaufenden Temperaturen bei der Abkühlung des Abgases, als auch die ortsspezifischen Temperaturen und deren zeitliche Änderung von Bedeutung.

Die stofflichen Eigenschaften der chloridischen und sulfatischen Salze, also deren Aggregatzustand (gasförmig, flüssig, fest) und deren Partialdruck im umgebenden Gasraum bei flüssigem oder festem Zustand, sind an die Temperaturen des jeweiligen Betrachtungsortes geknüpft.

Bei unmittelbarem Kontakt der chloridischen Salze zum Rohrwerkstoff besteht die Möglichkeit zur Salzschmelzenkorrosion. Ohne direkten Kontakt zum Rohrwerkstoff wirkt zwischen Salz und Rohrwerkstoff nur der verdampfte Anteil des Salzes im gemeinsamen Gasraum (Partialdruck), welcher zu einer Umwandlung des Stahls zu Eisenchlorid und somit zu einer dynamischen Korrosion führen kann (z.B. Grabke 1995, Spiegel 1999, Spiegel 2003).

Diese Korrosionsmechanismen sind an feste (oder flüssige) chloridische Salze gebunden. Aufgrund der stofflichen Zusammensetzung der alternativen Brennstoffe sind hier vor allem Natrium-, Kalium-, Zink- und Bleichlorid relevant.

Das bei der thermischen Umsetzung der alternativen Brennstoffe entstehende heiße Abgas kann diese chloridischen Salze in hohen Mengen aufnehmen und somit gasförmig transportieren. Auf dem Weg durch den Dampferzeuger wird das heiße Abgas abgekühlt, wobei sich die gasförmigen chloridischen Salze, je nach Sättigungskonzentration und Temperatur in flüssige bzw. feste Partikel umwandeln – ablagerungsfähig werden und am Belagsaufbau teilnehmen können. Je nach Fracht der chloridischen Salze können diese Temperaturen zwischen 800 °C für Natriumchlorid über Kaliumchlorid, Bleichlorid bis hin zu etwa 300 °C bei Zinkchlorid betragen. Die Temperaturen der reinen Salze liegen dabei immer höher als die Temperaturen von Mischsalzen (Mehrkomponentengemische), welche auch sulfatische Salze mit einbeziehen können.

Wie beschrieben, sind neben den Temperaturen, die das Abgas durchläuft auch die sich örtlich einstellenden Temperaturen (z.B. an den Verdampferwänden – Feststoffsystem Rohr und Belag, senkrecht zur Strömungsrichtung) bei und nach der Ablagerung von Partikel für das Korrosionspotential von Bedeutung.

Diese sich in dem Feststoffsystem einstellenden Temperaturgradienten ändern sich auf Grund der sich ständig ändernden Temperaturdifferenzen der beiden Dampferzeuger-Medien – Abgas und Wasser bzw. Dampf, durch die unterschiedlich freigesetzte Wärmemenge der meist sehr heterogen zusammengesetzten alternativen Brennstoffe z.B. in Bezug auf:

- Heizwertschwankungen aufgrund schwankender elementarer Zusammensetzungen und
- unterschiedlicher Feuchtegehalte.

Wird bei der Umsetzung des Brennstoffs viel Wärme freigesetzt, so steigt im Allgemeinen die abgassseitige Temperatur der Oberfläche auf der Rohrwand bzw. auf dem Belag an, wird weniger Wärme freigesetzt sinkt die Oberflächentemperatur wieder. Gleichzeitig bedeutet das, dass der Temperaturgradient des Feststoffsystems, bedingt durch die im Vergleich zum Rohrwerkstoff schlechtere Wärmeleitfähigkeit (Kupka 2008) dieser sich ausbildenden Schichten, ständig einer Änderung unterliegt. Durch einen sich sehr steil einstellenden Temperaturgradient im Feststoffsystem (viel Wärme wird freigesetzt), kann es zu einer erneuten Mobilität in Richtung Rohrwand, der sich abgelagerten festen Salze durch ein wiederholtes Aufschmelzen dieser kommen. Durch den sich steiler einstellenden Temperaturgradienten erhöhen sich die Temperaturen im Belag in Richtung Rohrwand ($s_1 > s_2$, siehe auch Abb. 1). Dies kann zu einer Aufkonzentration monomineralischer Salzschmelzen nahe der Rohrwand führen und so das Korrosi-

onspotential erhöhen. Des Weiteren kann es zur Verdichtung des Belages führen (Spiegel 2010).

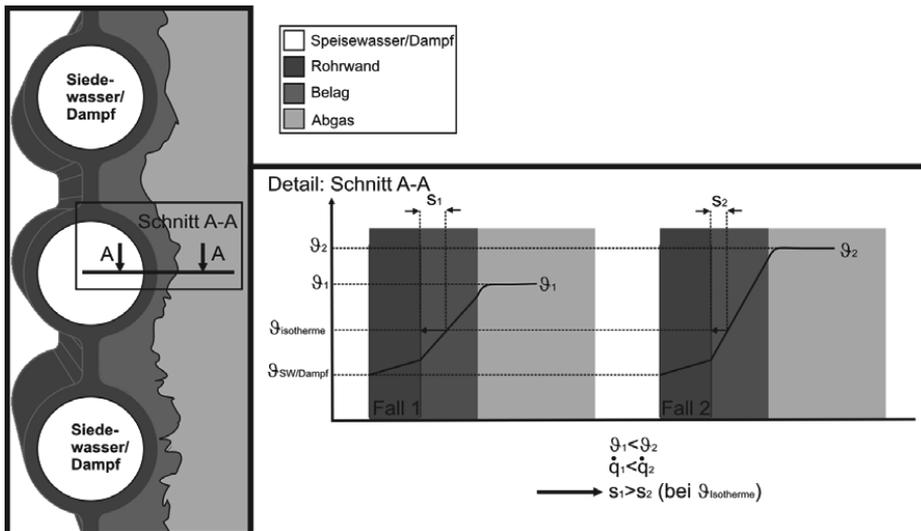


Abb. 1: Temperaturverlauf in der Wand, bei veränderten Abgastemperaturen $\vartheta_1 < \vartheta_2$

Die sich einstellenden Temperaturgradienten im Feststoffsystem sind von der Wärmestromdichte abhängig. Mit Hilfe der Wärmestromdichtemessung (z.B. Frach 2002, Müller 2010 und Krüger 2009), angebracht auf Membranwänden, lässt sich die Wärmestromdichte ermitteln. Die bislang in der Praxis gesammelten Erfahrungen zeigen, dass das Korrosionspotential mit zunehmender Wärmestromdichte zunimmt (Spiegel 2010). Weitere Aussagen zum Belagsaufbau und zu den Eigenschaften der Beläge (Wärmeleitfähigkeit z.B. Kupka 2008) sind jedoch notwendig, um diese These zu stützen bzw. können diese zu einem tieferen Verständnis der Korrosionsmechanismen beitragen.

Zur Untersuchung des Korrosionsverhaltens von Brennstoffen in den jeweiligen Anlagen ist es somit erforderlich, detaillierter

- den Verbrennungsvorgang,
- das Abgas,
- die ausgetragenen oder sich bildenden Partikel im Abgasstrom sowie
- die sich daraus bildenden Beläge

zu untersuchen.

Aus betrieblicher Sicht bedarf es zur Untersuchung dieser Gesichtspunkte Methoden, welche eine Bewertung des Belagsbildungs- und Korrosionspotentials ermöglichen. Die derzeitigen Möglichkeiten bei der Korrosions-Diagnose großtechnischer Anlagen (siehe auch Abb. 2):

- bei Stillstand, z.B. mit Hilfe der Rohr- und Belagsbeprobung und
- während des Betriebes, z.B. mit Hilfe sensorischer Hilfsmittel (Belagssonden, Wärmestromsensoren) um die potentiell am Belagsaufbau teilnehmenden Partikel oder die übertragene Wärmestromdichte zu bestimmen

zeigen, dass durch die Kopplung dieser Diagnosemöglichkeiten eine Bewertung hinsichtlich der Belagszusammensetzung und dem Korrosionspotentials möglich ist.

Eine Ergänzung dieser Möglichkeiten (Abb. 2) stellt die – Diagnose am Brennstoff – dar, mit Hilfe dieser sind erste Aussagen zum Belagsbildungs- und Korrosionspotentials vor dem großtechnischen Einsatz möglich, so dass das Risiko eines Korrosionsschadens im Vorhinein eingegrenzt werden kann. Im Folgenden wird die Diagnose am Brennstoff, mit welcher die belagsbildenden Bestandteile im Abgas ortsaufgelöst ermittelt werden können, vorgestellt.

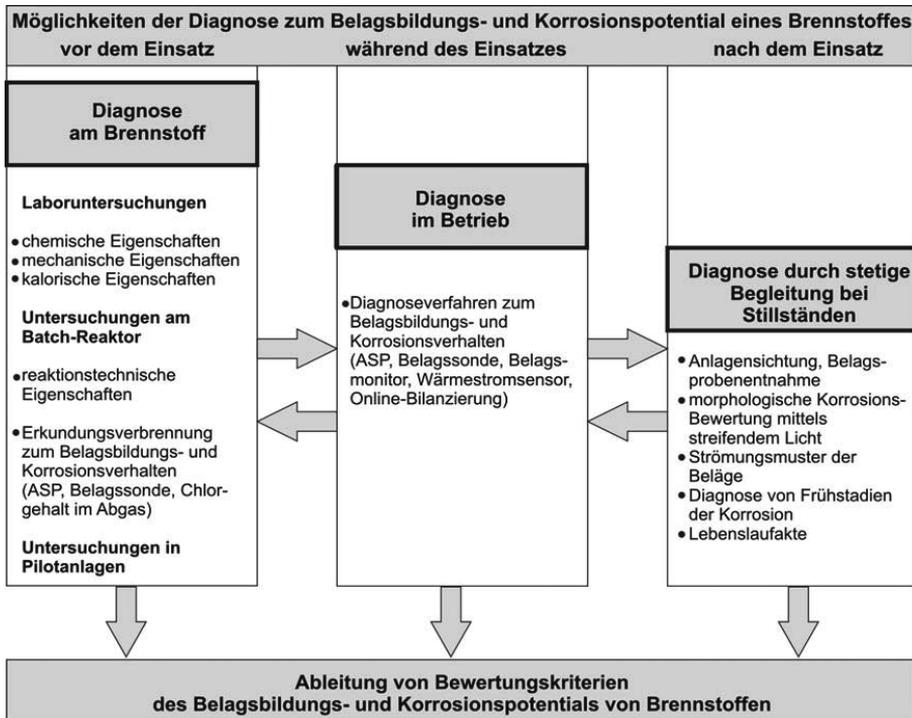


Abb. 2: Möglichkeiten der Diagnose zum Belagsbildungs- und Korrosionspotentials

3 METHODE DER „DIAGNOSE AM BRENNSTOFF“

Grundsätzlich besteht die Möglichkeit, eine Diagnose zum Belagsbildungs- und Korrosionspotential vor, während und nach dem Einsatz (siehe Abb. 2) des Brennstoffes in der jeweiligen Anlage durchzuführen. Man unterscheidet dabei grob in Diagnose am Brennstoff, Diagnose im Betrieb und Diagnose durch stetige Begleitung bei Stillständen.

Die in ihrer Aussage genaueste Möglichkeit, das Belagsbildungs- und Korrosionspotential zu bewerten, besteht – nach dem Einsatz – des Brennstoffes in der Anlage, während eines Stillstandes. Eine frühzeitige Erkennung von negativen Einflüssen auf die Anlage oder die Eignung des Brennstoffes für die jeweilige Anlage ist aber mit Hilfe dieser Methode nicht bzw. nur nach bereits gesammelten positiven oder negativen Erfahrungen mit dem Brennstoff möglich.

Dahingegen sind labortechnische Untersuchungen – vor dem Einsatz – des Brennstoffes in einer Anlage allgemein akzeptiert und in jedem Fall durchzuführen. So können auf relativ schnelle Art und Weise und vor allem ohne Schaden in der Anlage zu verursachen, erste Aussagen zu den Brennstoffeigenschaften (siehe Abb. 3) ermittelt werden. Auf die labortechnischen Untersuchungen wurde schon in einer Vielzahl von Veröffentlichungen eingegangen (z.B. Seggiani 1999 & Eckardt 2005), so dass diese hier nicht weiter erläutert werden. Nur im Hinblick auf die Fragestellung der Genauigkeit der erstellten Prognose, ausgehend von der Zusammensetzung des Brennstoffs (z.B. Schwefel zu Chlor-Verhältnis), sollte beachtet werden, dass das Korrosionsverhalten über die chemischen, kalorischen und mechanischen Eigenschaften hinaus durch die prozesstechnischen Gegebenheiten (Prozessführung, betriebliche und konstruktive Parameter), also den reaktionstechnischen Eigenschaften beeinflusst wird, welche nur unter realen (Technikums-, Pilot- und Reale Anlage) Prozessbedingungen ermittelbar sind.



Abb. 3: Eigenschaften von Brennstoffen

Für die Ermittlung der belagsbildenden Bestandteile besteht zur Diagnose während des Betriebes die Möglichkeit, die von der Fa. CheMin GmbH, Augsburg entwickelten und für großtechnische Anlagen erprobten sensorischen Verfahren ASP (Asche zu Salz Proportionen), Belagsmonitor und Belagssonde einzusetzen. Derzeit werden diese Verfahren zur Diagnose im Betrieb, d.h. in großtechnischen Anlagen, eingesetzt.

Die Verfahren sind in der Lage die Belagsbildungsprozesse abzubilden. Die Informationen zu den chemisch-mineralischen Milieuparametern des auf der Sonde/des Monitors gebildeten Belags werden mit orts aufgelösten Analyseverfahren (Rasterelektronenmikroskop (REM) in Verbindung mit der energiedispersiven Röntgenspektroskopie (EDX)) ermittelt. Die isokinetische Beprobung der Rauchgaspartikel (Verfahrenskürzel: ASP, Asche-Salz-Proportionen) erzeugt ein Abbild der im Rauchgaspfad transportierten Frachten von festen und desublimierbaren Stoffen, sowie deren Proportionen untereinander in Abhängigkeit der Wechselwirkung Brennstoff-Feuerung. Diese Informationen lassen sich z.B. im ASP-Diagramm (Spiegel 2007) klassieren und sind relevant für Bewertungen des Korrosionspotentials.

Die Belagssonde und auch der Belagsmonitor sind in unterschiedlichen Temperaturfenstern einsetzbar, so dass eine orts aufgelöste Beprobung entlang des gesamten Kessels möglich ist.

Grundsätzlich können diese mit sensorische Hilfsmitteln durchzuführenden Messungen auch in Technikums- und Pilotanlagen, z.B. in einem sog. Batch-Reaktor (Beckmann 2009) durchgeführt werden. Der Batch-Reaktor (siehe Abb. 4) eignet sich zur Charakterisierung von Brennstoffen. Ein Vergleich der Versuchsergebnisse in Bezug auf die Abbrandgeschwindigkeit der Brennstoffe des hier genannten Batch-Reaktors fand in einem früheren Projekt (AiF-Forschungsvorhaben 2009) statt. In diesem Projekt wurden Ringversuche mit Holz hackschnitzeln in drei vom Aufbau her verschiedenen Batch-Reaktoren jedoch unter gleichen Bedingungen (Brennstoff, Luftzufuhr, Temperatur des Feuerraumes) durchgeführt, wobei eine sehr gute Übereinstimmung der Versuchsergebnisse festgestellt wurde.

In Abhängigkeit der eingesetzten Brennstoffe sind mit Hilfe eines Batch-Reaktors Parametervariationen (z.B. Luftstufung, Luftvorwärmung, etc.) zur gezielten Prozesseinstellung durchführbar. Die Durchführung dieser Untersuchungen im Vergleich zu kosten- und zeitintensiven großtechnischen Untersuchungen ist weniger aufwendig und erzeugt keinen Schaden in den großtechnischen Anlagen. Hinsichtlich der schnellen zeitlichen Verfügbarkeit der ermittelten Daten, in Abhängigkeit der in großer Anzahl durchführbaren Parametervariationen im Batch-

Reaktor soll die Möglichkeit die belagsbildenden Bestandteile zu ermitteln erprobt werden, um somit Aussagen zur Bewertung von Brennstoffen hinsichtlich des Belagsbildungs- und Korrosionspotentials zu treffen. Diese Methode, wird von den Autoren als Diagnose am Brennstoff (siehe auch Abb. 2) bezeichnet.

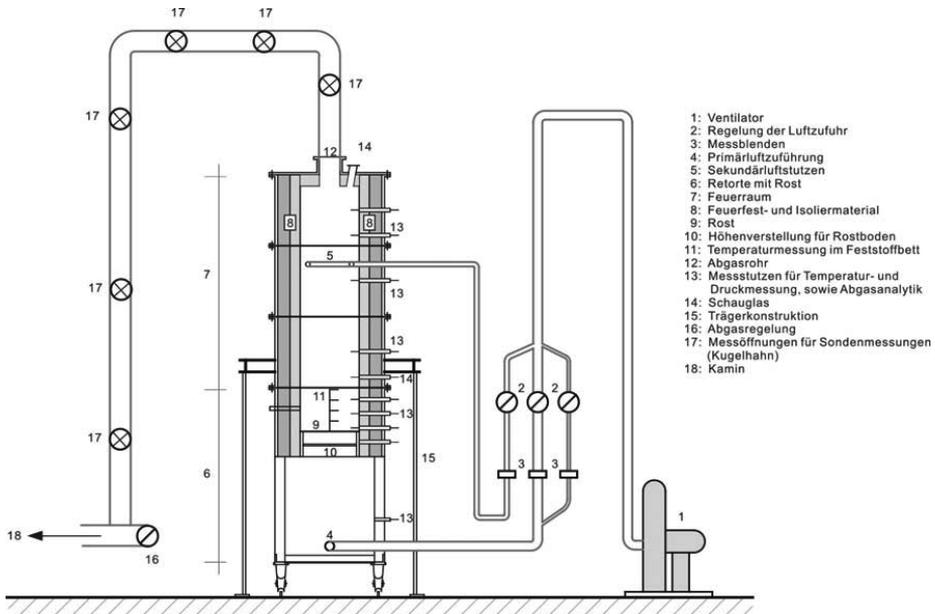


Abb. 4: Schema des Batch-Reaktors

Zur Erprobung dieser Methode sind vergleichende Untersuchungen durchzuführen, wobei die ermittelten Daten – vor dem Einsatz – im Batch-Reaktor und – während des Einsatzes – in einer großtechnischen Anlage gegenüberzustellen sind. Zum Einen um die Möglichkeit der realen Prozessabbildung im Batch-Reaktor zu prüfen und zum Anderen um die mit Hilfe der sensorischen Hilfsmittel gemessenen Daten zu vergleichen und Abhängigkeiten dieser z.B. zu anderen Methoden (Wärmestromdichtemessung) zu ermitteln.

Wie weiter oben schon erwähnt wird auf dem Weg durch den Dampfzuger in einer großtechnischen Anlage das heiße Abgas abgekühlt, wobei sich die gasförmigen chloridischen Salze, je nach Sättigungskonzentration und Temperatur in flüssige bzw. feste Partikel umwandeln – ablagerungsfähig werden und am Belagsaufbau teilnehmen können. Im Batch-Reaktor sind entlang des Abgas-Weges Messöffnungen vorhanden, welche es ermöglichen die Messung im gleichen Temperaturfenster (ca. 800 °C bis ca. 200 °C) ähnlich der Messungen in großtechnischen Anlage durchzuführen, was eine Vergleichbarkeit der Messungen, d.h. der gemessenen belagsbildenden Substanzen ermöglicht.

Mit Hilfe der Belagssonde werden die am Belagsaufbau teilnehmenden Substanzen ermittelt. Eine temperierte Sonde wird dabei in den Abgasstrom geführt, wobei über ein Drahtgitter isokinetisch ein Teil des Abgasstromes abgesaugt wird. Die sich im Abgasstrom befindlichen Partikel (fest bis flüssig) setzen sich dabei auf dem Drahtgitter ab (siehe Abb. 5). Durch eine Analyse der Partikel auf dem Drahtgitter mit Hilfe eines Rasterelektronenmikroskopes (REM) sind diese in grobe und feine, wie auch in feste bzw. sublimierte Partikel zu untergliedern. Durch Punkt- bzw. Flächenmessung mit Hilfe der Energiedispersive Röntgenspektroskopie (EDX) kann quantitativ und qualitativ die Zusammensetzung der Partikel bestimmt werden. Ein Vergleich dieser Messungen in unterschiedlichen Temperaturfenster ermöglicht es An- oder Abreicherungen bestimmter Substanzen (hier vor allem die korrosionsrelevanten) ortsspezifisch zu ermitteln (Spiegel 2008).

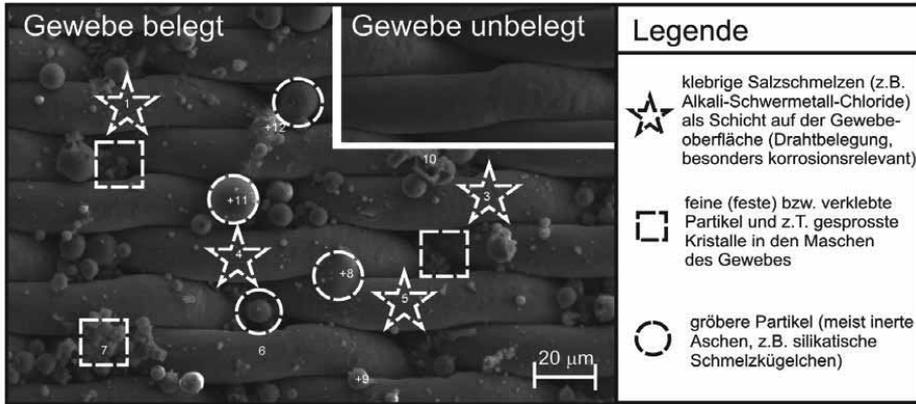


Abb. 5: REM-Aufnahme eines belegten und unbelegten Drahtgitters und Einteilung der Partikel bei der Belagssondenmessung

Einen weiteren Erkenntnisgewinn zum Belagsbildung- und Korrosionspotential mit Hilfe der hier vorgestellten Methode verspricht die Möglichkeit mit Hilfe dieser Methode verschiedenste Brennstoffe (mit unterschiedlichsten Korrosionspotential) zu untersuchen, um so vergleichende brennstoffspezifische Aussagen, in Abhängigkeit des jeweiligen Einsatzbereiches ableiten zu können. In Tab. 1 ist eine Auswahl verschiedener Brennstoffe (Steinkohle, Holzpellets, Ersatzbrennstoff aus Gewerbeabfällen und Zellstoffpellets) und deren im Labor ermittelten spezifischen Eigenschaften aufgeführt, um die Bandbreiten der Eigenschaften der alternativen Brennstoffe vorzustellen. Im Folgenden soll kurz auf die charakteristischen Unterschiede der Brennstoffe eingegangen werden:

- Ausgehend von unterschiedlichen Elementaranalysen ergibt sich auch ein weites Band an Heizwerten von Steinkohle mit ca. 27 MJ/kg bis hin zu Holz- und Zellstoffpellets mit ca. 15 MJ/kg.
- Im Hinblick auf die Ascheanalysen sind die Hauptbestandteil bei der Steinkohle der Silizium-Gehalt und bei den Holzpellets der Calciumgehalt. Bei den Holzpellets ist des Weiteren der hohe Anteil an Kalium zu nennen. Die Asche der Zellstoffpellets hat einen sehr hohen Anteil an Natrium, was das Asche-Schmelzverhalten negativ beeinflusst (sehr geringe Schmelztemperaturen).
- Der Ersatzbrennstoff aus Abfall ist geprägt durch hohe Chlor-Gehalte, was sich auf die Verflüchtigung von Schwermetallen, welche in der Asche in großer Anzahl und Menge zu finden sind, positiv auswirkt und auf ein erhöhtes Korrosionspotential hinweist.

Mit Hilfe der Diagnose am Brennstoff können Erkundungsverbrennungen zum Einen z.B. zur Ermittlung der Zünd- und Abbrandgeschwindigkeit, je nach eingestellter Prozessführung bestimmt werden und zum Anderen mit Hilfe der Belagssondenmessung, die am Belagsbildung teilnehmenden aus dem Brennstoffbett flüchtigen Substanzen erfasst werden. Ausgehend von deren chemischen Zusammensetzung und dem jeweiligen Aggregatzustand („eutektische Schmelzen“ – sichtbar auf dem Drahtgitter) ist es möglich orientierende Aussagen zum Korrosionspotential der am Belagsaufbau teilnehmenden Partikel zu treffen. Erste Ergebnisse der Belagssondenmessung im Batch-Reaktor im Vergleich zu Messungen im realen Betrieb werden im Folgenden vorgestellt und diskutiert.

Tab 1.: Laboruntersuchungen unterschiedlicher Brennstoffe

Bezeichnung				Steinkohle	Holzpellets	Ersatzbrennstoff	Zellstoffpellets
Zusätzliche Beschreibung						Aus Gewerbeabfall (mechanische Aufbereitung)	Reststoff
Einsatzbereiche				Wirbelschicht-Kraftwerk	Wirbelschicht-Kraftwerk	Zement-Ofen Kraftwerk	Rostfeuerung
Einheit							
1. Chemische Eigenschaften							
Wassergehalt	w	roh	Ma.-%	9,81	4,28	12,50	5,27
Aschegehalt	a	wf	Ma.-%	12,07	0,31	12,95	9,53
Kohlenstoff	c	wf	Ma.-%	76,90	47,80	54,56	44,20
Wasserstoff	h	wf	Ma.-%	4,04	5,77	7,44	5,80
Sauerstoff	o	wf	Ma.-%	4,29	45,50	35,61	49,96
Stickstoff	n	wf	Ma.-%	1,80	0,49	1,96	0,01
Schwefel	s	wf	Ma.-%	0,76		0,43	0,03
(Gesamt)							
Chlor (Gesamt)	cl	wf	Ma.-%	0,14	0,13	1,07	0,008
Flüchtige Bestandteile	fl	roh	Ma.-%	n.b.	n.b.	75,45	n.b.
Spurenanalyse Asche							
Aluminium	Al ₂ O ₃	wf	Ma.-%	n.b.	n.b.	7,54	0,20
Natrium	Na ₂ O	wf	Ma.-%	1,33	0,59	0,55	53,20
Kalium	K ₂ O	wf	Ma.-%	2,07	25,75	0,97	0,13
Calcium	CaO	wf	Ma.-%	4,94	44,10	30,71	0,60
Eisen	Fe ₂ O ₃	wf	Ma.-%	4,68	2,02	4,71	0,07
Magnesium	MgO	wf	Ma.-%	1,01	8,84	2,37	0,06
Phosphor	P ₂ O ₅	wf	Ma.-%	n.b.	n.b.	n.b.	0,64
Silicium	SiO ₂	wf	Ma.-%	47,10	4,73	17,42	0,00
Schwermetalle Asche							
Cadmium	Cd	wf	mg/kg	n.b.	n.b.	2,00	0,186
Thallium	Tl	wf	mg/kg	n.b.	n.b.	< 0,20	n.b.
Quecksilber	Hg	wf	mg/kg	n.b.	n.b.	0,20	< 0,03
Arsen	As	wf	mg/kg	n.b.	n.b.	< 2,00	3,63
Kobalt	Co	wf	mg/kg	n.b.	n.b.	7,00	< 1,00
Nickel	Ni	wf	mg/kg	n.b.	n.b.	50,00	37,50
Selen	Se	wf	mg/kg	n.b.	n.b.	< 10,00	n.b.
Tellur	Te	wf	mg/kg	n.b.	n.b.	< 10,00	n.b.
Antimon	Sb	wf	mg/kg	n.b.	n.b.	39,00	16,15
Blei	Pb	wf	mg/kg	n.b.	n.b.	140,00	6,38
Chrom	Cr	wf	mg/kg	n.b.	n.b.	260,00	23,50
Kupfer	Cu	wf	mg/kg	n.b.	n.b.	730,00	13,90
Mangan	Mn	wf	mg/kg	n.b.	n.b.	130,00	39,50
Vanadium	V	wf	mg/kg	n.b.	n.b.	8,00	9,70
Zinn	Sn	wf	mg/kg	n.b.	n.b.	< 10,00	n.b.
Zink	Zn	wf	mg/kg	n.b.	n.b.	n.b.	299,90
Beryllium	Be	wf	mg/kg	n.b.	n.b.	< 0,20	n.b.
Ascheschmelzverhalten							
Erweichungstemperatur		°C		> 1.300	> 1.300	937	700
Halbkugeltemperatur		°C		> 1.300	> 1.300	1.197	800
Fließtemperatur		°C		> 1.300	> 1.300	1.255	825
2. Mechanische Eigenschaften							
Maximale Korngröße (Maximalwerte)		mm		20	25	30	25
Anlieferungsform/Schüttdichte							
staubförmiges Material				X		X	
körniges Material					X		
pelletiertes Material							X

Schüttdichte	kg/m ³	850	650	150	670	
3. Kalorische Eigenschaften						
Heizwert	roh	MJ/kg	26,62	17,77	21,98	14,77
	wf	MJ/kg	29,78	18,80	25,47	15,77

4 ERGEBNISSE

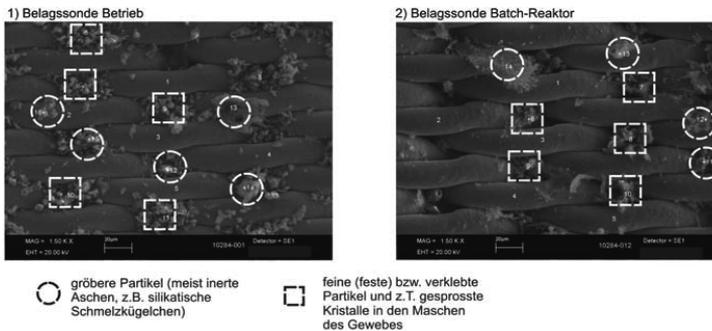
Die hier vorgestellten Ergebnisse stammen aus Untersuchungen an einer zirkulierenden Wirbelschichtanlage, bei der die Auswirkungen der Substitution von Regelbrennstoffen (Steinkohle) durch Biomasse-Brennstoffe (Holzpellets) untersucht wurden.

Zur Ermittlung der chemischen, kalorischen und mechanischen Eigenschaften wurden im ersten Schritt Laboruntersuchungen durchgeführt, wodurch erste orientierende Werte und ein Vergleich der Brennstoffeigenschaften möglich ist (siehe auch Tab. 1).

Laboranalysen sind als erster Schritt zur Brennstoffcharakterisierung notwendig, z.B. um den Biomasse-Brennstoffbedarf bei der Substitution zu bestimmen. Da die Feuerungswärmeleistung trotz der Substitution des fossilen Brennstoffes Steinkohle (Verringerung des Massenstromes) durch den Biomasse-Brennstoff Holzpellets konstant bleiben soll, kann ausgehend von den im Labor bestimmten Heizwerten der einzusetzende Massenstrom beider Brennstoffe theoretisch berechnet werden.

Vergleichende Untersuchungen im Technikum (Batch-Reaktor) und in der Praxis (im Betrieb)

Drahtgitter der Belagssondenmessung im Betrieb und im Batch-Reaktor (REM-Analyse) bei einem Brennstoffgemisch aus Steinkohle und Holzpellets



Analyse der Partikel auf der Belagsonde durch Punktmessungen mittels EDX im Vergleich zu Laborwerten der reinen Steinkohle und der reinen Holzpellets

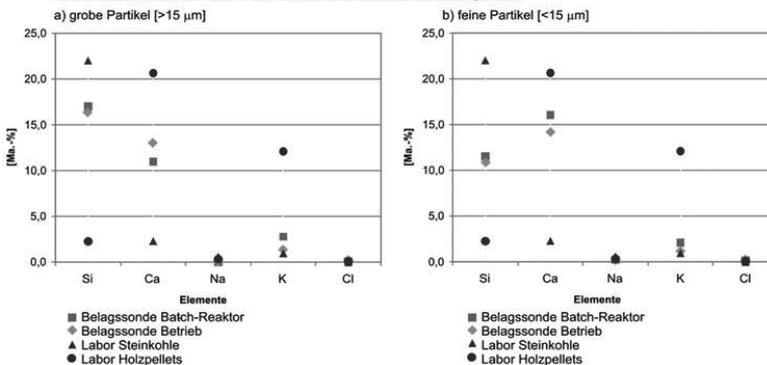


Abb. 6: Zusammenfassende Ergebnisse der Belagssondenmessungen im Vergleich zu den Laborwerten

Ausgehend von den labortechnischen Ergebnissen soll nun auf die isokinetische Beprobung im Batch-Reaktor und in einer Wirbelschichtanlage („im Betrieb“) eingegangen werden. Dazu wurden Belagssondenmessungen in beiden Anlagen durchgeführt. Die Beprobung erfolgte dabei identisch bei ähnlichen Temperaturverhältnissen (ca. 300 °C) und ähnlichen Prozessbedingungen, um die ersten Ergebnisse am Batch-Reaktor mit denen der Wirbelschichtanlage vergleichen zu können.

Optisch sind Unterschiede, der auf der Belagssonde abgelagerten Partikel (siehe Abb.), erkennbar, sowohl von der Fracht, als auch von der Größe der Partikel. Die Struktur der Partikel hingegen ist sehr ähnlich. In den meisten Fällen handelt es sich hier um grobe bis feine feste Partikel.

Die Unterschiede sind zum Teil darin begründet, dass die Belagssondenmessung in dem Batch-Reaktor mit einer Brennstoffmischung von 50% Steinkohle und 50% Holzpellets und in der Wirbelschichtanlage mit einer Brennstoffmischung von 65% Steinkohle und 35% Holzpellets bezogen auf die Feuerungswärmeleistung, durchgeführt wurden.

Ausgehend von dem Sedimentationsgefüge auf dem Drahtgitter wurden die chemischen Daten aus Punkt- und Kleinflächenmessungen mittels EDX der abgelagerten Partikel untersucht. In Abb. ist der Vergleich der Messungen – Batch-Reaktor und Betrieb (Wirbelschichtanlage) – für Silizium, Calcium, Natrium, Kalium und Chlor dargestellt. Vergleichend sind auch die im Labor ermittelten Werte der jeweiligen Elemente in der Asche der Steinkohle und der Holzpellets aufgeführt.

Die chemischen Daten aus Punkt- und Kleinflächenmessungen der abgelagerten Partikel von den Belagssondenmessungen im Batch-Reaktor und im Betrieb (Wirbelschichtanlage) stimmen in der Größenordnung gut überein. Des Weiteren liegen sie erwartungsgemäß zwischen den Laboranalysen (Asche) der einzelnen Brennstoffe. Die gute Übereinstimmung der Messungen im Batch-Reaktor, im Vergleich zu den Werten der realen Anlage, zeigt, dass es realistisch ist, mit Hilfe des Batch-Reaktors, eine Diagnose ausgehend vom Brennstoff zum Belagsbildungs- und Korrosionspotential – vor dem Einsatz – in der Anlage zu erstellen.

5 ZUSAMMENFASSUNG

Die alleinige Betrachtung des Brennstoffes anhand von Laboranalysen ist im Hinblick auf das Belagsbildungs- und Korrosionspotentials nicht aussagekräftig.

Der Brennstoff wird in einer technischen Feuerung eingesetzt und ist dort den entsprechenden Prozessbedingungen ausgesetzt, über die der Umwandlungsprozess vom Brennstoff zum Rauchgas in Verbindung mit den jeweiligen Anlagenparametern gesteuert wird. Beispielsweise können Alkali- und Schwermetalle und Halogene je nach Prozessbedingungen in verschiedenen Verbindungen auftreten. Relevant für die Belagsbildung und die Korrosion sind nur bestimmte Bedingungen, die entsprechend ihrer Konzentration und dem Dampfdruck, bei den jeweils herrschenden Temperaturen der Heizflächen, Beläge ausbilden.

Die Prozessbedingungen von technischen Feuerungen lassen sich verhältnismäßig gut in Technikums- und Pilotanlagen abbilden. Über die Beprobung des Abgases entlang des Abgasweges (Abkühlung) lassen sich Informationen über die Elemente und Verbindungen gewinnen und dadurch eine Abschätzung hinsichtlich des Belagsbildungs- und Korrosionspotentials ermitteln.

In diesem Beitrag wurde eine Methode vorgestellt, bei welcher eine Brennstoffcharge im Kilogramm-Bereich in einem Batch-Reaktor unter realitätsnahen Prozessbedingungen verbrannt wird und über eine sog. Belagssonde entlang des Abgasweges die Partikel (grobe bis feine, feste bis zum Teil flüssige) aufgefangen werden. Die mineralogische und chemische Analyse dieser Partikel liefert Aussagen zu dem Belagsbildungs- und Korrosionspotential.

Es handelt sich hier um eine Übertragung der bei großtechnischen Anlagen bereits bewährten ASP-Untersuchungen auf Pilot- und Technikumsanlagen mit dem Ziel Brennstoffe vor Ihrem Einsatz in einer großtechnischen Anlage „vor dem Einsatz“ orientierend abschätzen zu können.

LITERATUR

- AiF-Vorschungsvorhaben (2009) Substitution von Regelbrennstoffen durch Ersatzbrennstoffe. AiF-Nr. 14894 BG. Beckmann, M., Bauhaus-Universität Weimar; Scholz, R., Technische Universität Clausthal, Institut für Energieverfahrenstechnik und Brennstofftechnik; Flamme, S., Institut für Abfall, Abwasser, Site und Facility Management e.V., Ahlen; Seifert, H., Forschungszentrum Karlsruhe, Institut für Technische Chemie, Eggenstein-Leopoldshafen.
- Beckmann, M., Krüger, S., Gebauer, K., Pohl, M., Spiegel, W. & Müller, W. (2009) Methoden der Korrosionsdiagnose bei der Verbrennung schwieriger Brennstoffe. Thomé-Kozmiensky, K.J. und Beckmann, M. (Hrsg.): Energie aus Abfall, Band 6. Neuruppin: TK Verlag, 443 – 460, ISBN: 978-3-935317-39-9, Berlin.
- Eckardt, S. (2005) Anforderungen an die Aufbereitung von Siedlungs- und Produktionsabfällen zu Ersatzbrennstoffen für die thermische Nutzung in Kraftwerken und industriellen Feuerungsanlagen. Schriftenreihe des Instituts für Abfallwirtschaft und Altlasten der Technischen Universität Dresden. Beiträge zu Abfallwirtschaft/Altlasten, Bd. 41, ISBN 3-934253-34-2.
- Frach, M. & Simon, S. (2002) Erfindung (Patent Nummer DE 102 48 312 A1), 2002.
- Grabke, H.J., Reese, E. & Spiegel, M. (1995) The effects of chlorides, hydrogen chloride and sulfur dioxide in the oxidation of steels below deposits. In: Corrosion Science 37, 1.023 – 1.043.
- Hjörnhede, A. (2009) ChlorOut: Reduction of corrosion in waste wood fired boilers. In: Born, M. (Hrsg.): Dampferzeugerkorrosion. Freiberg: Verlag SAXONIA Standortentwicklungs- und -verwaltungsgesellschaft mbH, ISBN: 978-3-934409-45-3.
- Horeni, M.(2007) Möglichkeiten für die energetische Optimierung von Müllverbrennungsanlagen – Entwicklung, Erprobung und Validierung eines Online-Bilanzierungsprogramms. Papierfliegerverlag Clausthal-Zellerfeld, Dissertation, ISBN: 3-89720-889-X.
- Kautz, K. & Warnecke, R. (2003) Der Einsatz rauchgasseitiger Additive vor dem Hintergrund der verschieden starken Korrosions- und Verschmutzungsgefährdungen unterschiedlich ausgelegter Müllheizkraftwerke. In: Born, M. (Hrsg.): Dampferzeugerkorrosion. Freiberg: Verlag SAXONIA Standortentwicklungs- und -verwaltungsgesellschaft mbH, 279 – 289.
- Krüger, S. (2009) Wärmestrommessung an Membranwänden von Dampferzeugern. TK Verlag Karl Thomé-Kozmiensky, Dissertation, ISBN: 978-3-935317-41-2.
- Kupka, T., Mancini, M., Irmer, M. & Weber, R. (2008) Investigation of ash deposit formation during co-firing of coal with sewage sludge, saw-dust and refuse derived fuel. In: Fuel 87, 2.824 – 2.837.
- Müller, C., Frach, M., Mußmann, B. & Schumacher, M. (2010) Direkte Messung und dynamische Softwarealgorithmen ideale Kombination für erhöhte Dampferzeugereffizienz. In: Thomé-Kozmiensky, K. J. und Beckmann, M. (Hrsg.): Energie aus Abfall, Band 7. Neuruppin: TK Verlag Karl Thomé-Kozmiensky, ISBN: 978-3-935317-46-7, 327 – 335.
- Seggiani, M. (1999) Empirical correlations of the ash fusion temperatures and temperature of critical viscosity for coal and biomass ashes. In: Fuel 78, 1.121 – 1.125.
- Spiegel, M. (1999) Salt melt induced corrosion of metallic materials in waste incineration plants. Materials and Corrosion 50: 373 – 393.
- Spiegel, M. (2003) Reaktionen und Korrosion im System Rauchgase, Flugasche und metallische Rohwerkstoffe. Habilitationsschrift, Technische Hochschule Aachen, Fakultät für Bergbau, Hüttenwesen und Geowissenschaften, Aachen.
- Spiegel, W., Herzog, T., Jordan, R., Magel, G., Müller, W. & Schmidl, W. (2007) Korrosions-Früherkennung bei Abfall- Biomasse und Ersatzbrennstoff-Kraftwerken. In: Thomé-Kozmiensky, K. J. und Beckmann, M. (Hrsg.): Energie aus Abfall, Band 3. Neuruppin: TK Verlag Karl Thomé-Kozmiensky, ISBN: 978-3-935317-30-6.
- Spiegel, W., Herzog, T., Jordan, R., Magel, G., Müller, W. & Schmidl, W. (2008) Korrosion in Biomasseverbrennungsanlagen. In: Thomé-Kozmiensky, K. J. und Beckmann, M. (Hrsg.): Energie aus Abfall, Band 5. Neuruppin: TK Verlag Karl Thomé-Kozmiensky, ISBN: 978-3-935317-34-4.
- Spiegel, W., Herzog, T., Jordan, R., Magel, G., Müller, W. & Schmidl, W. (2010) Empirische Befunde am Kessel – Wärmestromdichte korreliert mit korrosionsdynamik. In: Thomé-Kozmiensky, K.J. und Beckmann, M. (Hrsg.): Energie aus Abfall, Band 7. Neuruppin: TK Verlag Karl Thomé-Kozmiensky, ISBN: 978-3-935317-46-7.

Betriebliche Erfahrungen zur bromgestützten Quecksilberabscheidung in USA und Europa

B.W. Vosteen

Vosteen Consulting GmbH, Köln, Deutschland

KURZFASSUNG: Quecksilber wird bei Kohleverbrennung und Abfallverbrennung ins Kesselrauchgas freigesetzt. Alle Varianten der Verbrennung von Kohlen und Abfällen erfordern daher eine wirkungsvolle Quecksilberabscheidung aus den Rauchgasen. Inzwischen wurden Verfahren entwickelt, die dies zu fast 100% ermöglichen, insbesondere die im folgenden näher beschriebene bromgestützte Quecksilberabscheidung. Der vorliegende Beitrag berichtet – aus Zeitgründen – nur über Anwendungen der bromgestützten Quecksilberabscheidung in der Abfallverbrennung.

1 EINLEITUNG

Die Verfahrensentwicklung zur bromgestützten Quecksilberabscheidung erfolgte in den Jahren 2000 bis 2002 im Hause der CURRENTA GmbH & Co. OHG, wobei auf frühere Veröffentlichungen verwiesen wird (Vosteen 2002, Vosteen 2003a, Vosteen 2003b und Vosteen 2006a). Seit 2001 erfolgt bei CURRENTA die großtechnische Eigennutzung des Verfahrens, siehe weiter unten.

In 2002 erteilte CURRENTA der Vosteen Consulting GmbH, Köln, eine weltweit gültige Generallizenz zur Weiterentwicklung und Nutzung des patentierten Verfahrens in allen Bereichen.

Durch Vosteen Consulting GmbH erfolgten dann erste Verfahrensanwendungen außerhalb des BAYER-Umfelds, zunächst ebenfalls im Bereich der Abfallverbrennung, nämlich bei der Klärschlammverbrennung im Großklärwerk Bottrop der Emschergenossenschaft und des Lippeverbands (EGLV) sowie im Klärwerk Neureut der Stadt Karlsruhe; insgesamt geht es an diesen Standorten um 4 stationäre Wirbelschichtfeuerungen zur Monoverbrennung kommunaler Klärschlämme. Diese Mono-Verbrennungsanlagen verfügen über nahezu identische Rauchgasreinigungen (Elektrofilter und zweistufige Rauchgaswäsche mit saurer erster Stufe und neutral/alkalischer zweiter Stufe). Sie wurden in 2004 (Bottrop) bzw. 2007 (Karlsruhe-Neureut) von dem vor Quenche eingedüsten, teuren Oxidationsmittel Natriumchlorit (NaClO_2) auf Brom umgestellt, genauer gesagt auf Bromid in Form einer wässrigen Natriumbromid-Lösung als preiswertes und zugleich hocheffektives Oxidationsmittel. In Bottrop wird die NaBr-Lösung in den unteren Bereich des Wirbelschicht-Freeboard eingedüst, in Karlsruhe-Neureut dagegen dem vorgetrockneten Klärschlamm nach Tauchscheibentrockner, d.h. noch vor der Verbrennung beigemischt. Wie inzwischen auch von anderen Anwendungen her bekannt (z.B. von der Kohleverbrennung in den USA), ist der Ort der Bromid-Zugabe weitgehend frei wählbar; als wichtig erweisen sich vor allem eine ausreichende Menge Brom im Verhältnis zum Quecksilber ($\text{Br}_{\text{ges}}/\text{Hg}_{\text{ges}}$ -Massenverhältnis) und eine möglichst gleichmäßige Vermischung des im Feuerraum freigesetzten Broms mit dem gesamten Rauchgas.

Aus Sicht der Mitverbrennung quecksilberreicher Abfälle in Kohlekraftwerken interessieren die Erfahrungen zur Mono-Verbrennung von Kohlen ebenso wie die Erfahrungen zur Mono-Verbrennung von verschiedenartigen Abfällen selbst; man denke an die 17. BImSchV oder die entsprechende EU-Direktive 2000/80EC zur Abfallmitverbrennung in „Large Combustion Plants“, denn es ist nahezu gleich, ob das Quecksilber im Kesselrohgas von der Kohle oder einem mitverbrannten Abfall herrührt.

Kohlekraftwerke zeichnen sich gegenüber Abfallverbrennungsanlagen durch ungleich größere Rauchgasvolumenströme bei gleichzeitig deutlich geringeren Hg-Konzentrationen im Rauchgas aus – nicht selten jedoch ist die Größenordnung der abzuscheidenden Quecksilberfrachten in beiden Fällen vergleichbar. Meist ist die Rauchgasreinigung (RGR) in Kohlekraftwerken verfahrenstechnisch weniger komplex als in Abfallverbrennungsanlagen – und dennoch sind die nassen wie auch die trockenen RGR-Systeme aus beiden Bereichen verfahrenstechnisch eng verwandt. Hier wie dort interessiert man sich bisher eher für die technisch aufwändigere nasse RGR – z.B. mittels heißgehender SCR-DeNOx-Anlage, Flugstaubfilter und kalksteinbasierter nasser Rauchgasentschwefelungsanlage (Nass-REA) – als auch für die trockene bzw. quasitrockene RGR, insbesondere hinter kleineren Altanlagen – z.B. mit gestufter Verbrennung oder selektiver nichtkatalytischer NOx-Reduktion (SNCR) und Eintrag von aktivkohlebasierten Sorbentien ins Rauchgas vor Flugstaubfilter. Nachfolgend wird ein kurzer Überblick gegeben.

2 BROMGESTÜTZTE QUECKSILBERABSCHEIDUNG BEI VERBRENNUNG VON SONDERABFÄLLEN

Die CURRENTA GmbH & Co. OHG betreibt an ihren Standorten Leverkusen, Dormagen und Udingen vier Sonderabfallverbrennungsanlagen (SVA) mit Drehrohrofen-Feuerung. Die Anlagen haben einen gleichartigen Aufbau mit mehrstufiger nasser Rauchgasreinigung und nachgeschalteter SCR-Entstickung. Zwei dieser SVA im CURRENTA-Entsorgungszentrum Leverkusen-Bürrig sind direkt benachbart und verfügen über eine gemeinsame „Tail-End-SCR“, vgl. Abb. 1. An diesen SVA erfolgten die schon früher beschriebenen Betriebsversuche mit kontinuierlicher Hg-Einspeisung bzw. mit diskontinuierlicher Hg-Zugabe (Einwurf von „Hg-Bomben“ in die SVA-Nachbrennkammer), vgl. auch Abb. 2.

Die in Abb. 1 markierten Dosierstellen 13 (Drehrohrkopf) und 14 (NBK-Decke) dienten bei Versuchen mit kontinuierlicher Hg-Einspeisung (Simulation kleiner bis großer Hg-Frachten, entsprechend Hg-Konzentrationen im Kesselrohgas zwischen 50 – 18.000 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ i. N. tr. bei ca. 10,5 Vol.-% O_2) zur Eindüsung von HgCl_2 -Dosierlösung (vgl. Abb. 2 links). In beiden Fällen, d.h. sowohl bei Einspeisung an der Dosierstelle 13 (Drehrohrkopf) wie auch 14 (NBK-Decke), zersetzt sich das in wässriger, HCl-stabilisierter Lösung eingespeiste HgCl_2 – im primären wie auch im sekundären Feuerraum. Das Quecksilber liegt danach im hochtemperierten Rauchgas vor dem Kessel bekanntlich elementar als Hg_{met} vor.

Der Dosierpunkt 15 (vgl. Abb. 1) diente bei einigen Versuchen mit diskontinuierlicher Hg-Einspeisung (Simulation kleiner bis größerer Einzeleinträge von „verstecktem Quecksilber“) zum Einwurf kleiner „Hg-Bomben“. Der Einwurf erfolgte durch eine NBK-Schau Luke am NBK-Fuß (vgl. Abb. 2b). Die unter kontrollierten Rauchgasbedingungen eingeworfenen Hg-Bomben waren Plastikfläschchen mit definierten Hg_{met} -Mengen. Bei der Coverbrennung hochchlorierter Flüssigabfälle beschränkte sich die Bombengröße auf 20 – 30 g Quecksilber (mit erkennbarem Hg_{met} -Durchschlag durch die Wäsche und Rückhaltung des Hg_{met} am SCR-DeNOx-Katalysator) (Vosteen 2003b), bei der späteren Coverbrennung von hochbromierten Flüssigabfällen lag die Bombengröße zwischen 5 – 340 g (ohne erkennbaren Hg_{met} -Durchschlag und somit ohne SCR-Belastung) (Vosteen 2006a).

Kontrollmessungen von Hg_{ges} und zugleich Hg_{met} an der Messstelle 16 (vgl. Abb. 1) nach Kondensations-Nasselektrofilter (KEGR) zeigten, dass bei der üblicherweise anzutreffenden stark sauren Quenche im gewaschenen Reingas kein Hg_{ion} mehr zu finden ist, d.h. man erreicht mit der mehrstufigen Rauchgaswäsche in diesen Anlagen eine nahezu vollständige Auswaschung des wasserlöslichen ionischen Quecksilbers. Nach KEGR war normalerweise also überhaupt kein ionisches Quecksilber Hg_{ion} zu finden. Bei unzureichender Hg-Oxidation allerdings, d.h. wenn im Kesselrohgas vor Quenche noch das nahezu wasserunlösliche elementare Quecksilber Hg_{met} vorliegt, schlägt dieses ins gewaschene Reingas durch. Letzteres lässt sich verhindern, indem man im Kesselrohgas Chlor oder Brom als Oxidationsmittel bereitstellt.

Hg_{met}-Messung
nach KEGR (16)

Hg_{ges}-Messung
am Kamin (17)

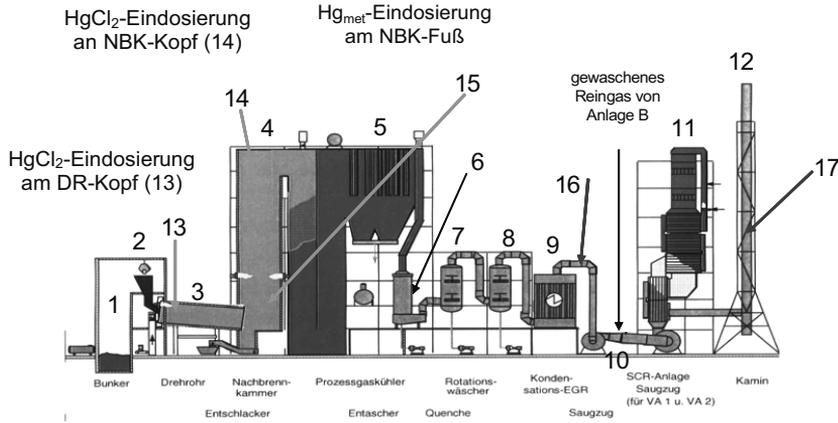


Abb. 1: Drehrohr-SVA (Anlage A) im CURRENTA-Entsorgungszentrum Leverkusen-Bürrig mit Hg-Dosierstellen und Hg-Messstellen (Vosteen 2006a)

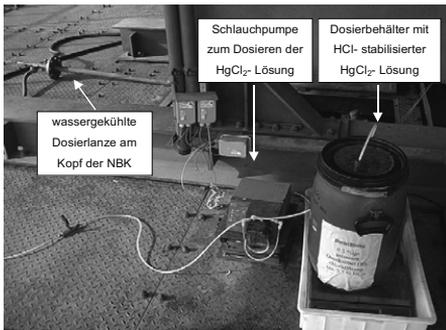


Abb. 2: a) Conti-Zudosierung von HgCl₂ am Kopf der Nachbrennkammer (Vosteen 2006a)



b) Einwurf einer Hg-Bombe am Fuß der Nachbrennkammer (Vosteen 2006a)

Bei den Versuchen zur Hg-Abscheidung wurden hochchlorierte bzw. hochbromierte Flüssigabfälle mitverbrannt; gelegentlich wurde Brom auch als wässrige HBr-, NaBr- oder CaBr₂-Lösung zugeführt, um so den Fall zu simulieren, dass bei Verbrennung Hg-reicher Abfälle nicht immer auch bromreiche Abfälle verfügbar sind.

Abb. 3 betrifft zunächst die reine „Chlor-Fahrweise“. Sie zeigt die durch gezielte Mitverbrennung hochchlorierter Abfälle, d.h. die durch das Vorhandensein mittlerer bis großer Mengen an Chlor erreichbare Verringerung des unerwünschten Hg_{met}-Speziesanteils (Reduzierung des Verhältnisses Hg_{met}/Hg_{ges}) im Rohgas vor Quenche in Abhängigkeit von der Cl_{ges}-Konzentration (Cl_{ges} als Summe von Cl + Cl₂). Die Messpunkte in Abb. 3 stammen aus ca. 20 Versuchen; die eingezeichnete Kurve wurde gemäß der „Stoptemperaturen-Methode nach Vosteen“ modelliert, die an anderer Stelle erläutert worden ist (Vosteen 2003b und Vosteen 2003c).

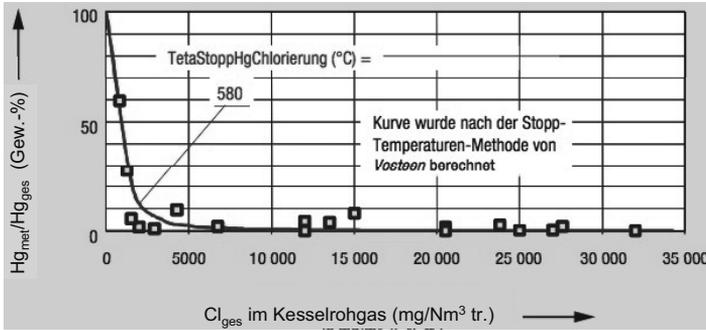


Abb. 3: Hg_{met}/Hg_{ges} -Speziesanteil im Kesselrohgas in Abhängigkeit vom Cl_{ges} -Gehalt im SVA-Kesselrohgas vor Quenche (Vosteen 2003b)

Die folgende Abb. 4 zeigt zunächst auch wieder die Mitverbrennung von chlorierten Flüssigabfällen, wobei im späteren Verlauf der Messung dann aber Bromid hinzudosiert wurde, hier in Form einer in den Feuerraum injizierten Bromid-Lösung. Zur Erläuterung ist zu sagen, dass in diesem Versuch unter aus SVA-Sicht eher kleiner Chlor-Fracht zunächst noch kein Bromid eingedüst wurde. Der markierte Messpunkt 63 wurde also allein durch Chlor erreicht. Die Verbindungslinie 64 zum identischen Messpunkt 63 bezieht sich auf den Wechsel der Abszisse zu Beginn der zusätzlichen Eindüsung von Brom. Es wird offensichtlich, dass der Hg_{met}/Hg_{ges} -Speziesanteil schon bei Zugabe geringer Bromidmengen stark absinkt (vgl. Messpunkte 62). Man erkennt anhand Abb. 4 unmittelbar, dass Brom das Quecksilber weit effektiver oxidiert als Chlor. Besonders aufschlussreich ist die „Verschiebung“ der bromgestützten Oxidationskurve nach links zu vergleichsweise niedrigen Halogen-Gesamtgehalten im Kesselrohgas im Vergleich zur rein chlogestützten Oxidationskurve. Wäre Brom ähnlich wie Chlor nur zu einem geringeren Prozentsatz an der Hg-Oxidation beteiligt, so müsste sich die Hg-Bromierungskurve wegen der höheren Molmasse von Br (79,90 g/mol) im Vergleich zu der von Cl (35,45 g/mol), gegenüber der Hg-Chlorierungskurve weit nach rechts verschieben. Das Gegenteil ist aber der Fall. Die Hg-Bromierungskurve verschiebt sich nach links zu kleinen Br_{ges} -Gehalten im Rauchgas. Hauptursache sind die markanten Unterschiede in der Lage der Deacon-Gleichgewichte dieser beiden Halogene, vgl. (Vosteen 2003b, Vosteen 2006a und Kanefke 2008), also die anteilig größere Bereitstellung von freiem Brom (Brom-Deacon-Gleichgewicht) als von freiem Chlor (Chlor-Deacon-Gleichgewicht).

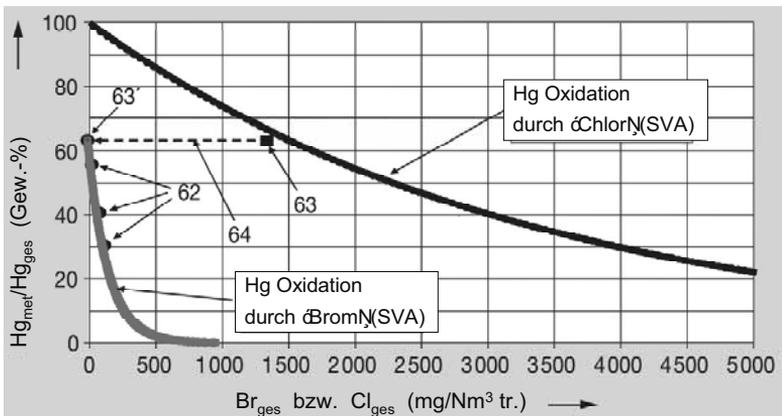


Abb. 4: Hg_{met}/Hg_{ges} -Speziesanteil im Kesselrohgas in Abhängigkeit vom Cl_{ges} -Gehalt bzw. vom Br_{ges} -Gehalt an anschließend zugesetztem Brom im SVA-Kesselrohgas vor Quenche (Vosteen 2006a und Kanefke 2008)

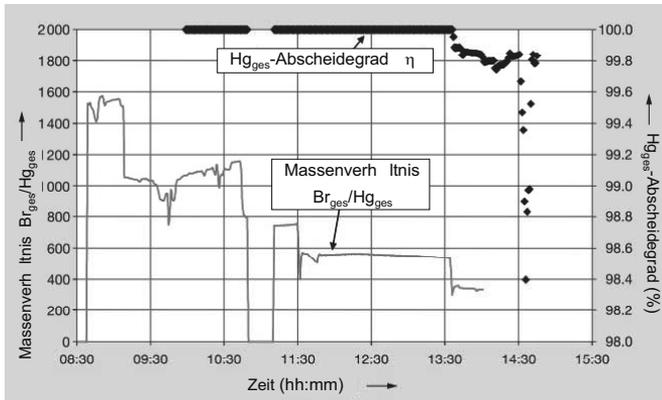


Abb. 5: Hg_{ges} -Abscheidegrad und spezifisches $\text{Br}_{\text{ges}}/\text{Hg}_{\text{ges}}$ -Verhältnis bei einem Versuch vom 08.08.2001 (Vosteen 2006a und Kanefke 2008)

Wir kommen nun noch zu einem weiteren wichtigen experimentellen Befund, einem Versuch bei wesentlich größerer Hg_{ges} -Fracht, durch den das für eine vollständige Quecksilber-Oxidation erforderliche $\text{Br}_{\text{ges}}/\text{Hg}_{\text{ges}}$ -Massenverhältnis ermittelt wurde, vgl. Abb. 5. Der Hg_{ges} -Gehalt des Kesselrohrgases war mittels kontinuierlicher HgCl_2 -Dosierung auf ca. $9.600 \mu\text{g Hg}_{\text{ges}}/\text{Nm}^3$ tr. konstant eingestellt (die Mess- bzw. Rechenwerte der Hg-Gehalte im Kesselrohgas, im gewaschenen Reingas vor bzw. nach SCR beziehen sich auf den Ist-Sauerstoffgehalt von etwa 10,5 Vol.-% O_2 im SVA-Abgas). Der SO_2 -Restgehalt im Kesselrohgas lag dabei mit $4.500 \text{mg}/\text{Nm}^3$ tr. relativ hoch. Die mitverbrannte Menge eines hochbromierten Flüssigabfalls wurde schrittweise gesenkt. Erst bei einer Absenkung des Br_{ges} -Gehalts im Kesselrohgas auf ca. $2.600 \text{mg}/\text{Nm}^3$ tr. konnte metallisches Quecksilber im Rauchgas nach KEGR (Messstelle 16) überhaupt erst nachgewiesen werden. Doch wie Abb. 5 zeigt, entsprachen die gemessenen Werte im Vergleich zum hohen Hg_{ges} -Gehalt des Kesselrohrgases immer noch einem sehr hohen Hg_{ges} -Abscheidegrad von 99,8%. Für die untersuchten SVA ergab sich also: Erst wenn das $\text{Br}_{\text{ges}}/\text{Hg}_{\text{ges}}$ -Massenverhältnis auf Werte < 500 absinkt, geht der Hg_{ges} -Abscheidegrad messbar unter 100% zurück.

Überraschenderweise gilt dies, wie an anderer Stelle gezeigt werden wird, auch für Kohlekraftwerke, allerdings nur solche, die (wie z.B. das weiter unten betrachtete TXU Kraftwerk Monticello) ebenfalls ohne SCR-DeNO_x-Anlage vor der Rauchgaswäsche arbeiten. Wenn, wie in zwei weiter unten betrachteten Kraftwerken hingegen eine heißgehende SCR-DeNO_x-Anlage vor Nass-REA vorhanden ist, verringert sich das erforderliche $\text{Br}_{\text{ges}}/\text{Hg}_{\text{ges}}$ -Massenverhältnis erheblich, nämlich um etwa den Faktor 10 vgl. Vosteen (2006b) und Stolle (2008).

3 BROMGESTÜTZTE QUECKSILBERABSCHEIDUNG BEI VERBRENNUNG VON KLÄRSCHLÄMMEN

3.1 Klärschlammverbrennung bei der EGLV

Im Dezember 2003 und Juli 2004 erfolgten unter der Regie der Vosteen Consulting GmbH Versuche im Großklärwerk Bottrop der Emschergenossenschaft und des Lippeverbandes (EGLV). Die Emschergenossenschaft hat ein Einzugsgebiet von 865km^2 mit 2,5 Mio. Einwohnern und der Lippeverband 3.380km^2 mit 1,35 Mio. Einwohnern. Der Klärschlamm aus vielen kleineren Klärwerken wird in der zentralen Schlammbehandlungsanlage Bottrop entsorgt. Abb. 6 zeigt ein Luftbild der zentralen EGLV-Schlammbehandlung mit ihren Faultürmen, dem Filterpressenhaus und den zwei Verbrennungsanlagen. Die gefaulten Schlämme werden nach Konditionierung mit heizwertreichem Kohlestaub in Membranfilterpressen entwässert und anschließend in zwei Wirbelschichtfeuerungen verbrannt. Diese Anlagen werden ganzjährig betrieben und haben Rauchgasströme von jeweils nur ca. $15.000 \text{Nm}^3/\text{Stunde}$ tr. bei 11 Vol.-% O_2 . Ihre Rauchgasreinigungen arbeiten mit Elektrofilter und zweistufiger Nasswäsche, ganz ähnlich wie auch die

beiden Wirbelschichtfeuerungen im Klärwerk Neureut der Stadt Karlsruhe, vgl. Abb. 10 weiter unten.

Die Versuche bei der EGLV sollten zeigen, wie sich ein in Bottrop bisher angewendetes LAB-Verfahren (Eindüsung von Natriumchlorit als Oxidationsmittel vor Quenche, Trimercaptotriazin TMT15 als Fällmittelzusatz zur alkalischen Wäscherstufe) auf das bromgestützte Verfahren umstellen lässt. Der eigentliche Versuchsaufwand war gering, vgl. Abb. 7 und Abb. 8.



Abb. 6: Zentrale Schlammbehandlung der EGLV im Großklärwerk Bottrop



Abb. 7: Behälter für verdünnte NaBr-Lösung und 3 Förderpumpen für die 3 Lanzen



Abb. 8: Eine von drei Zweistoffdüsenlanzen zur Eindüsung verdünnter NaBr-Lösung ins Freeboard dicht oberhalb der Bettoberfläche

Die Umstellung auf Brom gelang – nach einer wäscherinternen Maßnahme an einer der beiden Ofenstrassen im Frühjahr 2004 – sehr schnell und zugleich überzeugend. Beide Anlagen arbeiten seit August 2004, d.h. inzwischen seit mehr als 4 Jahren mit Eindüsung von Brom in Form wässriger NaBr-Lösung ins Freeboard, bei einem Br_{ges}/Hg_{ges} -Massenverhältnis < 300 . Mit der Umstellung wurden frühere, langjährige Emissionsprobleme zuverlässig behoben (Hg_{ges} -Gehalte am Kamin z.B. $5 - 10 \text{ mg/Nm}^3 \text{ tr.}$ $< 30 \text{ mg/Nm}^3 \text{ tr.}$). Das entspricht einem Hg_{ges} -Abscheidegrad von ca. 95%. Darüber hinaus spart die EGLV durch die Umstellung jährlich etwa 300.000 Euro an Oxidationsmittelkosten ein – das summiert sich inzwischen auf eine Einsparung von fast 1,5 Mio. Euro. Wie schon in Abschnitt 2 beschrieben, erfolgten im Rahmen der Versuche u.a. auch aufwendige Kontrollmessungen hinsichtlich der DeNovo-Synthese von PCDD/F und PBDD/F, die bestätigten, dass es diesbezüglich kein Problem gibt (Messwerte in Nähe der Nachweisgrenzen), vgl. Vosteen (2003a und 2006a).

3.2 Klärschlammverbrennung im Klärwerk Karlsruhe-Neureut

Abb. 9 zeigt ein Luftbild des Klärwerks Neureut der Stadt Karlsruhe, dessen Betreiber das Tiefbauamt Karlsruhe ist. Das zugehörige Fließbild mit einigen verfahrenstechnischen Details der Schlammbehandlung in dieser Anlage findet sich in Abb. 10.



Abb. 9: Städtisches Klärwerk des Tiefbauamts Karlsruhe in Karlsruhe-Neureut

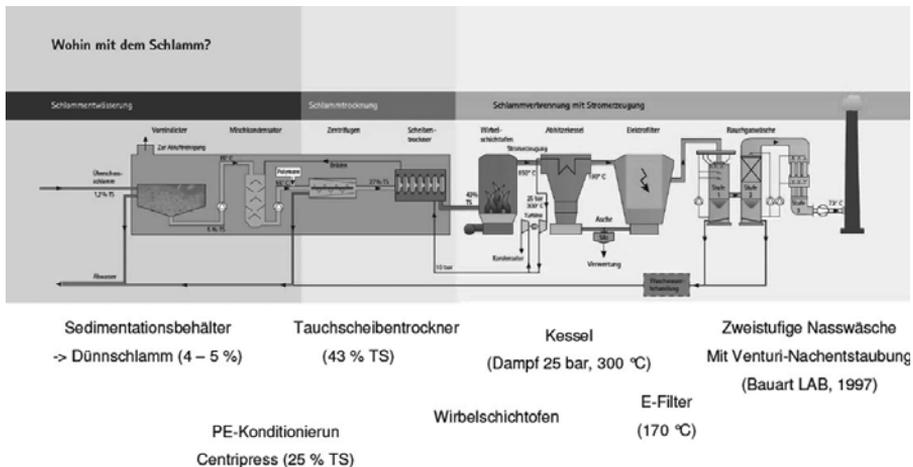


Abb. 10: Fließbild der Schlammbehandlung im Klärwerk Karlsruhe-Neureut

Im November 2007 erfolgten in diesem Klärwerk mehrwöchige Versuche mit dem Ziel, die nasse Rauchgasreinigung von Natriumchlorid als teurem Oxidationsmittel (und TMT15 als Fällmittel in der alkalischen Wäscherstufe) auf das effektivere und preiswertere Brom (wässrige NaBr-Lösung) sowie das im sauren und alkalischen Wäscherbereich verwendbare Fällmittel PRAVO® umzustellen. Die Umstellung gelang innerhalb weniger Tage und war schon ab dem ersten Tag unmittelbar erfolgreich. Zur weiteren Optimierung wurden über ca. 4 Wochen hinweg systematische Parametervariationen durchgeführt, vgl. Abb. 11.

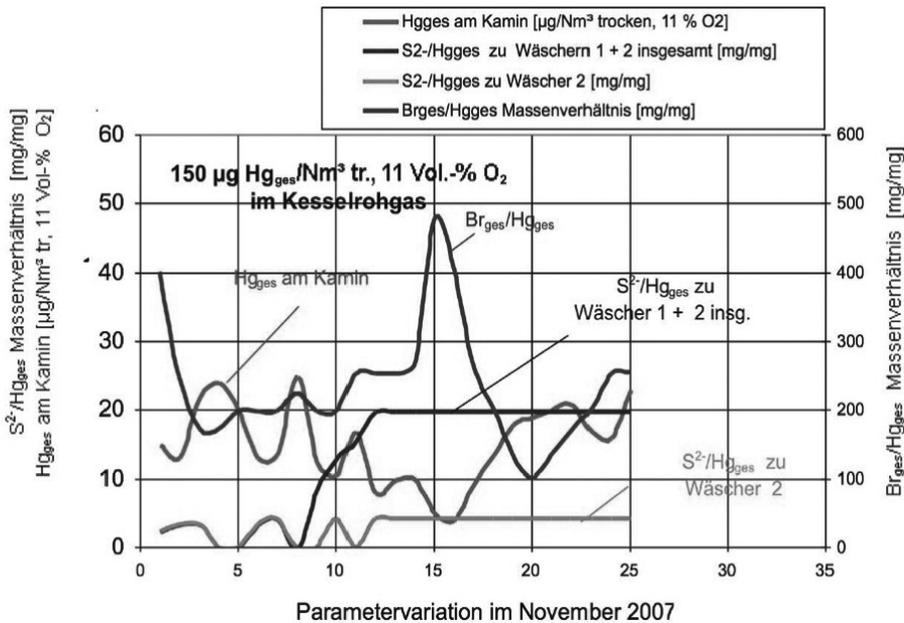


Abb. 11: Mehrwöchige Versuchsreihe im November 2007 (Parametervariationen) mit Zugabe wässriger NaBr-Lösung sowie Zugabe des Fällmittels PRAVO®

Man erkennt anhand von Abb. 11 unmittelbar: Bei einem niedrigen Br_{ges}/Hg_{ges} -Massenverhältnis macht sich ein Zusatz von PRAVO® zum neutral-alkalischen Wäscher 2 wie dann auch zum stark sauren Wäscher 1 stark bemerkbar, indem der Hg_{ges} -Gehalt am Kamin mit einer Erhöhung des PRAVO®-Zusatzes absinkt bzw. bei Verringerung des PRAVO®-Zusatzes zugleich ansteigt. Durch einen PRAVO®-Zusatz allein lassen sich geringe Hg_{ges} -Gehalte am Kamin allerdings nicht erzwingen – man benötigt meist auch einen Brom-Zusatz zwecks vollständiger Hg-Bromierung. Bei Steigerung des Br_{ges}/Hg_{ges} -Massenverhältnisses auf einen Wert von 500 (Normalwert, wenn keine heißgehende SCR-DeNOx vorhanden) und zugleich hohem S^{2-}/Hg_{ges} -Massenverhältnis von ca. 20 verringerte sich der Hg_{ges} -Gehalt am Kamin in dieser Versuchsreihe auf $4 \text{ mg/Nm}^3 \text{ tr. bei } 11 \text{ Vol.-% } O_2$ – d.h. es wurde ein Hg_{ges} -Abscheidegrad $> 97\%$ erzielt.

Bei aufeinander abgestimmter, gleichzeitiger Zugabe beider Additive lassen sich die Quecksilberabscheidung und zugleich die Betriebskosten optimieren. Zur Erläuterung wird die im Rahmen der beschriebenen Versuche erzielte Quecksilberabscheidung in Abhängigkeit vom Zusatz an Brom bzw. an PRAVO® gezeigt, vgl. Abb. 12 bzw. Abb. 13.

Während der ersten Versuchswochen im November 2007 wurde die NaBr-Lösung ähnlich wie bei der EGLV über drei Zweistoffdüsenlanzen ins Freeboard dicht oberhalb der Bettoberfläche eingedüst. Dann aber wurde die NaBr-Lösung dem in Tauchscheibentrocknern vorge-trockneten Nassklärschlamm über nur eine Eindüsstelle vor der Förderschnecke direkt zugegeben. Ein Unterschied in der Oxidationswirkung des Broms war dabei nicht zu erkennen.

Ähnliche Erkenntnisse lieferten inzwischen die an anderer Stelle beschriebenen Großversuche an kohlegefeuerten Kraftwerken (Vosteen 2010a und Vosteen 2010b).

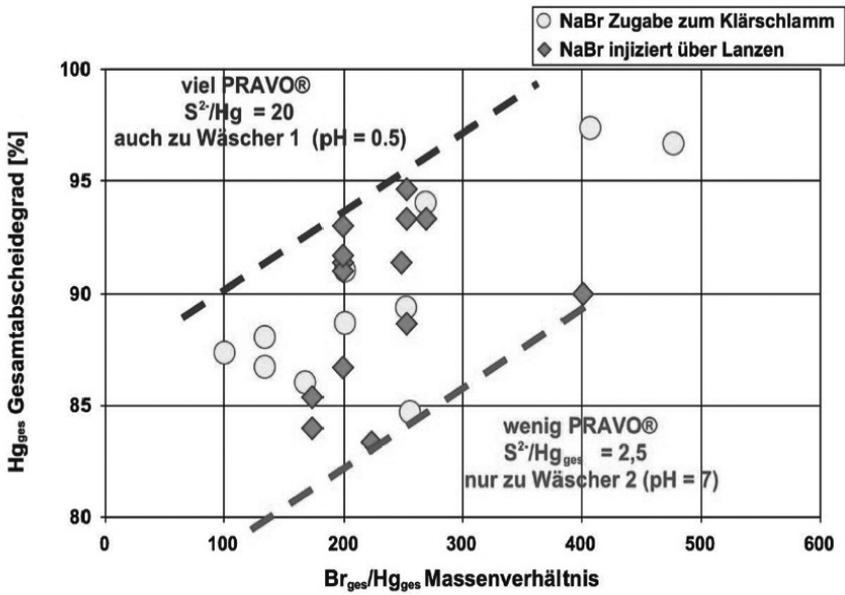


Abb. 12: Hg_{ges} -Abscheidegrad in Abhängigkeit von der Brom-Zugabe

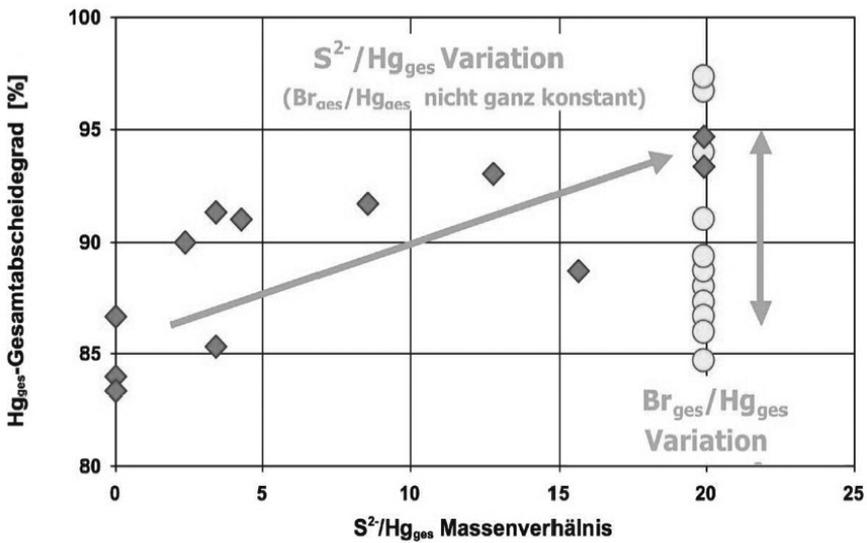


Abb. 13: Hg_{ges} -Abscheidegrad in Abhängigkeit von der PRAVO®-Zugabe

4 ZUSAMMENFASSUNG

Der vorliegende Beitrag liefert einen Überblick über die Entwicklung der bromgestützten Quecksilber-Abscheidung und deren bisherige kommerzielle Anwendungen im Bereich der Abfallverbrennung. Auf erfolgreiche Anwendungen des Verfahrens in diversen US-amerikanischen Kraftwerken wurde hingewiesen (> 5.000 MWe lizenziert, > 2.000 MWe dauerhaft in Betrieb).

Die Technologie zeichnet sich durch bestechende Einfachheit aus, ist erprobt und in Müllverbrennungsanlagen und Kohlekraftwerken mehrfach in Anwendung. Lizenznehmer von Vosteen Consulting für Europa in allen Anwendungsbereichen ist die Austrian Energy and Environment AG (AE&E), Raaba/Graz, mit ihren Töchtern wie z.B. Von Roll Inova.

LITERATUR

- Kanefke, R. (2008) Durch Quecksilberbromierung verbesserte Quecksilberabscheidung aus den Abgasen von Kohlekraftwerken und Abfallverbrennungsanlagen, *Dissertation MLU Halle-Wittenberg*, 15. April 2008, Shaker Verlag, ISBN 2008ISBN 978-3-8322-7241-8, ISSN 1611-8057.
- Stolle, R., Köser, H. & Gutberlet, H. (2008) Determination of Hg-Oxidation-Activity of SCR-DeNOx-Catalysts, *VGB Workshop Flue Gas Cleaning*, June 3, 2008, Vilnius (Litauen).
- Vosteen, B. & Kanefke, R. (2003a) Bromgestützte Quecksilberabscheidung aus den Abgasen von Verbrennungsanlagen, Studie im Auftrag des Landesumweltamts Nordrhein-Westfalen.
- Vosteen, B. (2010a) Chinese Coals Need Bromine for Co-Benefit Mercury Capture, paper# C2-8 in *Proceedings of 13th Electric Utilities Environmental Conference (EUEC)*, February 1 – 3, 2010 in Phoenix, AZ.
- Vosteen, B. (2010b) Boiler Bromide Addition – A survey on Bromine Based Mercury Abatement from Flue Gases at Coal Combustion and Waste Incineration Plants, *2010 AICHE Spring Meeting*, March 21 – 25, 2010, in San Antonio, TX.
- Vosteen, B., Beyer, J., Bonkhofer, T.-G., Pohontsch, A. & Wieland, A. (2003b) Hg-Rückhaltung im reingasseitigen SCR-Katalysatorbett hinter der Rauchgaswäsche einer Sonderabfallverbrennungsanlage, *VGB PowerTech 4/2003*, 76 – 91.
- Vosteen, B., Beyer, J., Bonkhofer, T.-G., Pohontsch, A., Kanefke, R. & Nolte, M. (2002) Verfahren zur Quecksilberabscheidung aus Rauchgasen, Patent DE 10233173, Patent EP 10233173, Patent US 6,878,358 u.a.
- Vosteen, B., Kanefke, R. & Köser, H. (2006a) Bromine Enhanced Mercury Abatement from Combustion Flue Gases – Recent Industrial Applications and Laboratory Research, *VGB PowerTech 3/2006*, 70 – 75.
- Vosteen, B., Kanefke, R., Nolte, N. & Ziegler, M. (2003c) Emissionsminderung von Hg durch chlor- und bromgestützte Hg Oxidation in Rauchgasen, 29. – 30. September 2003, Düsseldorf.
- Vosteen, B., Straube, S. & Köser, H. (2006b) Mercury Sorption and Mercury Oxidation by Chlorine and Bromine at SCR DeNOx Catalysts (Part: Oxidation), *9th Electric Utilities Environmental Conference (EUEC)*, January 24, 2006, Tucson AZ.

Behandlungsgrundsatz für Rückstände aus Abfallverbrennungsanlagen

H. Grech

Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Wien, Österreich

KURZFASSUNG: In konsequenter Verfolgung der Ziele der neuen Abfallrahmenrichtlinie (Abfallhierarchie) sowie einer verstärkten Ausschöpfung möglicher Beiträge der Abfallwirtschaft zum Klimaschutz erscheint die Rückgewinnung von Wertstoffen, insbesondere Metallen, aus Rückständen von Abfallverbrennungsanlagen als Gebot der Stunde. In den Bundes-Abfallwirtschaftsplan 2011 wird daher ein Behandlungsgrundsatz für Rückstände aus Abfallverbrennungsanlagen aufgenommen, in dem die Durchführung einer Metallabscheidung gemäß dem Stand der Technik intendiert sowie Vorgaben zur Verwertung von Teilfraktionen von Rückständen aus Abfallverbrennungsanlagen formuliert werden. Dadurch soll dem Aspekt der Ressourcenschonung im Bereich der Rückstände aus Abfallverbrennungsanlagen Rechnung getragen werden.

1 EINLEITUNG

Auf Grund des starken Ausbaus der thermischen Behandlungskapazitäten in den letzten Jahren haben die Mengen an Rückständen aus Abfallverbrennungsanlagen in Österreich deutlich zugenommen. Da diese Rückstände durchaus relevante Metallanteile enthalten, werden von zahlreichen Betreibern (national und international) bereits konkrete Schritte zur Metallrückgewinnung aber auch zur stofflichen Verwertung der mineralischen Anteile gesetzt. Das Lebensministerium erachtet es daher als sinnvoll und zweckmäßig, entsprechende Rahmenbedingungen für diesen Bereich zu formulieren.

2 GELTUNGSBEREICH

Unter Rückständen aus Abfallverbrennungsanlagen werden im vorliegenden Behandlungsgrundsatz Rost-, Kessel- und Vorabscheideraschen sowie Bettaschen aus Wirbelschichtfeuerungsanlagen verstanden. Unter Vorabscheidern sind beispielsweise Zyklone und Umlenkungen vor Gewebe- oder Elektrofilter zu verstehen.

Rost-, Kessel- und Vorabscheideraschen sind der Schlüsselnummer 31308 gemäß ÖNORM S 2100 „Schlacken und Aschen aus Abfallverbrennungsanlagen“ bzw. dem Abfallcode 19 01 11 gemäß Abfallverzeichnisverordnung „Rost- und Kesselaschen sowie Schlacken, die gefährliche Stoffe enthalten“ zuzuordnen.

Derzeit befindet sich die ÖNORM S 2100 in Überarbeitung und es ist vorgesehen, für Bettaschen aus Wirbelschichtfeuerungsanlagen die neue nicht gefährliche Schlüsselnummer 31303 „Bettasche aus der Wirbelschichtfeuerung“ einzuführen. Der entsprechende Abfallcode gemäß Abfallverzeichnisverordnung lautet 19 01 12 „Rost- und Kesselaschen sowie Schlacken mit Ausnahme derjenigen, die unter 19 01 11 fallen“.

In dem vorliegenden Behandlungsgrundsatz für Rückstände aus Abfallverbrennungsanlagen werden sowohl Vorgaben für die zulässige Verwendung der mineralischen Fraktion als Ersatzrohstoff festgeschrieben als auch Ziele hinsichtlich der Deponierung der Rückstände formuliert.

3 ANFORDERUNGEN AN DIE ZULÄSSIGE VERWENDUNG VON RÜCKSTÄNDEN AUS ABFALLVERBRENNUNGSANLAGEN ALS ERSATZROHSTOFF

Für Rückstände aus Abfallverbrennungsanlagen ist ausschließlich die Verwendung als Ersatzrohstoff in ungebundenen oder mit Bindemittel stabilisierten Tragschichten zulässig. Unter Tragschicht wird gemäß RVS 01.02.11 „Grundlagen – Begriffsbestimmungen, Bautechnik“ (September 1984) die druckverteilende Schicht unterschiedlichen Aufbaues zwischen Unterbau bzw. Untergrund und Straßendecke verstanden.

Derzeit befindet sich die ÖNORM S 2100 in Überarbeitung und es ist vorgesehen, für Rost-, Kessel- und Vorabscheideraschen, die einer zulässigen Verwendung als Ersatzrohstoff zugeführt werden, die neue nicht gefährliche Schlüsselnummer 31311 „Aufbereitete Schlacken und Aschen aus Abfall(mit)verbrennungsanlagen, entmetallisiert“ einzuführen. Der entsprechende Abfallcode gemäß Abfallverzeichnisverordnung lautet 19 01 12 „Rost- und Kesselaschen sowie Schlacken mit Ausnahme derjenigen, die unter 19 01 11 fallen“ zuzuordnen.

Für eine zulässige Verwendung von Rückständen aus Abfallverbrennungsanlagen als Ersatzrohstoff sind Grenzwerte für

- die maximalen Metallanteile,
- Schadstoffgesamtgehalte und
- Schadstoffgehalte im Eluat

einzuhalten.

Bei Rostaschen aus Abfallverbrennungsanlagen und Bettaschen aus Wirbelschichtfeuerungsanlagen, die einer zulässigen Verwendung als Ersatzrohstoff zugeführt werden, ist eine Metallabscheidung durchzuführen, wobei ein Eisenmetallanteil in der Höhe von maximal 1% TM und ein Nichteisenmetallanteil in der Höhe von maximal 0,8% TM einzuhalten ist. Die Unterscheidung zwischen dem Eisenmetall- und Nichteisenmetallanteil erfolgt dabei über die Magnetisierbarkeit der Metalle. Zur Bestimmung der Metallanteile siehe die Ausführungen in Kapitel 5.

Die bei der Verwendung von Rückständen aus Abfallverbrennungsanlagen als Ersatzrohstoff in ungebundenen und mit Bindemittel stabilisierten Tragschichten einzuhaltenden Grenzwerte für Schadstoffgesamtgehalte und Schadstoffgehalte im Eluat sind in den Tab. 1 und 2 dargestellt.

Tab. 1: Grenzwerte für Schadstoffgesamtgehalte bei der Verwendung von Rückständen aus Abfallverbrennungsanlagen als Ersatzrohstoff in ungebundenen und mit Bindemittel stabilisierten Tragschichten

Parameter	Einheit	Grenzwert
Pb	mg/kg TM	900
Cd	mg/kg TM	10
Cr	mg/kg TM	800
Ni	mg/kg TM	300
TOC	% TM	1

Tab. 2: Grenzwerte für Schadstoffgehalte im Eluat bei der Verwendung von Rückständen aus Abfallverbrennungsanlagen als Ersatzrohstoff in ungebundenen und mit Bindemittel stabilisierten Tragschichten

Parameter	Einheit	Grenzwert
pH-Wert		maximal 12,0
Sb	mg/kg TM	0,15
As	mg/kg TM	0,5
Pb	mg/kg TM	0,5
Cr _{Gesamt}	mg/kg TM	0,5
Cu	mg/kg TM	4
Mo	mg/kg TM	1
Ni	mg/kg TM	0,4
Chlorid (als Cl)	mg/kg TM	3.000
Sulfat (als SO ₄)	mg/kg TM	5.000

Die elektrische Leitfähigkeit ist zu bestimmen und das Ergebnis in den Aufzeichnungen zu dokumentieren.

Auf Grund des Vergleichs mit bereits bestehenden nationalen und internationalen Regelungen sowie unter Berücksichtigung der tatsächlich in Rückständen von Abfallverbrennungsanlagen auftretenden Gehalte wurden kritische Parameter für die Gehalte im Eluat identifiziert. Parameter mit vernachlässigbaren Gehalten im Bereich der Nachweisgrenzen wurden beispielsweise nicht in den Parameterumfang aufgenommen. Darüber hinaus werden Leitparameter, mit deren Hilfe generelle Aussagen über die Qualität der durchgeführten Alterung getroffen werden können, ebenfalls berücksichtigt.

Die Auswahl der Parameter für die Gesamtgehalte erfolgte, um eine Vermischung mit Abfällen aus der Abgasreinigung hintanzulassen zu können sowie um einen Indikator für den Eintrag von Fremdstoffen zur Verfügung zu haben.

Zur Bestimmung der Gesamtgehalte und der Gehalte im Eluat hat die Probenahmeplanung und Probenahme in Anlehnung an die Vorgaben der Deponieverordnung 2008 zu erfolgen.

Die technische Eignung für den Einsatz von Rückständen aus Abfallverbrennungsanlagen in ungebundenen und mit Bindemittel stabilisierten Tragschichten ist eine Grundvoraussetzung für die zulässige Verwendung. Deshalb wird in dem vorliegenden Handlungsgrundsatz auf folgende Richtlinien und Vorschriften für den Straßenbau (RVS) der Österreichischen Forschungsgesellschaft Straße – Schiene – Verkehr hingewiesen:

- RVS 01.02.11 Grundlagen; Begriffsbestimmungen, Bautechnik,
- RVS 08.15.01 Ungebundene Tragschichten und
- RVS 08.17.01 Mit Bindemittel stabilisierte Tragschichten.

Eine weitere wichtige Grundvoraussetzung für die zulässige Verwendung von Rückständen von Abfallverbrennungsanlagen als Ersatzrohstoff ist das Vorliegen einer Dokumentation, anhand derer der Nachweis über die Einhaltung der Vorgaben des vorliegenden Handlungsgrundsatzes geführt werden muss. Diese Dokumentation muss ausreichende Informationen über die Menge, Qualität und technische Eignung der eingesetzten Rückstände aus Abfallverbrennungsanlagen enthalten. Ebenso ist die Aufzeichnung des Einsatzortes erforderlich.

4 ANFORDERUNGEN AN RÜCKSTÄNDE AUS ABFALLVERBRENNUNGSANLAGEN BEI DER DEPONIERUNG

Auch bei der Deponierung von Rostaschen aus Abfallverbrennungsanlagen und Bettaschen aus Wirbelschichtfeuerungsanlagen soll dem Aspekt der Ressourcenschonung Rechnung getragen werden, weshalb eine Metallabscheidung gemäß dem Stand der Technik durchzuführen ist.

Mittel- bis langfristig sind dabei Metallanteile anzustreben, die vergleichbar sind mit den Vorgaben für die zulässige Verwendung von Ersatzrohstoffen gemäß Kapitel 3.

5 BESTIMMUNG DER METALLANTEILE

Die Bestimmung der Metallanteile erfolgt prinzipiell durch Sortieranalysen.

Dabei ist der Metallanteil in jener Korngruppe zu bestimmen, die als Ersatzrohstoff einer zulässigen Verwertung zugeführt wird. Erfolgt jedoch eine Deponierung der mineralischen Fraktion, kann eine Absiebung bei 16 mm und die Bestimmung der Metallanteile im Siebdurchgang durchgeführt werden. Dabei wird davon ausgegangen, dass bei einer Einhaltung des maximalen Metallanteiles im Siebdurchgang die Durchführung einer effektiven Aufbereitung gewährleistet werden kann, da die Metallabtrennung umso wirksamer bewerkstelligt werden kann je größer die Metallanteile sind. Der große Vorteil dieser Vorgangsweise ist, dass die für die Erzielung eines repräsentativen Ergebnisses notwendigen Probemengen deutlich reduziert werden können.

In der Korngruppe 0/4 mm sind die vorgeschriebenen maximalen Metallanteile mit vertretbarem technischem Aufwand nicht erreichbar. Daher wird bei der Bestimmung der Metallanteile die Korngruppe 0/4 mm generell nicht berücksichtigt. Dabei ist es unerheblich, ob eine Verwertung der mineralischen Fraktion als Ersatzrohstoff oder eine Deponierung der Rückstände vorgesehen ist.

Metallanteile ohne Anhaftungen können direkt händisch aussortiert werden.

Die Abtrennung der mineralischen Anhaftungen von den Metallanteilen wird durch die Verwendung einer Vibrationswalze erreicht. Durch das Walzen auf hartem Untergrund (Beton) werden die mineralischen Anteile zertrümmert und dadurch die metallischen Anteile freigelegt. Anschließend können die mineralischen zerkleinerten Anteile sowie die Metallanteile < 4 mm abgesiebt werden. Die Schritte Walzen und Absieben werden solange wiederholt bis nur mehr der Siebdurchgang (< 4 mm) und die aussortierten Metallanteile übrig bleiben.

Die Bestimmung des Eisenmetallanteils und des Nichteisenmetallanteils erfolgt schlussendlich auf Grund der unterschiedlichen Magnetisierbarkeit. D.h. Die Metalle werden mit einem Handmagneten in eine magnetisierbare Fraktion (i.e. Eisenmetallfraktion) und in eine nicht magnetisierbare Fraktion (i.e. Nichteisenmetallfraktion) aufgetrennt.

6 AUSBLICK

Der vorliegende Behandlungsgrundsatz im Bundes-Abfallwirtschaftsplan 2011 stellt eine erste geeignete Grundlage zur Berücksichtigung des Aspekts der Ressourcenschonung im Bereich der Rückstände aus Abfallverbrennungsanlagen dar. Als nächster Schritt ist mittel- bis langfristig eine Verankerung der Vorgaben in einer Abfallbehandlungspflichtenverordnung bzw. der Deponieverordnung vorgesehen.

Rohstoffpotenziale in Tiroler Deponien

J. Knapp & A. Bockreis

Universität Innsbruck, Arbeitsbereich Umwelttechnik, Innsbruck, Österreich

KURZFASSUNG: Unter „Landfill Mining“ wird der Rückbau von alten Deponien in Kombination mit der Gewinnung von in den Deponien abgelagerten Wertstoffen verstanden. Ob so ein Rückbau ökonomisch und ökologisch sinnvoll ist, sollte in einer Einzelfallentscheidung deponiebezogen erfolgen. Betrachtet werden hier die prinzipiellen Rohstoffpotenziale der Deponien in Tirol. So wurde in Tirol im Zeitraum von 1945 – 2008 ca. 12,3 Mio. m³ Deponievolumen gefüllt, hauptsächlich mit Siedlungs-, Gewerbe- und Bauabfällen, aber auch z.T. gefährliche Abfällen.

1 EINLEITUNG

Grundlage der modernen Abfallwirtschaft ist die Verwertung der anfallenden Abfälle sowohl stofflich als auch energetisch. Nur noch die verbleibenden Reste dürfen auf Deponien verbracht werden. Die zu deponierenden Reststoffe sollen somit möglichst emissions-, schadstoff- als auch rohstoffarm sein. Diese Anforderungen werden in Österreich seit Anfang 2004 (mit Ausnahmen in einigen Bundesländern wie beispielsweise Tirol bis Ende 2008) und in Deutschland erst seit Mitte 2005 an die zu deponierenden Reststoffe gestellt, so dass in älteren Deponien bzw. Deponieabschnitten mit Emissionen und Schadstoffen zu rechnen ist, aber auch Rohstoffe enthalten sind.

Rohstoffreserven werden immer knapper und für manche endliche Rohstoffe sind in einigen Jahren die Lager bereits aufgebraucht. Je knapper die Rohstoffe werden, desto mehr steigen die Preise. Irgendwann wird es ökonomisch sinnvoll werden, die in alten Deponien enthaltenen unbehandelten Abfälle als Rohstoffe wieder zu nutzen, z.B. Metalle oder auch organische Bestandteile zur Energieerzeugung. Daher sind sowohl die Mengen als auch die Qualität der Abfälle in alten Deponien von Interesse. Gerade in Zusammenhang mit einer langen und kostenintensiven Nachsorge einer Deponie kann sich ein Rückbau mit Verwertung ökonomisch rechnen. Weiterhin kann der Rückbau mit Verwertung für die zukünftige Flächennutzung gerade in Ballungsgebieten mit Flächenknappheit, eine Alternative darstellen.

Prinzipiell handelt es sich bei diesem „Landfill Mining“ um keine neu aufgekommene Fragestellung, sondern verschiedene Ansätze weisen eine gewisse Historie auf (vgl. Bockreis 2009, Rettenberger 2010a, Rettenberger 2010b). Allerdings muss die Entscheidung für einen Rückbau fallbezogen in Abhängigkeit des in der Deponie abgelagerten Abfalls erfolgen.

Ausgehend von hohen Sekundärrohstoffpreisen ergibt sich also im Hinblick auf die vor 2004 in Österreich bzw. 2005 in Deutschland deponierten Reststoffe die Frage nach einer potenziellen Wiederverwendung von Rohstoffen verbunden mit dem Rückbau der Deponie. Wissenswert sind daher die Mengen und die Qualität der deponierten Reststoffe.

2 ABFALLABLAGERUNG IN TIROL

2.1 Entwicklung der Deponierung

Grundsätzlich ist die Ablagerung von unbehandeltem Abfall laut Abfallwirtschaftsgesetz seit Anfang 2004 in Österreich nicht mehr erlaubt. Allerdings gab es in einigen Bundesländer Ausnahmegenehmigungen, so dass beispielsweise in Tirol bis Ende 2008 der Abfall unbehandelt

abgelagert wurde. Interessant für die Überlegungen, welche Rohstoffe sich noch in den Deponien befinden und recycelt werden können, sind daher ältere Ablagerungen, vor allem vor der Einführung von getrennten Sammelsystemen. In Tab. 1 ist der Stand der Abfallentsorgung in Tirol 1989 dargestellt. Fast die Hälfte des anfallenden Abfalls wird vorbehandelt oder in andere Bundesländer verbracht. Bei den verbleibenden 55% wird der größte Anteil auf geordneten Deponien abgelagert.

Tab. 1: Stand der Abfallentsorgung in Tirol 1989 (Neurauter 2010)

Behandlungsverfahren	angeschlossene Gemeinden	angeschlossene Einwohner	Bevölkerung
geordnete Deponie	38	186.515	30,5%
lokale Mülldeponie	67	95.571	15,6%
regionale Mülldeponie	25	58.123	9,5%
andere Behandlungsverfahren (Rotte, Transport in andere Bundesländer, etc.)	148	271.728	45%

In Tab. 2 ist das abgelagerte Deponievolumen ab einem Volumen größer 14.000 m³ für den Zeitraum von 1945 – 2008 dargestellt. Das gesamte abgelagerte Deponievolumen beträgt ca. 13,7 Mio. m³. 13 der 24 aufgeführten Deponien sind als Altlast ausgewiesen, davon 8 als gesicherte Altlast. Fast ein Drittel des Deponievolumens befindet sich in einer als gesicherte Altlast aufgeführten Deponie.

Tab. 2: Abgelagertes Deponievolumen in Tirol, ab einem Volumen > 14.000 m³

Nr. 1	Deponievolumen [m ³]	Betriebsbeginn	Betriebsende	Status
1	500.000	1976	1987	Altlast gesichert
2	1.300.000	1988	2002	Altlast gesichert
3	1.600.000	1999	2008	
4	3.250.000	1945	1976	Altlast gesichert
5	1.400.000	1991	2007	
6	280.000	1978	1992	Altlast gesichert
7	845.000	1992	2008	
8	830.000	1998	2008	
9	n.b.	1985	1998	
10	800.000	1973	1990	Altlast
11	410.000	1994	2000	
12	400.000	1970	1989	Altlast
13	330.000	1971	1994	Altlast
14	285.000	n.b.	1975	Altlast
15	184.000	1979	1992	Altlast gesichert
16	130.000	1962	1993	Altlast gesichert
17	49.000	1993	2007	
18	166.000	1999	2008	
19	130.000	1976	1993	Altlast gesichert
20	40.000	1980	1994	Altlast
21	14.000	1983	1993	Altlast gesichert
22	280.000	1965	1983	
23	210.000	1960	1974	
24	300.000	1971	1994	Altlast gesichert

n.b. = nicht bekannt

2.2 Zusammensetzung des Abfalls

Die Zusammensetzung des abgelagerten Abfalls bestimmt ganz wesentlich die ökonomische Überlegung, ob ein Deponierückbau mit Rohstoffgewinnung erfolgen kann. So beeinflussen gesetzliche Vorgaben die Zusammensetzung in einer Deponie ebenso, wie die Lebensverhältnisse und -gewohnheiten wesentliche Unterschiede in dem abgelagerten Abfall ergeben können. In einem Vergleich von zwei Deponien mit „west- und ostdeutschem“ Abfall ergab sich ein deutlicher Unterschied in der Zusammensetzung sowie Korngrößenverteilung (Bockreis 2009). In der Deponie mit Abfall aus dem ehemaligen Ost-Berlin und Umland ergab sich ein sehr hoher An-

teil an inertem/erdähnlichen Material mit geringem Metallanteil im Vergleich zu der Deponie mit hauptsächlich westdeutschem Abfall aus dem ehemaligen West-Berlin. So lassen sich hier anhand der Zusammensetzung des abgelagerten Abfalls die Unterschiede in ost-westdeutschen Lebensverhältnisse und -gewohnheiten erkennen. Der hohe Inertanteil liegt an dem hohen Anteil der Fraktion < 16 mm aufgrund der in der ehemaligen DDR vorhandenen Ofenheizungen. So lag der Anteil < 16 mm abhängig vom Heizungssystem in der ehemaligen DDR bei einer Ofenheizung bei über 40% im Hausmüll. Weiterhin finden sich kaum Wertstoffe im ostdeutschen Abfall aufgrund des damals in der DDR etablierten Sammelsystems SERO.

In Abb. 1 ist die Zusammensetzung des Siedlungsabfalls im Bundesland Tirol für das Jahr 1998 dargestellt. Interessant an Wertstoffen sind u.a. die enthaltenen Metalle. Der im Tiroler Abfall enthaltene Anteil von 3,75% wird als hoch eingeschätzt und liegt beispielsweise mengenmäßig über dem angegebenen Metallanteil von 3,3% der westdeutschen Deponie Schöneiche (Bockreis 2009). Weiterhin kann die Metallfraktion unterschieden werden in 2,25% Metalle aus dem Verpackungsbereich und 1,5% sonstige Metalle.

Laut RETTENBERGER liegen die Gesamtkosten für den Rückbau, Behandlung, Verwertung und Wiedereinbau in der Größenordnung von 30 – 40 Euro/m³ rückgebautes Deponievolumen (EUWID 2009). Mit den momentan wieder steigenden Metallpreisen könnten bei Rückbau von Deponie mit Metallanteilen von 3 – 4% fast die Hälfte der Gesamtkosten vom Rückbau bis zum Wiedereinbau allein durch den Erlös der Metalle gedeckt werden. Ausgehend von einer möglichen Gewinnung heizwertreichen Fraktionen kann durch deren energetischen Verwertung mehr Energie als dazu benötigt gewonnen werden.

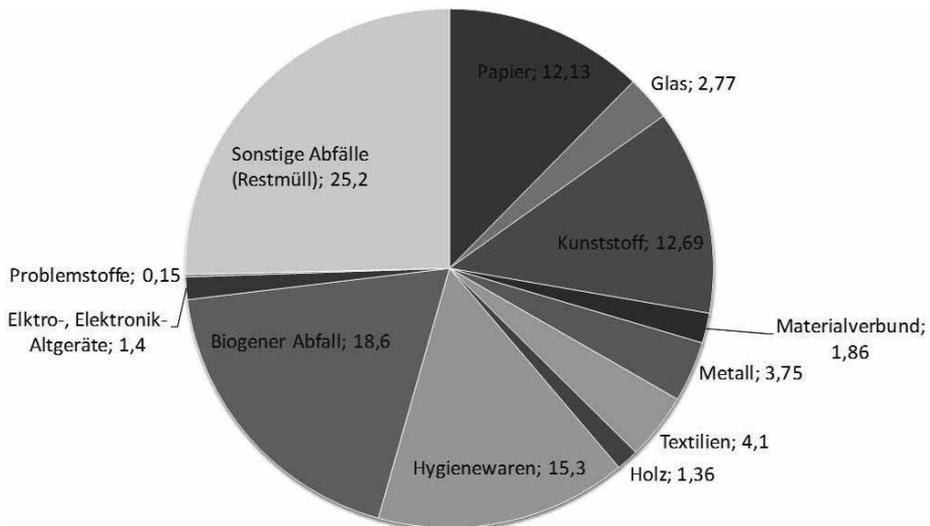


Abb. 1: Zusammensetzung des Siedlungsabfalls in Tirol, vgl. (Hauer 1998)

3 SCHLUSSFOLGERUNG, ZUSAMMENFASSUNG

Im Bundesland Tirol wurden im Zeitraum von 1945 – 2008 ein Deponievolumen von ca. 12,3 Mio. m³ hauptsächlich mit Siedlungs-, Gewerbe- und Bauabfälle gefüllt. Aufgrund der Zusammensetzung des Siedlungsabfalls in Tirol lässt sich ein relativ hoher Anteil an Metallen feststellen, so dass damit wesentliche Kosten eines Deponierückbaus mit Wertstoffverwertung gedeckt werden könnten. Weitere Vorteile ergeben sich aus der energetische Verwertung der verbleibenden Reststoffe wie beispielsweise Kunststoffe/Verbundmaterialien. Da die Entscheidung für einen Rückbau jedoch spezifisch für eine Deponie erfolgen sollte, werden nun in weiteren Arbeitsschritten ausgewählte Tiroler Deponien ökonomisch und ökologisch näher untersucht.

4 DANKSAGUNG

Unser Dank gilt den Mitarbeitern des Referates Abfallwirtschaft der Tiroler Landesregierung, ganz besonders Herrn Dipl.-Ing. Neurauter, für ihre Unterstützung.

LITERATUR

- Bockreis, A. & Jager, J. (2009) Abfallwirtschaftliche Rekonstruktion von Altdeponien. *Wasser und Abfall* 6, 42 – 46.
- EUWID Europäischer Wirtschaftsdienst GmbH (2009) *Neue Energien: Deponierückbau bietet hohes Energiepotenzial*. Nr. 4 vom 18.02.2009.
- Hartard, S. (2000) Entwicklung einer Indikatormethode zur Effizienzprüfung von Getrenntsammlungssystemen in der Abfallwirtschaft. *Schriftenreihe des Lehrstuhls Abfallwirtschaft und des Lehrstuhls Siedlungswasserwirtschaft*. Band 05. Bauhaus-Universität Weimar. Berlin: Rhombos-Verlag.
- Hauer – Technisches Büro Hauer Umweltwirtschaft (1998) *Systemmüllanalysen im Bundesland Tirol*. Bericht für das österreichische Bundesministerium für Umwelt, Jugend und Familie.
- Jager, J. & Schwing, E. (2001) BMBF-Verbundvorhaben: *Mechanisch-biologische Behandlung von zu deponierenden Abfällen. TV 2/3: Optimierung der aeroben Behandlung*. Endbericht Darmstadt.
- Rettenberger, G. (2010a) Die Deponie als Ressourcenquelle. *UmweltMagazin* 02, 40 – 42.
- Rettenberger, G. (2010b) Deponierückbau: Technik, Wirtschaftlichkeit, Perspektiven. In: *Deponietechnik 2010. Dokumentation der 7. Hamburger Abfallwirtschaftstage*. Abfall aktuell Stuttgart, 249 – 262.

Ressourcenpotenzial von ausgewählten Hausmülldeponien in Deutschland

S. Gäth & J. Nispel

Justus-Liebig-Universität, Professur für Abfall- und Ressourcenmanagement, Gießen, Deutschland

KURZFASSUNG: Das Ressourcenpotenzial von Hausmülldeponien an Rohstoffen verschiedenster Art wird als eine der zukünftigen Quellen in Westeuropa angesehen, um der weiteren Verknappung natürlicher Rohstoffvorkommen zu begegnen. An Deponien in Baden-Württemberg und Hessen wird gegenwertig an der Professur für Abfall- und Ressourcenmanagement die Frage geklärt, unter welchen wirtschaftlichen und umweltpolitischen Randbedingungen die Nutzung dieser Deponien als Rohstofflager nutzeneffizienter ist als die Errichtung einer Oberflächenabdichtung und die damit verbundene Sicherstellung einer mindestens 30-jährigen Nachsorge.

Hierbei kommt eine erste modellhafte Abschätzung des zu erwartenden Ressourcenpotenzials der hessischen Deponie Reiskirchen zum Ergebnis, dass das aktuelle wirtschaftliche Potenzial der Deponie keinen kostenneutralen Rückbau darstellt.

Zudem liefern konkrete Untersuchungen der badenwürtischen Kreismülldeponie Hechingen Aussagen über das reale Ressourcenpotenzial. Auch hier hat sich gezeigt, dass derzeit die Kosten des Rückbaus über den Erlösen aus der Sekundärrohstoffvermarktung liegen.

1 EINLEITUNG

Das Ressourcenpotenzial von Hausmülldeponien an Rohstoffen verschiedenster Art gilt in Fachkreisen als eine der zukünftigen Quellen in Westeuropa, um dem, mit weiterem Anstieg der Weltbevölkerung sich drastisch ändernden Konsummuster in den Schwellenländern und der weiteren Verknappung natürlicher Rohstoffvorkommen, zu begegnen.

Zu den auf Hausmülldeponien abgelagerten Abfällen gehören alle Stofffraktionen, wie sie auch heute in Getrennsammelsystemen anfallen. Hierbei ist zu beachten, dass sich die unterschiedlichen Fraktionsanteile von Metallen, Kunststoffen, Organik, Elektronikschrott, etc. im Laufe der Nutzung in Abhängigkeit des gesellschaftlichen Konsums- und Produktionsverhaltens geändert haben. Der deponiespezifische Rohstoff- sowie Energiegehalt also der „Nährstoffwert“ einer Deponie ist jedoch bislang unbekannt.

In mehreren Praxisuntersuchungen an Deponien in Baden-Württemberg (Kreismülldeponie Hechingen) und Hessen (Deponie Reiskirchen) wird gegenwertig an der Professur für Abfall- und Ressourcenmanagement diese Fragestellung in Form eines Stepwise-Ansatzes erforscht. Die Konzeption des Ansatzes sieht folgende vier Teilschritte vor:

- Was ist wo in der Deponie enthalten?
- Wie werden sich ausgewählte Rohstoffpreise in der Zukunft entwickeln?
- Welche Anforderungen sind an die technische Umsetzung zu stellen?
- Erstellung eines Entscheidungsunterstützungsmodells unter Einbindung der ersten drei Arbeitsschritte.

2 DEPONIE REISKIRCHEN

2.1 Ablagerungsmengen

Die Deponie Reiskirchen wurde von 1973 – 2001 vom Landkreis Gießen betrieben. Die Rekonstruktion der abgelagerten Abfallmengen gestaltet sich in diesem Fall schwierig, da aus den Jah-

ren 1973 – 1986 keine Aufzeichnungen mehr vorliegen. In einem ersten Ansatz wurden die fehlenden Ablagerungsmengen und deren Vertrauensbereiche auf Basis von Funktions- und Mittelwertableitungen simuliert. Aufgrund von Änderungen der abfallwirtschaftlichen Rahmenbedingungen und stilllegungsbedingten Variationen der zu deponierenden Abfälle wurde hierbei ausschließlich der Zeitraum von 1986 – 1991 betrachtet.

Wie aus zusammenfassender Abb. 1 zu entnehmen ist, sind nach dieser Schätzung auf der Deponie Reiskirchen etwa 3,3 – 4,1 Mio. Mg Abfall gelagert. Hierbei handelt es sich mit 1,6 – 2,3 Mio. Mg zu etwa 50% um abgelagerten Hausmüll. Gewerbeabfälle mit 0,8 – 1,1 sowie Erdaushub und Bauschutt mit 0,4 – 1,1 Mio. Mg stellen die nächst größeren Ablagerungsmengen dar. Zudem wurden ca. 0,3 – 0,4 Mio. Mg Schlämme und 0,05 – 0,1 Mio. Mg Sperrmüll auf die Deponie Reiskirchen verbracht. Der vergleichsweise große Vertrauensbereich für die Ablagerungsmenge von Erdaushub und Bauschutt sowie für Hausmüll ist darauf zurückzuführen, dass innerhalb des Betrachtungszeitraums starke Mengenschwankungen dieser Abfallarten vorliegen.

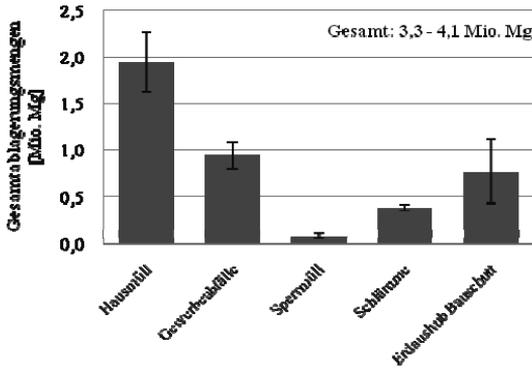


Abb. 1: Gesamtablagerungsmengen nach Abfallarten auf der Deponie Reiskirchen von 1973 bis 2001

2.2 Abfallzusammensetzung

Zur Erschließung des theoretischen Ressourcenpotenzials von Hausmülldeponien wurden in einem ersten Schritt ca. 120 bundesdeutsche Sortieranalysen zu Hausmüll, Sperrmüll, Gewerbeabfällen und Industrieabfällen ausgewertet, vereinheitlicht und in einer Datenbank zusammengefasst. Diese umfangreiche Datengrundlage ermöglicht die Ableitung spezifischer Funktionen und Unsicherheiten, die die zeitlichen Veränderungen der Anteile einzelner Abfallfraktionen in den oben genannten Abfallarten widerspiegeln.

Abb. 2 zeigt exemplarisch die aus den Daten abgeleitete mittlere Änderung der Hausmüllzusammensetzung von 1973 – 2001.

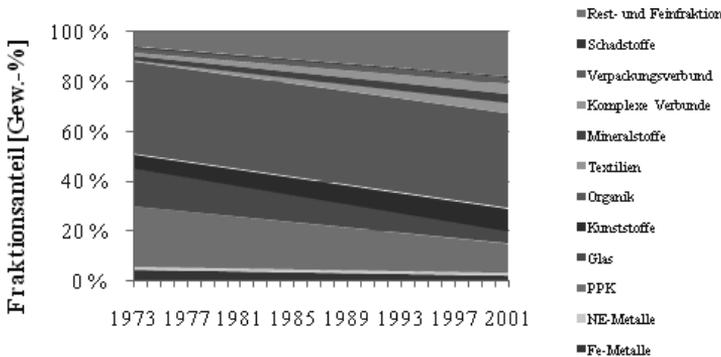


Abb. 2: Modellierter mittlere Hausmüllzusammensetzung der Jahre 1973 – 2001 (Datengrundlage ca. 110 bundesdeutsche Hausmüllanalysen)

2.3 Stoffliches Ressourcenpotenzial

Die gewonnenen zeitabhängigen Zusammenhänge auf Ebene der Abfallartenzusammensetzung ermöglichen in Verbindung mit den jährlich auf einer Deponie abgelagerten Abfallmengen eine Frachtenabschätzung des theoretischen Ressourcenpotenzials bzw. des „Nährstoffwerts“ einer Deponie. Unter Annahme eines 65-prozentigen Abbaus der organischen Substanz ergibt die Modellierung des theoretischen Ressourcenpotenzials der Deponie Reiskirchen die in Abb. 3 dargestellten Stoffpotenziale. Hierbei wurden in die Betrachtung ausschließlich die Abfallarten Hausmüll, Gewerbeabfall und Sperrmüll, also 2,4 – 3,4 Mio. Mg der Gesamtablagerung, aufgenommen. Es zeigt sich, dass die derzeit wirtschaftlich bedeutendsten Fraktionen der Eisen- und Nichteisenmetalle mengenmäßig zu 60.000 – 87.000 Mg bzw. 39.000 – 54.000 Mg in der Deponie zu erwarten sind. Trotz des angenommenen Abbaus der organischen Substanz stellt diese mit 307.000 – 429.000 Mg die quantitativ größte Fraktion dar. Die Rest- und Feinfraktion, die im Wesentlichen aus mineralischen und organischen Komponenten besteht, macht mit 270.000 – 340.000 Mg den nächst größeren Teil aus. PPK, Glas und Kunststoffe werden gegenwärtig mit Anteilen von 200.000 – 300.000 Mg in der Deponie vermutet. Zudem macht die Fraktion der Komplexen Verbunde, wie bspw. Elektrogeräte, Leiterplatten, etc., 114.000 – 165.000 Mg der Ablagerungsmenge aus. Ihr Anteil ist von besonderem Interesse, da diese Fraktion in Bezug auf seltene Erden und Edelmetalle hohe Anteile vermuten lässt. Die in der Deponie enthaltenen Schadstoffe machen nach dieser Schätzung 8.000 – 12.000 Mg aus.

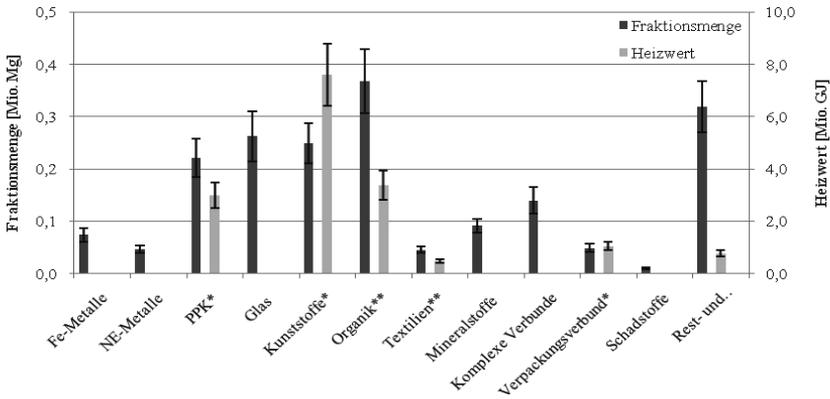


Abb. 3: Erwartetes stoffliches und energetisches Ressourcenpotenzial der Deponie Reiskirchen (Heizwerte nach ARGUS, 1990); * Annahme eines 20-prozentigen Wassergehalts, ** Annahme eines 40-prozentigen Wassergehalts, *** Annahme eines 60-prozentigen Wassergehalts

In Bezug auf den Heizwert ist festzuhalten, dass unter Berücksichtigung definierter Wassergehalte der heizwertreichen Fraktionen schätzungsweise 14 – 19 Mio. GJ Energie in der Deponie Reiskirchen lagern.

2.4 Wirtschaftliches Potenzial

Unter Annahme derzeitiger Schrottpreise für Eisen- und Nichteisenmetalle, die mit 150 Euro*t⁻¹ für Mischschrott sowie durchschnittlich 1.880 Euro*t⁻¹ für Nichteisenmetalle angenommen wurden, errechnet sich unter Berücksichtigung einer 80%igen Wiederfindungsrate im Bereich der Metallfraktion ein wirtschaftliches Potenzial der Deponie Reiskirchen von 66 – 92 Mio. Euro. Unter Berücksichtigung der spezifischen Kosten des Rückbaus und der Deponiegutaufbereitung, die exklusive Transportkosten nach Rettenberger (2010) zwischen 30 – 40 Euro*m⁻³ betragen, ergeben sich Kosten in Höhe von 99 – 164 Mio. Euro. Um einen kostenneutralen Rückbau der Deponie Reiskirchen zu realisieren, müssten demzufolge zusätzlich 33 – 98 Mio. Euro erwirtschaftet werden. Diese könnten einerseits durch die zukünftig zu erwartende verbesserte Vermarktung der Wertstoffe sowie der heizwertreichen Fraktion erfolgen. Andererseits können Treibhausgaszertifikate eine zusätzliche Finanzierungsquelle darstellen. Letztlich sind in diesem

Zusammenhang für eine Entscheidungsfindung ebenfalls die Kosten der Deponieabdichtung und Nachsorge, die für die Deponie Reiskirchen bei einer 30-jährigen Nachsorge schätzungsweise 40 – 50 Mio. Euro betragen dürften, zu berücksichtigen.

3 KREISMÜLLDEPONIE HECHINGEN

3.1 Ablagerungsmengen

Die badenwürtische Kreismülldeponie wurde von 1982 bis zum Stichtag 2005 mit unvorbehandelten Abfällen des Zollernalbkreises befüllt. Aus Abb. 4 ist zu entnehmen, dass auf der Kreismülldeponie nach Schätzungen insgesamt 1,7 – 2,6 Mio. Mg Abfall abgelagert wurden. Anders als im Fall der Deponie Reiskirchen liegen die Daten zur deponierten Abfallmenge für den gesamten Betriebszeitraum vor. Die in Abb. 4 angegebenen Vertrauensbereiche erklären sich einerseits aus der Tatsache, dass vor Einführung eines Wiegesystems im Jahr 2001, die Mengenermittlung über subjektive Schätzungen vorgenommen wurde und andererseits diese Volumenermittlungen über spezifische Abfalldichten in Massenströme umzurechnen sind. Ähnlich der Deponie Reiskirchen bilden auch bei der Kreismülldeponie Hechingen Hausmüll und Gewerbeabfälle mit gemeinsam 1,0 – 1,5 Mio. Mg die Hauptablagerungsmassen.

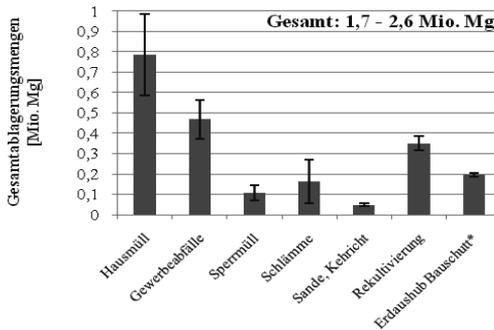


Abb. 4: Gesamtablagerungsmengen nach Abfallarten auf der Kreismülldeponie Hechingen von 1982 – Mitte 2005; * Erdaushub und Bauschutt wurde größtenteils separat abgelagert. Annahme, dass 20% der Gesamtablagerung für Wegebau und ähnliches auf die Deponie gelangten.

3.2 Deponiegutzusammensetzung

Neben der vorgestellten theoretischen Abschätzung des Ressourcenpotenzials von Hausmülldeponien führt die Professur für Abfall- und Ressourcenmanagement im Rahmen des Projektes direkte Deponiegutuntersuchungen durch. Hierbei wurde die Ermittlung der Stoffgruppenzusammensetzung des Deponieguts der Kreismülldeponie Hechingen in Verbindung mit Baumaßnahmen von sechs Deponiegasbrunnen Ende November des vergangenen Jahres durch manuelle Sortieruntersuchungen erreicht.

Untersuchungen auf anderen Deponien haben gezeigt, dass es vor der Sortierung von Deponiegut sinnvoll ist, eine Klassierung des Materials vorzunehmen. Die so gewonnene Feinfraktion (< 35 mm) wurde anschließend zur Anteilsbestimmung verwogen und beprobt. Die Grobfraktion (> 35 mm) wurde hinsichtlich eines zuvor aufgestellten Fraktionskatalogs in-situ-sortiert und ebenfalls beprobt. Zur Anteilsbestimmung wurden dabei die Massen der spezifischen Fraktionen bestimmt.

Die nachfolgenden Ausführungen bzgl. der einzelnen Fraktionsanteile beziehen sich auf die Trockensubstanz des untersuchten Deponieguts. Diese berechnet sich aus den vor Ort gewonnenen feuchten Mengenverteilungen abzüglich der im Labor bestimmten fraktionspezifischen Wassergehalte.

Die Ergebnisse dieser Untersuchung zeigen, dass sich das untersuchte Deponiegut im Mittel zu etwa zwei Drittel der Fraktion < 35 mm und zu einem Drittel der Fraktion > 35 mm zusammensetzt. Untersuchungen von Ehrig und Brinkmann (1998) zur Korngrößenverteilung von De-

ponien in Abhängigkeit des Deponiealters kommen hierbei zu ähnlichen Ergebnissen. In Bezug auf das Alter der Kreismülldeponie Hechingen ist nach Ehrig und Brinkmann (1998) ein Anteil der Fraktion < 35 mm von 50 – 55 Gew.-% der Trockenmasse zu erwarten. Der durchschnittliche Glühverlust der Fraktion < 35 mm von ca. 32 Gew.-% deutet in Verbindung mit optischen Sichtungen darauf hin, dass diese Fraktionen im Wesentlichen aus mineralischen und organischen Anteilen besteht. Hinzu kommen kleinere Metallteile sowie Kunststoffpartikel. Nach Ablauf der stattfindenden konkreten Analysen der Fraktion < 35 mm können hierzu genauere Angaben gemacht werden.

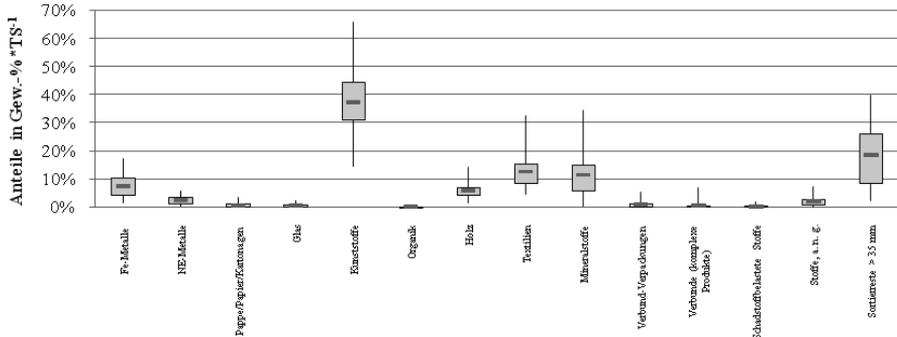


Abb. 5: Fraktionsbezogene Zusammensetzung und Variation der Grobfraction (> 35 mm)

Unter der Annahme, dass ausschließlich das Deponiegut der Fraktion > 35 mm einer späteren Sortierung zugeführt wird, errechnen sich die in Abb. 5 aufgezeigten Fraktionsanteile. Kunststoffe und Sortierreste bilden dabei mit durchschnittlich 37,3 Gew.-% und mit 18,5 Gew.-% die dominierenden Fraktionen. Es folgen Textilien, Mineralstoffe und Metalle, die mit Anteilen von 8 – 14 Gew.-% vorzufinden sind. Die übrigen Fraktionen liegen mit durchschnittlich < 5 Gew.-% in eher geringen Mengen vor.

3.3 Stoffliches Ressourcenpotenzial

Folgeuntersuchungen zum Wassergehalt des Deponieguts haben ergeben, dass bei der Kreismülldeponie Hechingen im Durchschnitt 38 Gew.-% des deponierten Abfalls aus Wasser besteht. Für die stoffliche Betrachtung des Ressourcenpotenzials muss dementsprechend die Gesamtablagerungsmenge um diesen Faktor reduziert werden und mit den Fraktionsanteilen der Abb. 5 in Verbindung gebracht werden. Abb. 6 stellt dies unter Annahme der mittleren Fraktionsanteile dar. Hierbei ist zu berücksichtigen, dass neben den in Abb. 6 genannten Fraktionen, 650.000 – 1 Mio. Mg der Feinfraktion bei einem möglichen Rückbau anfallen würden.

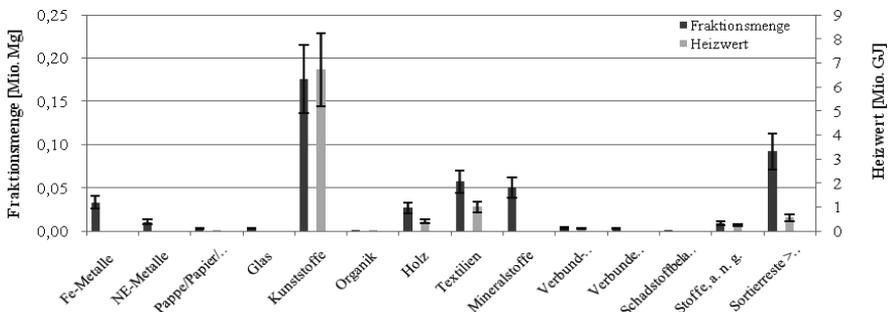


Abb. 6: Erwartetes stoffliches und energetisches Ressourcenpotenzial der Kreismülldeponie Hechingen (Heizwerte nach ARGUS 1990)

Wie zu erwarten war, dominieren die Kunststoffe mit Mengen von 136.000 – 216.000 Mg. Es folgen Sortierreste mit 71.000 – 113.000 Mg. Aufgrund der Industriestruktur des Einzugsgebiets der Kreismülldeponie Hechingen, die stark durch Textilherstellung und -verarbeitung geprägt war und ist, sind Textilmengen von 44.000 – 70.000 Mg in der Deponie zu vermuten. In ähnlicher Größenordnung wird zudem das Vorkommen an Mineralien in der Deponie geschätzt. Die wirtschaftlich verwertbaren Fraktionen der Eisen- und Nichteisenmetalle bilden 26.000 – 41.000 sowie 8.000 – 13.000 Mg der Gesamtablagerungsmenge. Die Quantität des Auftretens der übrigen Fraktionen ist vergleichsweise gering einzustufen. In Hinsicht auf den Heizwert ist festzuhalten, dass unter Berücksichtigung des definierten Wassergehaltes insgesamt 7 – 21 Mio. GJ Energie in der Kreismülldeponie Hechingen speichern.

3.4 Wirtschaftliches Potenzial

Die Gegenüberstellung derzeitiger Schrottpreise mit dem jeweils vermuteten Mengenpotenzial sowie einer Wiederfindungsrate von 80% hat zum Ergebnis, dass der wirtschaftliche Wert der Metallfraktion 16 – 25 Mio. Euro beträgt. Die Kosten des Rückbaus liegen dem gegenüber zwischen 50 – 104 Mio. Euro (Rettenberger 2010). Um einen kostenneutralen Rückbau der Deponie Hechingen zu realisieren, müssten demzufolge zusätzlich 34 – 88 Mio. Euro erwirtschaftet werden. In Bezug auf das vorhandene energetische Potenzial müssten demzufolge spezifische Gewinne von 7 – 15 Euro*GJ⁻¹ erzielt werden.

4 FAZIT

Die ausschnittsweise dargestellten Analysen zur Zusammensetzung unterschiedlicher Abfallarten im Wandel der Zeit erlauben in Verbindung mit Daten zur abgelagerten Abfallmenge und -art sowie unter Einbezug von Modellen zum organischen Abbauverhalten von Deponien erste Abschätzungen des zu erwartenden Ressourcenpotenzials von Abfalldeponien. Die Gegenüberstellung des aktuellen wirtschaftlichen Potenzials der Deponie Reiskirchen hat ergeben, dass zum jetzigen Zeitpunkt kein kostenneutraler Rückbau praktiziert werden kann. Untersuchungen zur Zusammensetzung des Deponieguts der Kreismülldeponie Hechingen liefern Aussagen darüber, in welchen Anteilen und Mengen verschiedene Stoffgruppen bei einem Rückbau real zu erwarten sind. Die gewonnenen Erkenntnisse decken sich dabei weitestgehend mit Ergebnissen ähnlicher Vorhaben. Auch hier hat sich gezeigt, dass die Kosten des Rückbaus unter aktuellen Bedingungen deutlich über den Erlösen aus der Sekundärrohstoffvermarktung liegen.

Momentan befasst sich die Professur für Abfall- und Ressourcenmanagement mit der Gegenüberstellung des theoretischen und realen Potenzials von Deponien. Hierbei müssen Zusammenhänge erkannt, formuliert und validiert werden. Zur Validierung des Modells wäre es hilfreich, neben den Deponien Reiskirchen und Hechingen weitere Abfalldeponien zu untersuchen. Ziel ist es letztlich anhand historischer Daten und Sekundärstatistiken das reale Deponiepotenzial zu modellieren, um der Forderung des BDI sowie der Bundesregierung eines aktiven und transparenten Rohstoffmanagements einen Ausweg aufzuweisen (Die Bundesregierung 2007). In diesem Sinne sollten Deponien als DEPOT zukünftiger Generationen verstanden werden.

LITERATUR

- ARGUS (1990) *Berliner Abfallerhebung 1989/90*. Vorgelegt von der Arbeitsgruppe Umweltstatistik – ARGUS (Martin Barghoorn, Angelika Elsholz, Andreas Riehl, Axel Röck, Jürgen Schulz), Technische Universität Berlin; Im Auftrag der Senatsverwaltung für Stadtentwicklung und Umweltschutz.
- Die Bundesregierung (2007) *Elemente einer Rohstoffstrategie der Bundesregierung*.
- Ehrig, H.-J. & Brinkmann, U. (1998) *Verbundvorhaben Deponiekörper – Zusammenfassender Abschlussbericht zum Arbeitsgebiet Siedlungsabfälle (Teilvorhaben 3 – 7)*. RWTH Aachen, TU Dresden, TU Hamburg Harburg, Universität Stuttgart, BUGH Wuppertal, Abfallwirtschaft und Altlastensanierung im Umweltbundesamt, Bundesministerium für Bildung, Wissenschaft, Forschung und Technologie, Berlin.
- Rettenberger, G. (2010) *Urban Mining – alternative Ressourcenquelle*. Ingenieurgruppe RUK, FH Trier, Fachkongress für urbanen Umweltschutz, Iserlohn.

Der lange Weg zur ressourcenoptimierten Klärschlammbehandlung

U. Frei, C. Christen & A. Rothbart
Rytec AG, Münsingen, Schweiz

KURZFASSUNG: Der bevölkerungsstärkste Kanton der Schweiz hat sich zum Ziel gesetzt, trotz des Ausbringungsverbots in die Landwirtschaft den Klärschlamm sowohl energetisch als auch stofflich optimal zu nutzen. Die notwendigen Anpassungen der heutigen Entsorgungsstrukturen wurden in einem offenen Dialogverfahren der bisherigen Entsorger erarbeitet und eine optimale Lösung für den ganzen Kanton Zürich ermittelt: Die über 60 Abwasserreinigungsanlagen werden ihren Klärschlamm in einer neu zu erstellenden, zentralen Monoverbrennungsanlage auf dem Standort des größten Klärwerks im Kanton entsorgen. Die leicht positive Wärmebilanz erlaubt es, auf dem Standort diverse Prozesse mit Wärme zu versorgen. Auch für eine spätere direkte Aufarbeitung der Klärschlammasche zu einem gut pflanzenverfügbaren Dünger sind bereits Platzreserven eingeplant.

Der gesamte Entscheidungsfindungsprozess wurde professionell begleitet. In der intensiven Phase der Lösungsdiskussion erteilte die Aufsichtsbehörde einen Moderationsauftrag an ein externes Büro, die Rytec AG. Die Aufgabe war, die Fakten und Interessen der Akteure abzufragen, die Positionen zusammenzubringen und in intensiven Workshops konstruktive Lösungsansätze zu erarbeiten. In der Phase der technischen Bearbeitung erarbeiteten die Ingenieure der Rytec AG drei der fünf Standortstudien im Auftrag der jeweiligen Betreiber und entwickelten die Werkzeuge für Vergleich und Sensitivitätsanalysen.

1 EINLEITUNG

Seit dem 1. Oktober 2006 darf in der Schweiz kein Klärschlamm mehr in die Landwirtschaft ausgebracht werden. Der Schlamm muss thermisch mineralisiert werden. Aktuell wird der Klärschlamm getrocknet und in Zementwerken verbrannt oder in entwässerter Form in Müllverbrennungsanlagen mitverbrannt. Der Phosphor im Klärschlamm stellt laut (Binder et al. 2009) ein grosses Potential für die Verringerung der Mineraldünger-Importe dar. Auf den heutigen Entsorgungswegen geht das Düngepotential verloren.

So erscheint es sinnvoll, den Verwertungsweg kritisch zu überdenken und nach Alternativen zu suchen. In der EU laufen große Forschungsvorhaben zur optimalen Phosphorrückgewinnung. Der Kanton Zürich schafft sich im Jahr 2007 mit der Forderung nach der „Rückgewinnbarkeit“ (Kanton Zürich 2007) die rechtlichen Voraussetzungen, dass zukünftige Rückgewinnungsverfahren einfach implementiert werden können.

Die organischen Anteile im Klärschlamm sind eine Quelle erneuerbarer Energie. Dies muss für die Gestaltung der zukünftigen Lösung berücksichtigt werden, so dass „die im Klärschlamm enthaltene erneuerbare Energie (...) wirtschaftlich genutzt werden“ kann (Kanton Zürich 2007).

2 GRUNDIDEE: DEN PHOSPHOR VERFÜGBAR HALTEN

Da absehbar ist, dass in naher Zukunft noch kein großtechnisch erprobtes Verfahren zur Phosphorrückgewinnung aus Klärschlamm oder Klärschlammasche die Wirtschaftlichkeitsgrenze der Primärphosphate erreichen wird (Hermann 2009), hat sich der Kanton Zürich das Ziel gestellt, die Klärschlammbehandlung in einer Weise neu zu organisieren, dass neben der energetisch optimalen Verwertung zu konkurrenzfähigen Preisen eine spätere Rückgewinnbarkeit des Phos-

phors gegeben ist. Damit werden die heutigen Wege in die Zementwerke und Müllverbrennungsanlagen ausgeschlossen. Im ersten Fall würde der Phosphor auf lange Zeit in die Bausubstanz eingeschlossen, im zweiten landet der Nährstoff in den Verbrennungsrückständen und damit stark verdünnt auf den Deponien. Der Ausweg zeigt klar in Richtung Klärschlamm-Monoverbrennungsanlagen, da die über 60 Abwasserreinigungsanlagen (ARA) des Kantons mit wenigen Ausnahmen den Phosphor mit Komplexbildnern ausfällen und eine direkte Rückgewinnung auf der ARA mit großen Umbauten für die biologische Phosphorelimination in meist schon beengten Platzverhältnissen verbunden wäre.

3 IST-SITUATION: TEURE UND KOMPLEXE ENTSORGUNGSWEGE

Der Widerstand einiger Gemeinden als Antwort auf die behördliche Zuweisung (Kanton Zürich 2003) zu den bestehenden Entsorgungsanlagen verdeutlichte die erheblichen Preisunterschiede. Eine transparente Kostenrechnung aller spezialisierten Klärschlamm-entsorgungsanlagen zeigte, dass einige Anlagen die eigenen spezifischen Kosten für die Klärschlammverwertung unterschätzt hatten. Die (hohen) Anlieferpreise lagen teilweise unter den Selbstkosten.

Die jährlichen Defizite einer Trocknungsanlage, die – mit dem Ziel der direkten Düngerherstellung aus Klärschlamm – sauber granulierten, mit Erdöl auf 95% TS getrockneten Klärschlamm produziert und diesen heute kostenpflichtig in einem Zementwerk entsorgen muss, zeigen, dass die damals beste Infrastruktur den heutigen Anforderungen nicht mehr entspricht.

Die bestehenden Monoverbrennungsanlagen im Kanton setzen Klärgas oder Heizöl ein, um die Verbrennung aufrecht zu erhalten. Die Massnahmen zur weitgehenden Energienutzung sind je nach Standort ebenfalls mit hohen spezifischen Kosten verbunden.

Daraus ist ersichtlich, dass unter den neuen Rahmenbedingungen für die rund 100.000 Jahrestonnen entwässerten Klärschlamm im Kanton Zürich eine Lösung gefunden werden musste.

4 VISIONEN FÜR DIE ZUKUNFT UND PRAGMATISCHE LÖSUNGSORIENTIERUNG

In einem offenen Dialogverfahren gab sich die vom Kanton eingeladene Planungsgruppe der Klärschlammverwerter (Direktoren und Betriebsleiter der entsprechenden Anlagen) in einem Leitsatz das Ziel „Für den Kanton Zürich einen Weg für eine zuverlässige und ökologische Klärschlammverwertung zu konkurrenzfähigen Preisen“ aufzuzeigen. Bemerkenswert ist es in diesem Zusammenhang, dass insbesondere die kommunalen Entsorger sehr konstruktive Lösungsansätze einbrachten. Sie betonten auch immer wieder, dass die weitergehende Klärschlammbehandlung eine nicht zu unterschätzende Aufgabe sei. Durch die starken Geruchsemissionen, die Rückbelastungen in den Abwasserreinigungsprozess, die stark abrasiven Eigenschaften (rund 50% mineralische Trockensubstanz) sei die Klärschlammbehandlung eine schwierige Aufgabe, die für kleine Mengen sehr material- und personalintensiv und damit teuer ist. Nach intensiven Arbeiten und parallelen Abklärungen, ob die Forderungen des Kantons nicht auch auf anderem Weg zu erreichen wären, beschließt die Planungsgruppe, eine möglichst große und zentral gelegene Monoverbrennungsanlage für Klärschlämme vorzuschlagen.

Die Klärschlammmasche kann entweder zur direkten Phosphorverwertung weitergegeben werden oder in geeigneten Deponiekompartimenten als Mono-Charge eingelagert werden. So können spätere Generationen beim Erreichen der Wirtschaftlichkeitsschwelle für die Phosphorrückgewinnung aus Klärschlammmasche auf diese anthropogenen Lagerstätten zurückgreifen.

Die Hoffnungen auf der energetischen Seite, dass durch eine Vortrocknung des Klärschlammes mit Abwärme aus der Müllverbrennung (< 50 °C Kondensationskreislauf nach der Turbine) die chemische Energie im Klärschlamm „veredelt“ werden könne, hat sich durch die sehr schwierigen Betriebserfahrungen der Niedertemperatur-Trocknungsverfahren (große Volumenströme mit stark geruchsbelasteter Trocknungsluft) weitgehend zerschlagen. Insbesondere eine zentrale Niedertemperaturtrocknung der rund 300 Tonnen/Tag Klärschlamm hätte wegen der großen umgesetzten Luftmengen nicht in zentraler Lage errichtet und betrieben werden können. Die kaum beherrschbaren Geruchsemissionen solcher Verfahren mitten im Siedlungsgebiet hätten sehr schnell zu Klagen geführt, bzw. die Abluftreinigung hätte sehr teuer gewährleistet werden müssen (KEZO 2008).

Allenfalls wäre eine dezentrale Vortrocknung in Kleinmengen eine Möglichkeit den organischen Anteil im Klärschlamm als CO₂-neutrale Energie zu nutzen. Allerdings muss – damit die Forderung nach einer „ökologischen Klärschlammverwertung“ erfüllt ist – unbedingt auf die Trocknung mit fossilen Energieträgern verzichtet werden.

5 ERKENNTNISSE AUS DEM DIALOGPROZESS

Die diversen Workshops ermöglichten den Abgleich der Interessen und förderten den Erfahrungsaustausch. Experten brachten zusätzliche Fachkompetenz in den Planungsprozess ein. Die Planungsgruppe entwickelte eine Vision, schuf sich die technischen Grundlagen und damit eine Vertrauensbasis für die Diskussion der Varianten, die als solide, gemeinsam getragene Vorschläge den politischen Entscheidungsträgern vorgelegt werden konnten.

Für Fragestellungen, die über das Erfahrungswissen der Planungsgruppenmitglieder hinausgingen, wurden in 3 inhaltlich gut koordinierten Teilprojekten die folgenden Punkte bestätigt:

- Klärschlammasche kann auf herkömmlichen Deponien gesondert abgelagert werden.
- Die Energiebilanz optimierter Verwertungswege sollte einen Überschuss ausweisen.
- Die Faulung des Klärschlamm auf den Zürcher ARA schafft einen grossen Nutzen.

Der Planungsprozess und die Workshops haben eine Reihe wichtiger Erkenntnisse ergeben, die insbesondere für die politische Kommunizierbarkeit von großer Bedeutung sind:

- Es besteht dringender Handlungsbedarf im Kanton Zürich.
- Die Realisierung von Entsorgungsanlagen braucht 4 – 5 Jahre. Die Bildung von Trägerschaften wird 3 – 4 Jahre in Anspruch nehmen, kann aber parallel zur Planungsphase erfolgen.
- Die Wirtschaftlichkeit einer Entsorgungsanlage verbessert sich mit der Grösse.
- Mit sauberer Fremdenergie (z.B. Abwärme für die Vortrocknung) kann Klärschlamm energetisch optimal genutzt werden.
- Mengenmäßig und verarbeitungstechnisch bedingt, darf nur ausgefalter, entwässerter Klärschlamm in der Schlammverwertungsanlage angeliefert werden.
- Die Transporte werden kosten- und umweltmäßig oft überschätzt, die Logistik ist oftmals hauptsächlich eine organisatorische Herausforderung (ZAV 2008).

6 STANDORTSUCHE MIT VORGEGEBENEM KRITERIENRASTER

Nach einer Phase der Zurückhaltung, sich für eine zentrale Entsorgungsanlage „zur Verfügung“ zu stellen, entstand bald ein echter Standortwettbewerb unter 5 interessierten Entsorgern. Um die individuellen Vorteile der möglichen Alternativen zum Ausdruck zu bringen, musste im Planungsgremium ein klarer Kriterienkatalog mit Punkteskala und Gewichtung geschaffen werden, der in der Form einer Nutzwertanalyse die Standorte vergleichbar machte. Neben der grundsätzlichen Machbarkeit an einem Standort waren die folgenden Elemente nachzuweisen:

- Wirtschaftlichkeit: prognostizierte Vollkosten für 1 Tonne entwässerten Klärschlamm unter Einbezug der Energieerlöse, Betriebsmittelkosten, Entsorgungskosten der Asche, etc.
- Energienutzung: Jahresmenge genutzte Energie (Strom/Wärme).
- CO₂-Bilanz: Ausstoß/Einsparung an Klimagasen, umgerechnet auf CO₂-Äquivalente.
- Transportaufwand: Jahrestonnenkilometer und LKW-Stunden für Klärschlammtransporte.
- Platzreserven: Arealverfügbarkeit für (a) eine direkt anschließende Ascheaufbereitung und (b) den Ersatz der Verbrennungsanlage am Ende der Lebensdauer.

Diese Kriterien konnten nur mit individuellen Studien in großer Detailtiefe verlässlich bewertet werden. Die Arbeiten unter den Standorten wurden eng koordiniert, die bearbeitenden Ingenieure pflegten den direkten Austausch von Informationen und Berechnungsgrundlagen. Damit konnte die Vergleichbarkeit sichergestellt werden.

In der technischen Bearbeitung konnten die beteiligten Ingenieure der Ryttec AG und CPM Partner die Standortprojekte planerisch laufend optimieren. Aus den Vergleichen und Diskussionen resultierte eine stark verbesserte Wirtschaftlichkeit in allen Projektvarianten.

7 ÜBERLEGUNGEN ZUM ENTSCHEIDUNGSFINDUNGSPROZESS

Am Anfang des Dialogprozesses war eine Einigung auf ein Konzept mit nur einem Standort kaum denkbar, da insbesondere historische Vorbehalte gegenüber einzelnen Körperschaften vorhanden waren. Im Lauf der Diskussionen ließen sich solide Grundlagen bilden, die eine solche Lösung nicht nur intelligent sondern auch erstrebenswert erscheinen ließen. Sehr wichtig war die intensive Vorbereitungsphase: In Einzelinterviews wurden die Sichtweisen der Klärschlamm Entsorger detailliert abgefragt. Anhand einer Liste von „Klärschlamm-Fakten“ wurden in einem ersten Workshop ein gemeinsames Verständnis des Gesamtsystems erarbeitet.

Die Prozessmoderation durch einen Nicht-Spezialisten ermöglichte eine sehr offene, inhaltlich unbeeinflusste Diskussion unter den Mitgliedern der Planungsgruppe. Wahrnehmungsunterschiede und Wissenslücken konnten durch den Moderator aufgegriffen und in einen konfliktlosen allseitigen Wissensaufbau umgemünzt werden. Die inhaltliche Vorbereitung für die nächste Arbeitsphase erarbeitete ein Kernteam-Ausschuss im Auftrag der Planungsgruppe. So konnte die Gesamtgruppe bereits konkrete Vorschläge verfeinern, ergänzen oder nötigenfalls korrigieren. Die Bereitschaft, die eigenen Entsorgungsaktivitäten zu Gunsten einer zentralen Lösung aufzugeben, stieg in dem Maße, in dem ein Vertrauen in die Partner wuchs, dass sie diese Aufgabe nicht nur zum eigenen, sondern zu einem allgemeinen Nutzen erfüllen würden.

8 FAZIT UND EMPFEHLUNG: INTERESSEN STATT POSITIONEN

Insgesamt hat der gesamte Entscheidungsfindungsprozess deutlich gemacht, dass auch in technischen Belangen eine faktenbasierte Lösungssuche viel produktiver und zielgerichteter verläuft, wenn die Interessen aller Beteiligten direkt aufgenommen werden können. Die Bedingung dafür ist ein großes gegenseitiges Vertrauen unter den Diskussionsteilnehmern, dass die offen gelegten Interessen nicht zum eigenen Nachteil verwendet werden, sondern als ernst zu nehmende Punkte in den Lösungsdialog einfließen. Es hat sich gezeigt, dass Akteure, die die eigenen Interessen nicht offen legen wollten, in späteren Diskussionsphasen nicht mehr das gleiche Gehör fanden wie die Vertreter einer klar erkenn- und berechenbaren Strategie.

Das in den Dialogprozess investierte Kapital in Form von Sitzungszeit, Kosten für die Moderation und die begleitenden Studien sollte innert kurzer Zeit wieder erwirtschaftet werden können. Im Laufe der Diskussionen und organisatorisch/technischen Optimierungen sind die Entsorgungskosten für den Klärschlamm im Durchschnitt um über 30% gesunken, weil jetzt von einer zentralen Lösung für den ganzen Kanton ausgegangen werden kann.

LITERATUR

- AWEL (2007) *Planung der Klärschlamm Entsorgung im Kanton Zürich 2007 – 2020*. Zürich; Schweiz: Rytec AG, AWEL Zürich (nicht veröffentlicht).
- AWEL (2008) *Minimale Schlammstapelndauer auf ARA bei zentraler Schlamm Entsorgung – Dynamische Simulation der Anlieferungen*: Münsingen; Schweiz: Rytec AG, AWEL Zürich (nicht veröffentlicht)
- Binder, C.R., de Baan, L. & Wittmer, D. (2009) *Phosphorflüsse in der Schweiz. Stand, Risiken und Handlungsoptionen. Abschlussbericht*. Umwelt-Wissen Nr. 0928. Bern; Schweiz: BAFU.
- Hermann, L. (2009) *Rückgewinnung von Phosphor aus der Abwassereinigung. Eine Bestandesaufnahme*. Umwelt-Wissen Nr. 0929. Bern; Schweiz: Bundesamt für Umwelt.
- Kanton Zürich (2003) *RRB 1784/2003: Klärschlamm-Entsorgungsplan*: <http://www.rrb.zh.ch/>.
- Kanton Zürich (2007) *Regierungsratsbeschluss 572/2007: Umsetzung Klärschlamm-Entsorgungsplan – Stand der Umsetzung – Zuweisung der Stadt Zürich – Langfristplanung Kanton Zürich*: dito.
- KEZO (2008) *Evaluierte Klärschlamm Trocknungsverfahren*: Münsingen; Schweiz: Rytec AG, KEZO Kehrreichtverbrennung Zürcher Oberland (nicht veröffentlicht).
- ZAV (2008) *Machbarkeitsstudie und Verkehrsanalyse für Standorte mit Abwärmenutzung aus Müllverbrennungsanlagen*: Münsingen; Schweiz: Rytec AG, ZAV Zürcher Abfallverwertungs-Verbund (nicht veröffentlicht).

„Urban Mining“ vor der Haustüre: Phosphor-Düngemittel aus Klärschlammaschen

H. Mattenberger, J. Gasparin & L. Hermann
ASH DEC Umwelt AG, Wien, Österreich

KURZFASSUNG: Drei wichtige zu erreichende Ziele an der ASH DEC Pilotanlage in Leoben (AT) waren die Optimierung der Anlagenkomponenten, der Beweis deren Tauglichkeit für den Dauerbetrieb sowie die Verfeinerung der chemischen Rezepturen. Zwei bedeutende Anlagen- und Verfahrensadaptationen wurden für einen unterbrechungsfreien Anlagenbetrieb notwendig: Die Umstellung von pelletiertem Material auf unpelletiertes für den Einsatz im thermischen Prozess und die Verwendung eines anderen Rauchgasreinigungssystems. Einschlägige Experimentalkampagnen zeigten, dass die wichtigen Parameter Abreicherung der Schwermetalle und Erhöhung der Phosphorverfügbarkeit für Pflanzen auch beim Scale-up der Labor- und Technikumsversuche erreicht werden konnten. ASH DEC ist damit an der Schwelle zur industriellen Umsetzung und plant für 2011/2012 die Realisierung der ersten industriellen PhosKraft® Anlage in Deutschland mit einer Produktionskapazität 39.000 Tonnen/Jahr Phosphatdünger.

1 EINLEITUNG

1.1 *Fossile, endliche Phosphate*

Phosphor ist ein unersetzlicher und vitaler Baustein jeder Zelle in allen lebenden Organismen. Phosphor ist Träger der Erbinformation, maßgeblich für die Energieversorgung der Zellen und wesentlicher Bestandteil von Knochen und Zähnen. Pflanzen nehmen Phosphor als einen der drei Primärnährstoffe aus dem Boden auf. Die entzogene Menge muss durch Düngemittelgaben ergänzt werden.

Natürliche Phosphatlagerstätten sind endlich. Erstzunehmende Wissenschaftler gehen davon aus, dass es noch in diesem Jahrhundert zu Lieferengpässen mit drastischen Konsequenzen für die globale Nahrungsmittelversorgung kommen kann.

167 Mio. Tonnen Phosphaterz wurde 2008 abgebaut, ein Großteil davon in China, in den USA und Marokko. Allein Marokko beherbergt 60% der Weltphosphatreserven und die staatliche Minengesellschaft OCP kontrolliert 45% des globalen Rohphosphatgeschäfts. Sie teilt sich 76% des weltweiten Handels mit vier anderen Gesellschaften aus Nordafrika, dem Nahen Osten und Russland.

1.2 *Erneuerbare, „unendliche“ Phosphate*

Die am weitesten verbreitete erneuerbare Phosphatquelle in entwickelten Ländern sind etwa 50 Mio. Tonnen Klärschlamm. Klärschlamm ist die Senke für alle Stoffe die in der Kläranlage aus dem Abwasser eliminiert werden. 50% der Schlammproduktion wird noch immer auf landwirtschaftlich genutzte Felder ausgebracht, auch wenn diese Praxis kontrovers diskutiert wird. Fakt ist, dass mit dem Schlamm hunderte von ungenügend erforschten und potentiell toxischen Substanzen auf den Acker kommen, die eine Gefahr für die Nahrungs- und Futtermittelkette darstellen könnten. Je höher die Bevölkerungsdichte und je wirksamer die Abwasserbehandlung ist, desto größer ist die Schlammproduktion.

Immerhin werden bereits 25% des Schlammes in 400 Anlagen weltweit thermisch genutzt. In wohlhabenden Regionen wächst die Energiegewinnung aus Klärschlamm kräftig und einige

Länder, wie z.B. die Schweiz, die Niederlande und Japan, verbrennen bereits jetzt nahezu den gesamten, anfallenden Schlamm. Alle Aschen aus der Verbrennung von kommunalen Klärschlämmen, von Schlämmen aus der Nahrungs- und Futtermittelproduktion, sowie von Schlachtabfällen eignen sich für das Phosphatrecycling mit der ASH DEC Technologie, wobei für letztere ein modifiziertes Verfahren zum Einsatz kommt.

Rund 1 Mio. Tonnen Phosphat kann aus Klärschlamm und Schlachtabfällen allein in Europa gewonnen werden. 630.000 Tonnen gehen zurzeit auf Deponien oder in Baustoffen verloren, wenn Klärschlamm und Fleischknochenmehl als Brennstoff in Kraftwerken und Zementwerken verwertet wird. Zum Vergleich: in Europa werden jährlich rund 313.000 Tonnen Rohphosphat in der einzigen Mine in Finnland abgebaut. Klärschlamm und Schlachtabfälle haben das Potential, die europäische Phosphatproduktion zu vervierfachen.

Im österreichischen Bundesabfallwirtschaftsplan wird klar erwähnt, dass die Rückführung des wertvollen Nährstoffes Phosphor auch ein erklärtes umweltpolitisches Ziel der Bundesregierung ist: „Die Rückgewinnung von Phosphor aus der Asche von Klärschlamm-Monoverbrennungsanlagen wird zukünftig wesentlich an Bedeutung gewinnen. Dadurch kann der Verlust des wertvollen Nährstoffes Phosphor verhindert werden, wodurch in der Folge eine Schonung der stark begrenzten natürlichen Phosphorressourcen mit niedrigen Cadmium- und Urangelhalten erreicht werden kann.“ (Bundesministerium AT 2006).

1.3 Warum Asche als Rohstoff

Unter allen möglichen erneuerbaren Rohstoffen liegt die Phosphatkonzentration in der Asche bei weitem am höchsten, 15 – 30%. Während der Verbrennung wird aus den organischen Substanzen Energie, ein Umstand, den ASH DEC in der 2. Anlagengeneration nutzt. Alle anorganischen Substanzen – 40 – 50% der ursprünglichen Trockensubstanz – verbleiben in der Asche. Damit liegt die Phosphatkonzentration in der Asche ähnlich hoch wie im Rohphosphat.

Darüber hinaus sind die meisten in der Asche enthaltenen Substanzen für Böden und Pflanzen nützlich und nur ein ganz kleiner Teil besteht aus toxischen oder unerwünschten Schwermetallen.

Zwei Aufgaben sind zu lösen, um aus phosphatreicher Asche einen wirksamen Phosphatdünger zu machen:

- Schwermetalle, insbesondere Cadmium und Blei müssen aus der Asche entfernt werden. Wie die Abb. 1 zeigt, enthält der Phosphatdünger aus Asche um zwei Größenordnungen weniger Cadmium als handelsübliche Phosphatdünger.
- Die in der Asche vorherrschenden, hochstabilen Phosphatverbindungen müssen zu weniger stabilen Verbindungen umgewandelt werden, die Pflanzen leicht aus dem Boden aufnehmen können.

P aus Rohphosphat	P aus behandelter Asche
Cadmium⁺⁾	Cadmium
Durchschnittliche Konzentration 7,4 mg/kg	Durchschnittliche Konzentration <0,1 mg/kg
Maximale Konzentration 42,0 mg/kg	Maximale Konzentration 0,4 mg/kg
<small>^{+) Durchschnittliche Konzentrationen in 196 Proben von mineralischen Phosphatdüngern in Europa (Nziguheba, G., and Smolders, E., 2007)}</small>	

Abb. 1: Vergleich der Cadmium-Konzentrationen in Düngern aus Rohphosphat und aus Asche

Nahezu 50% des Schlamms, der in den thermischen Verwertungsanlagen verbrannt wird, endet als Asche, die in den meisten europäischen Ländern als ungefährlicher Abfall eingestuft ist. Aus diesem Grund ist die Asche zu negativen Kosten verfügbar.

ASH DEC und die Deutsche Bundesanstalt für Materialforschung haben ein Verfahren entwickelt, das diese Aufgaben effektiv und zu wettbewerbsfähigen Kosten erfüllt, sogar in Zeiten niedriger Rohphosphatpreise wie im Jahr 2009.

1.4 Der ASH DEC Prozess

ASH DEC betreibt in Leoben eine Pilotanlage zur Erzeugung von Phosphor-Düngemitteln aus Klärschlammaschen (siehe Abb. 2).

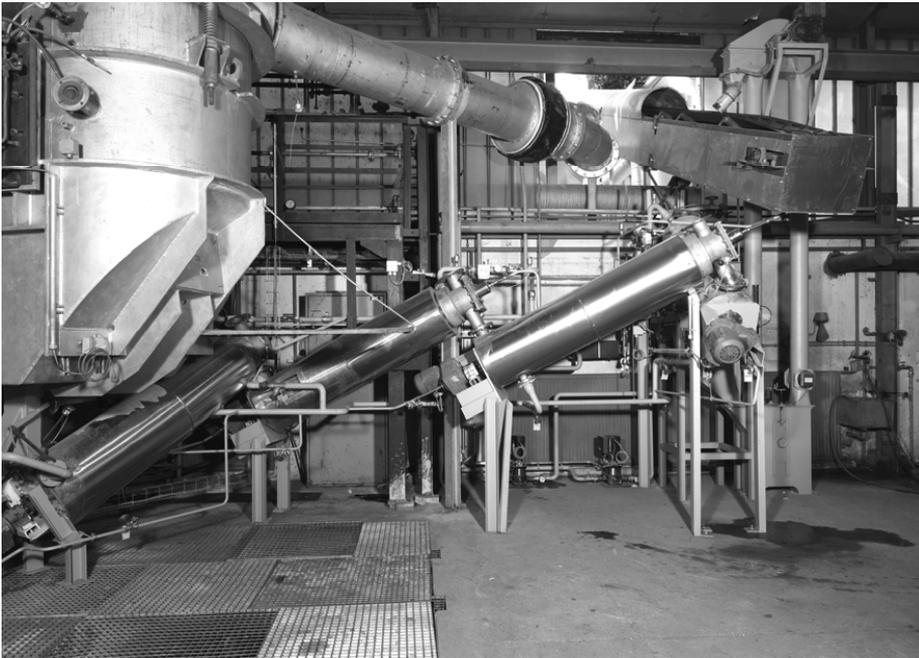


Abb. 2: Anordnung der Kühlschnecken und Absetzkammer

Im Vordergrund steht dabei die fast vollständige Rückgewinnung von Phosphaten, während noch vorhandene organische Verbindungen zerstört und toxische Schwermetalle als Nebenstrom abgetrennt werden. Dabei bedient sich ASH DEC eines thermochemischen Prozesses, der bei rund 1.000 °C geführt wird. Der Asche vorgängig beigemengte Chloridsalze reagieren im heißen Drehrohr mit den Schwermetallen zu flüchtigen Schwermetallchloriden, die das System über das Rauchgas verlassen. Gleichzeitig werden durch die Salzbeigaben die Phosphate in pflanzenverfügbare Verbindungen umgewandelt.

1.5 Die Zielsetzungen bei der ASH DEC Pilotanlage

Die ASH DEC Pilotanlage gliedert sich in die vier Teile Materialaufbereitung, thermischer Prozess, Rauchgasreinigung und Düngemittelherstellung. In Leoben wurde eine Anlage im semi-industriellen Maßstab realisiert, die rund 300 kg/Stunde Asche-Chloridsalz-Mischung durchsetzen kann.

Drei wichtige zu erreichende Ziele waren die Optimierung der Anlagenkomponenten, der Beweis deren Tauglichkeit für den Dauerbetrieb sowie die Verfeinerung der chemischen Rezepturen durch einschlägige Experimentalkampagnen.

2 ERGEBNISSE UND DISKUSSION

2.1 Optimierung der Anlagenkomponenten und Tauglichkeit für den Dauerbetrieb

Zwei bedeutende Anlagen- und Verfahrensadaptationen wurden für einen unterbrechungsfreien Anlagenbetrieb notwendig.

2.1.1 Agglomeration der Asche

ASH DEC setzte zunächst auf eine Agglomeration der feinen Asche-Chloridsalz-Mischung, um die Staubbildung bei Transport und thermochemischer Behandlung im Drehrohr zu minimieren.

Bereits nach kurzer Zeit hatte sich als Hauptproblem für einen störungsfreien Betrieb die Pelletierung herausgestellt. Sie funktionierte über einen längeren Zeitraum nie gleichmäßig, obwohl im Vorfeld des Pilotanlagenaufbaus bereits mehrere Tonnen Material – allerdings chargenweise – pelletiert werden konnten. Bedingt durch den Einsatz hygroskopischer Chloridsalze wirkte sich zudem ein Verkleben des Materials bei längerer Lagerung als massiv behindernd für den kontinuierlichen Prozess aus. Aus diesem Grunde wurde die Produktion auf eine unpelletierte Mischung ohne längere Zwischenlagerung umgestellt. Der offensichtliche Nachteil einer höheren Staubfracht im Abgas wurde in Kauf genommen und seine Auswirkungen auf den Prozess wurden untersucht. Das Problem der erhöhten Staubfracht wird im Industriemaßstab durch konstruktive Maßnahmen am Drehrohr gelöst.

2.1.2 Rauchgasreinigung

Als zweites Hauptproblem entpuppte sich eine Komponente der neu entwickelten Rauchgasreinigungsanlage. Diese hatte ein weitgehendes Chlorid-Recycling zum Ziel, um Betriebskosten sparen zu können.

Die vereinfacht gesehen drei-teilige Anlage besteht aus einem Sprühkühler zur Absenkung der Rauchgastemperatur auf rund 200 °C, einem nachfolgenden Gewebefilter zur Abscheidung der aus dem thermischen Reaktor mitgerissenen Asche und der darauf kondensierten Schwermetalle sowie einem Nasswäscher zur Entfernung der Schadgase HCl und SO_x. Zur Rückgewinnung des Chlorids wurde die Wäscherlösung mit Kalkmilch versetzt und durch Rückführung in den Sprühkühler eingedampft. Dabei kreuzten sich allerdings der Heißgas- und der wässrige Chloridstrom, wodurch keine scharfe Abtrennung des Chloridsalzes im Sumpf des Sprühkühlers möglich wurde. Außerdem neigte auch dieser Anlagenteil zu Anpackungen.

Aus diesem Grund wurde eine rein nasse Rauchgasreinigung temporär parallel installiert (Mattenberger 2009). Auch diese erfüllte die an sie gestellten Anforderungen nicht, sodass ASH DEC sich für die Konstruktion einer weiteren Variante entschied. Vortests belegten, dass Anpackungen vermeidbar werden und die Chloridrückführung auf ein hohes Niveau gesteigert werden kann.

2.1.3 Periphere Aggregate

Tauglich für den Dauerbetrieb erwiesen sich bald schon z.B. die Dosierungs- und Mischvorrichtungen sowie im Laufe der Zeit die spezielle Feuerfestausmauerung des Drehrohres.

2.2 Verfeinerung der chemischen Rezepturen

Belegt durch eine Reihe von Experimentalkampagnen liegen die Schwermetallgehalte im Allgemeinen unter der Kennzeichnungspflicht der österreichischen und deutschen Düngemittelverordnung. Dabei spielen nicht nur die relativen Entfrachtungen eine Rolle, sondern auch die Schwankungen der Schwermetallgehalte in den angelieferten Aschechargen.

2.2.1 Gewählte Parameter

Bei den Versuchen wurden in der Klärschlammascheaufbereitung die Pelletierung sowie die darauffolgend notwendige Kühlung nicht eingesetzt, da das Einsatzmaterial versuchsweise als reine, ungranulierte Mischung in das thermische Aggregat eingebracht werden sollte. Im Zuge der Aschenaufbereitung wurde die Klärschlammasche zunächst mit dem für die nachfolgende Schwermetallentfrachtung erforderlichen Additiv (Cl-Donator) MgCl₂ gemischt (Kelz 2009).

Das Additiv MgCl₂*6H₂O (kurz: MgCl₂) wurde gewählt, obwohl im Vergleich zu CaCl₂ niedrigere Cu- und Zn-Entfrachtungsraten zu erwarten waren, wie in vorgängigen Versuchen an einem kleinen Batch-Drehrohr gezeigt wurde. Allerdings sind aufgrund der neuen deutschen Düngemittelverordnung (Bundesgesetzblatt 2008) die ehemals strengen Grenzwerte für Cu und Zn nicht mehr relevant. Gleichzeitig zeigte MgCl₂ bei der P-Verfügbarkeit im Allgemeinen bessere Werte.

Die Additivierung wurde mit 150 g Cl/kg KSA vergleichsweise hoch angesetzt, da aufgrund des ungranulierten Materials und des suboptimalen Ofendesigns in der Pilotanlage mit einem

beschleunigten Austrag des Additivs (genauer gesagt, dessen Abbauproduktes HCl) aus dem Bett gerechnet werden musste, was die Schwermetallentfrachtung negativ beeinflussen würde.

Die Temperatur wurde mit 1.050 °C festgelegt, der Durchsatz belief sich auf 300 kg FS/Stunde.

2.2.2 Entfrachtungen

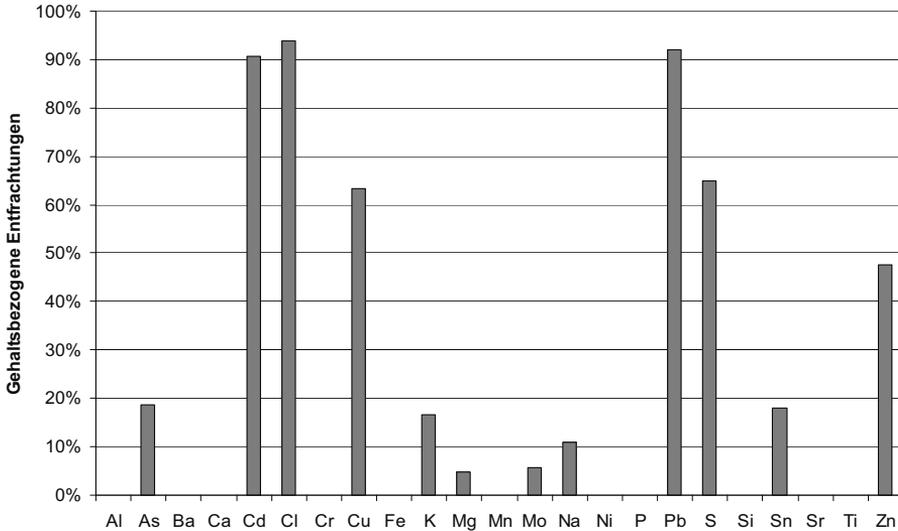


Abb. 3: Erzielte Entfrachtungen im Produkt

Die gehaltsbezogenen Entfrachtungen der Schwermetalle Cd und Pb liegen im Bereich von 90 – 95% (siehe Abb. 3). Cu wird mit rund 65% entfrachtet. Bei Cr und Ni werden keine Entfrachtungen erzielt. Zn zeigt eine Entfrachtung von knapp 50%.

Der Nährstoff P wird nicht entfrachtet. Bei K ist lediglich eine Entfrachtung von rund 15% zu beobachten.

2.2.3 Massenbilanz

Durch den Einsatz von ungranuliertem Material wurden rund 20% des eingesetzten Materials als Feststoff in die Rauchgasreinigung ausgetragen. Jeweils rund die Hälfte dieser Aschen wurde in der Quenche als Quenchprodukt und im Gewebefilter als Gewebefilterstaub abgeschieden. Das Quenchprodukt kann aufgrund seiner Schwermetallgehalte zwar nicht dem Produkt, jedoch wiederum dem Einsatzmaterial zugeschlagen werden. Somit resultiert lediglich ein Massenstrom in den Gewebefilter von 10% als außerhalb der bestehenden Anlage weiter zu behandelnder Materialstrom.

Dieser Massenstrom kann durch eine optimierte Drehrohrbauform weiter gesenkt werden.

2.2.4 Elementmassenbilanzen

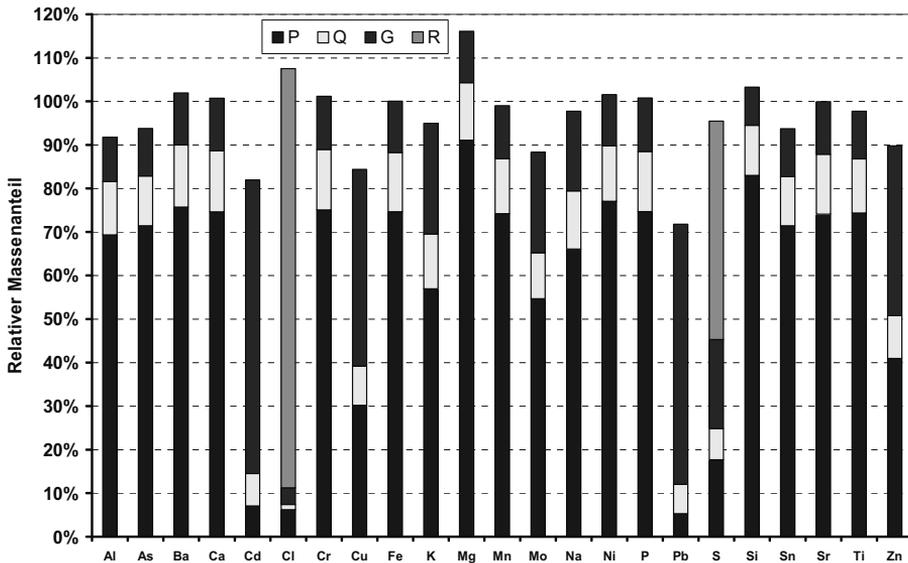


Abb. 4: Elementmassenbilanzen; P = Produkt, Q = Quenchprodukt, G = Gewebefilterstaub, R = Rauchgas

Die Elementmassenbilanzen (siehe Abb. 4) schließen bei den meisten Elementen und Versuchsbedingungen zufriedenstellend im Bereich von 90 – 110%. Die Elementmassenbilanzen zeigen klar den Gewebefilterstaub als gewünschte Schwermetallsenke des Prozesses.

3 ZUSAMMENFASSUNG UND AUSBLICK

ASH DEC ist damit an der Schwelle zur industriellen Umsetzung und plant für 2011/2012 die Realisierung der ersten industriellen PhosKraft® Anlage in Deutschland mit einer Produktionskapazität von 39.000 Tonnen/Jahr Phosphatdünger.

LITERATUR

- Bundesgesetzblatt (Bundesgesetzblatt Deutschland) (2008) *Verordnung über das Inverkehrbringen von Düngemitteln, Bodenhilfsstoffen, Kultursubstraten und Pflanzenhilfsmitteln (Düngemittelverordnung – DüMV)* vom 16. Dezember 2008, Jahrgang 2008 Teil I Nr. 60, ausgegeben zu Bonn, Deutschland, am 19. Dezember 2008.
- Bundesministerium AT (Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft) (2006) *Bundes-Abfallwirtschaftsplan 2006*. ISBN: 3-902 010-70-3, Wien, Österreich.
- Kelz, J., Brunner, T. & Mattenberger, H. (2009) *Abreicherung von Schwermetallen aus Klärschlamm- asche in der Pilotanlage der ASHDEC Umwelt AG*. Projektinterner Bericht in Zusammenarbeit mit Bioenergy 2020+, Graz (AT).
- Mattenberger, H., Vogel, C., Gasparin, J. & Baldermann, T. (2009) *Abreicherung von Schwermetallen aus Klärschlamm- asche in der Pilotanlage der ASHDEC Umwelt AG – Test einer nassen Rauchgasreinigung*. Projektinterner Bericht in Zusammenarbeit mit der BAM, Berlin (D).

Verbrennungsrückstände – Charakterisierung und Nutzung

M. Mocker, I. Löh & F. Stenzel

ATZ Entwicklungszentrum, Sulzbach-Rosenberg, Deutschland

KURZFASSUNG: In Deutschland fallen jährlich etwa 32 Mio. Mg Verbrennungsrückstände an, die vorrangig aus der Kohle- und Abfallverbrennung stammen. Diese Rückstände enthalten seltene Metalle oder wichtige Minerale, die es aufgrund der absehbaren Rohstoffverknappung zurück zu gewinnen gilt. Derzeit findet noch zu häufig eine eher unspezifische Verwertung der Rückstände im Straßen-, Wege- oder Deponiebau sowie im Bergversatz statt.

Um Wertstoffe in der gewünschten Form aus Verbrennungsrückständen zu gewinnen, müssen die Rückstände in der Regel mit thermischen oder chemischen Verfahren nachbehandelt werden. Zur Optimierung der Wertstoffrückgewinnung sind Modifikationen an den Feuerungsanlagen vor allem im Bereich der Rückstandsbehandlung zu erwägen.

Das ATZ Entwicklungszentrum betreibt ein Feuerungstechnikum zur Untersuchung des Verbrennungs- und Emissionsverhaltens von Biomasse und Abfall. Anhand einer umfassenden Rückstandcharakterisierung werden höherwertige Verwertungsoptionen aufgezeigt und die zugehörigen Verfahren entwickelt oder verbessert.

1 EINLEITUNG

Die Verknappung von Ressourcen zählt zu den bestimmenden globalen Trends der Zukunft. Wichtige Metalle und Minerale werden nur noch für wenige Jahrzehnte leicht verfügbar sein, konzentrieren sich auf wenige Länder oder Unternehmen oder sind nicht durch andere Einsatzstoffe substituierbar. Daher gewinnt die Recyclingwirtschaft zunehmend an Bedeutung.

Verbrennungsrückstände stellen eine geeignete Sekundärrohstoffquelle dar. Sie können einerseits im Baustoffsektor eingesetzt werden, was manchmal eine nur unbefriedigende Verwertungsform darstellt. Wenn möglich, sollten die enthaltenen Wertstoffe einer spezifischen Verwendung zugeführt werden. Allerdings sind diese Wertstoffe nicht ohne weiteres verfügbar. Um Metalle als Rohstoffe zurück zu gewinnen oder z.B. phosphorhaltige Minerale als Nährstoffe nutzbar zu machen, sind spezielle Behandlungsverfahren nötig.

2 ANFALLENDE MENGEN

In Deutschland fallen jährlich rund 32 Mio. Mg Verbrennungsrückstände an, davon 25 Mio. Mg aus der Kohleverbrennung, 6 Mio. Mg Schlacken und Stäube aus der Abfall- und Ersatzbrennstoffverbrennung, ca. 708.000 Mg Aschen aus der Biomasseverbrennung (inklusive Hausbrand) sowie 243.000 Mg Rückstände aus der Klärschlammverbrennung (VGB 2010, Reichenberger 2008a, Obernberger 2001, Mantau 2006, Mantau 2007, Mantau 2009). Abb. 1 stellt die mengenmäßige Verteilung der Verbrennungsrückstände dar.

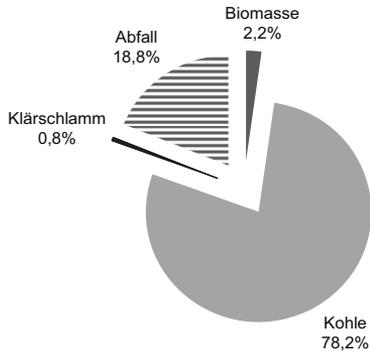


Abb. 1: Prozentuale Herkunftsverteilung der Rückstände aus deutschen Verbrennungsanlagen (Gesamtaufkommen 32 Mio. Mg)

3 AKTUELLE VERWERTUNGSWEGE

3.1 Rückstände aus der Kohleverbrennung

Rückstände aus der Kohleverbrennung werden zu fast 100% einer Verwertung zugeführt. Reststoffe aus Steinkohlekraftwerken finden nahezu vollständig in der Bauindustrie Verwendung, speziell die Flugaschen werden dem Beton zugesetzt. Rückstände aus der Braunkohleverbrennung werden zu knapp 70% in den Tagebau als Rekultivierungsmaterial zurückgeführt, der REA-Gips aus der Rauchgasreinigung geht zu etwa 90% in die Gips- und Zementindustrie (Reichenberger 2008b, VGB 2010).

3.2 Rückstände aus der Abfallverbrennung

Für Sekundärabfälle aus Müllverbrennungsanlagen (MVA) bestehen vielfältige Entsorgungsoptionen (Thomé-Kozmiensky 2008). Bei den Rostaschen dominierte bisher die Verwendung im Straßenbau, inzwischen kommt jedoch der Verwertung im Deponiebau die größte Bedeutung zu (Fehrenbach 2008, Gleis 2010). Normalerweise erfolgt eine Abtrennung von unverbrannten Grobteilen und Eisenschrott. Eine Rückgewinnung von NE-Metallen fand zumindest bis zum Jahr 2006 noch nicht flächendeckend statt (UBA 2008).

Die stärker mit Schadstoffen belasteten Filterstäube werden fast ausnahmslos im so genannten Bergversatz entsorgt (CEWEP 2008, IFEU 2008). Wertvolle Inhaltsstoffe, z.B. seltene Metalle, werden durch diese Verwertungspraxis allerdings kaum wiederbringlich eingelagert.

3.3 Rückstände aus der Biomasseverbrennung

Den größten Teil der Aschemenge stellen Rückstände aus der Altholzverbrennung (74%) dar, die höhere Schwermetallgehalte und niedrigere Nährstoffgehalte als Aschen aus der Verbrennung von naturbelassenem Holz aufweisen. Die letztgenannten Rückstände werden heute bereits zum Teil als Nährstoffe verwertet. Wegen ihres hohen Kalkgehalts werden sie außerdem zur Bodenverbesserung auf landwirtschaftlichen Flächen oder auf forstliche Standorte ausgebracht. In der gemischten Grob- und Zyklonasche sind durchschnittlich 80 – 95% der gesamten durch den Brennstoff zugeführten Pflanzenhauptnährstoffe (Ca, Mg, K, P) enthalten (Kaltschmitt 2009). Wenig kontaminierte Biomasseaschen werden außerdem im Landschafts-, Straßen- und Forstwegebau, als Zuschlag- oder Rohstoff in der Zement- oder metallurgischen Industrie sowie als Chemikalienrohstoff verwertet.

Flugaschen und Filterstäube sind wegen ihrer erhöhten Schadstoffgehalte insbesondere der Elemente Arsen, Blei, Cadmium und Zink gemäß Düngemittelverordnung (DüMV) von einer hochwertigen Verwendung als Pflanzendünger ausgeschlossen (Geiger 2008). Diese Rückstände werden, ebenso wie viele Grobaschen aus der Altholzverbrennung, entweder im Bergversatz

verwertet oder deponiert. Die baustoffliche Verwertung von Biomasseaschen gewinnt nur langsam an Bedeutung. Zur Reduktion der Schwermetallgehalte und insbesondere des Chrom(VI)-Eluatwertes, der auch bei der Verbrennung von Waldfrischholz erhöht sein kann, wurden Nasentaschungsverfahren sowie thermische und chemische Nachbehandlungen untersucht (Raab 2005).

3.4 Rückstände aus der Klärschlammverbrennung

Der größte Anteil an Klärschlammaschen wird derzeit deponiert (Adam 2008). Gegenüber der früher üblichen bergbaulichen Verwertung als Versatz oder Mörtel stellt dies eine günstigere anthropogene Lagerung dar. Die aus der Deponie leichter rückholbaren Rückstände enthalten nämlich im Mittel ca. 6,2% Phosphor (Reichenberger 2008a) und wären wegen dieser Konzentration, die im Bereich natürlicher Phosphaterze liegt, für eine höherwertige Verwertung prädestiniert. Das Potenzial zur Rückgewinnung von Phosphor aus Klärschlammasche wird – unter Annahme einer deutlichen Ausweitung der Monoverbrennung von Klärschlamm – auf etwa 49.000 Mg Phosphor pro Jahr geschätzt und bildet damit die mit Abstand bedeutendste Quelle zur Rückgewinnung dieses Elements (Montag 2005). Klärschlammaschen sind zwar nach geltendem Recht als Ausgangsstoff für bestimmte Düngemittel zugelassen, allerdings überschreiten die in den Aschen enthaltenen Schwermetallkonzentrationen oftmals die Grenzwerte der Düngemittelverordnung (Adam 2008). Zudem könnten sich erhöhte Eisengehalte in Klärschlammaschen nachteilig auf die Pflanzenverfügbarkeit von Phosphor auswirken, da dieser Effekt auch bei direkter Klärschlammdüngung auftritt (Römer 2002, Römer 2003).

4 CHARAKTERISIERUNG AUSGEWÄHLTER VERBRENNUNGSRÜCKSTÄNDE

Um eine höherwertige Verwertung anzustreben, ist eine umfangreiche Charakterisierung der Verbrennungsrückstände notwendig. Diese werden nach einschlägigen Entsorgungsvorschriften, wie z.B. Düngemittelverordnung (DüMV), Deponieverordnung (DepV) oder Versatzverordnung (VersatzV) beurteilt. Für die Verwendung der Rückstände ist neben der elementaren Zusammensetzung aber auch die Kenntnis der chemischen Bindungsform wichtig, da sie beispielsweise Aufschluss über die Pflanzenverfügbarkeit von Nährstoffen gibt.

Das ATZ Entwicklungszentrum betreibt ein hauseigenes Verbrennungstechnikum, um das Verbrennungs- und Emissionsverhalten neuartiger Brennstoffe zu untersuchen. Dort werden Verfahren und Werkstoffe für Feuerungssysteme und Abgasreinigungsanlagen entwickelt und optimiert. Darüber hinaus erfolgt eine umfassende Rückstandsanalytik, unter anderem mittels Rasterelektronenmikroskopie, Röntgendiffraktometrie und simultaner Thermoanalyse. Auf dieser Basis kann anschließend eine Verwertungsempfehlung gegeben werden.

In den Feuerungsanlagen des Verbrennungstechnikums wurden bereits die unterschiedlichsten Brennstoffe, wie naturbelassenes Holz, Restholz, Gärreste, Getreidekörner, Klärschlämme (Monoverbrennung) und diverse weitere Abfälle erfolgreich eingesetzt. Tab. 1 zeigt fünf ausgewählte Brennstoffe, die am ATZ Entwicklungszentrum untersucht wurden und hier näher betrachtet werden (Mocker 2010). Die Biomassebrennstoffe Gerstenstroh und Weizenkleie wurden exemplarisch ausgewählt, da sie großes energetisches Potenzial repräsentieren und als biogene Reststoffe keinen Konkurrenzkonflikt mit dem Nahrungsmittelanbau um die Ackerfläche auslösen. Aus dem Abfallbereich stammen Ersatzbrennstoff (EBS), Klärschlamm und so genannter Abfallmix. Bei letzterem handelt es sich um einen synthetisch hergestellten „Normmüll“ mit dem, aufgrund der gezielt zu beeinflussenden Zusammensetzung, inhaltsstoffspezifische Einflussfaktoren auf Verbrennungsverhalten, Emission und Korrosion ermittelt werden können.

Tab. 1: Übersicht ausgewählter Brennstoffe

Brennstoff	Abfallmix	EBS	Klärschlamm	Gerstenstroh	Weizenkleie
Aufbereitungsform	lose	Pellets	Pellets	Pellets	Pellets
Feuerungsprinzip	wassergek. Brennmulde	wassergek. Brennmulde	Rostfeuerung	wassergek. Brennmulde	Wirbel- feuerung

Die Rückstände des eingesetzten Abfallmix sind durch niedrigere Silizium- und Aluminiumwerte als andere MVA-Schlacken gekennzeichnet. Ebenso enthalten sie erhöhte Kaliumwerte aufgrund eines gesteigerten Vegetabilienanteils und erhöhte Chlorwerte durch die Zumischung von PVC-Granulat.

EBS-Aschen eignen sich aufgrund hoher Blei-, Nickel- und Chrom(VI)-Gehalte erwartungsgemäß nicht als Düngemittel. Zudem überschreiten sie die durch das Merkblatt LAGA M19 vorgegebenen Eluatwerte. Sie sind jedoch entsprechend der Deponieklasse II deponiefähig.

Ein besonders hoher Eisenanteil in der Klärschlammasche lässt sich darauf zurückführen, dass die Phosphatfällung in der Kläranlage mit Eisensalzen durchgeführt wurde. Durch die eisenhaltigen Phosphatkomplexe wird eine geringe Pflanzenverfügbarkeit erwartet, da diese mit zunehmendem Fe : P-Verhältnis abnimmt (Römer 2003). Neben Eisen sind auch die Elemente Calcium, Magnesium, Natrium und Kalium in den Phosphatkomplexen vorzufinden. Erhöhte Gehalte an Kupfer und Zink sind für Klärschlämme bzw. Klärschlammaschen typisch. Im untersuchten Rückstand werden die Grenzwerte der Klärschlammverordnung für diese beiden Elemente überschritten. Nach geltender Düngemittelverordnung sind Kupfer und Zink aber nur kennzeichnungspflichtig, so dass einer landwirtschaftlichen Verwertung lediglich eine geringfügige Grenzwertüberschreitung bei Nickel entgegen steht. Die Zuordnungswerte des Merkblatts LAGA M19 werden ebenso wie die Kriterien für Ablagerung nach Deponieklasse II erfüllt.

In der Gerstenstrohasche ist der zwar schnell lösliche aber hochwertige Dünger Kaliumchlorid enthalten. Allerdings wird der uneingeschränkte Einsatz als Düngemittel durch den etwas erhöhten Cr(VI)-Wert verhindert. Dieser könnte jedoch, wie bei Holzaschen, durch eine gezielte thermische Behandlung deutlich gesenkt werden (Brill 2001). Leitfähigkeit, TOC und Cyanid weichen aufgrund des schlechten Ausbrands bei diesem Verbrennungsversuch von den Zuordnungskriterien des Merkblatts LAGA M19 ab, durch eine Optimierung der Verbrennungsführung ist aber eine erhebliche Verbesserung zu erwarten.

Bei der Verbrennung von Weizenkleie erhält man eine als Pflanzennährstoff prädestinierte Asche, die hochwertiges Kaliumphosphat sowie Magnesium und Calcium enthält. Allerdings kommt es durch den niedrigen Schmelzpunkt des stark alkalischen Rückstands zu anlagentechnischen Problemen, wie Verschlackung und Korrosion, die in Folgeversuchen durch den Zusatz von Additiven gemindert werden konnten. Zudem sind die Beurteilungskriterien des Merkblatts LAGA M19 für Kupfer, Nickel und Zink überschritten und hohe Chromwerte im Feststoff enthalten, so dass zur Verwendung als Düngemittel weitere Optimierungs- oder Nachbehandlungsschritte erforderlich sind.

5 FAZIT UND AUSBLICK

Aus der Verbrennung fester Brennstoffe fallen in Deutschland jährlich ca. 32 Mio. Mg Verbrennungsrückstände an. Der größte Teil stammt aus der Kohleverbrennung aber auch die Aschen und Schlacken aus der Abfallverbrennung besitzen einen bedeutenden Anteil.

Die bisher recht unspezifische Verwertung der MVA-Rückstände beruht derzeit vor allem auf dem Straßen-, Wege- und Deponiebau sowie dem Bergversatz. Auch bei Aschen aus der Biomasse differiert die Entsorgung erheblich. Höherwertige Verwertungswege, wie die Rückgewinnung seltener oder hochwertiger Metalle sowie der Einsatz als Düngemittel, bedingen in der Regel eine Nachbehandlung der Rückstände. Die Nutzung als Pflanzendünger erfordert manchmal die Abtrennung von Schadstoffen und eine Umbildung der mineralischen Phasen zur Erhöhung der Nährstoffverfügbarkeit. Metalle müssen durch Trennverfahren aus den Rückständen abgeschieden und, wenn sie in oxidischer Form vorliegen, gleichzeitig reduzierenden Bedingungen ausgesetzt werden.

Zur Optimierung der Verwertung von Verbrennungsrückständen sind Änderungen in der Konfiguration von Verbrennungsanlagen zu erwägen. Abb. 2 zeigt den Vorschlag für ein mögliches Anlagendesign. Es werden sowohl die Rückstände aus dem Abgasweg als auch aus dem Feuerraum in die Verwertung einbezogen.

Eine Umstellung von Nass- auf Trockenentsaschung bietet die Möglichkeit, Kupfer, Eisen und Aluminium leichter und in höherer Reinheit abzutrennen (Martin 2009). Zudem erhält man eine reaktive Schlacke, die beispielsweise zur Aufwertung von Deponie- oder Biogas mittels

BABIU-Verfahren (Bottom ash for biogas upgrading) genutzt werden kann und dadurch einen Zusatznutzen bietet (Mostbauer 2008). Das Reduktionspotenzial von Schlacken könnte in Zukunft ebenfalls gezielt eingesetzt werden. Die ausreagierte Schlacke kann anschließend in der Bau- oder Düngemittelindustrie Verwendung finden. Im Zuge des Trockenausstrags wird auch die stärker mit Schwermetallen belastete Feinfraktion abgetrennt. Diese ließe sich zusammen mit der Flugasche beispielsweise in einer sauren Flugaschewäsche oder in reduzierenden Schmelzverfahren weiter behandeln, um die enthaltenen Metalle zurück zu gewinnen. Hierbei wäre eine Vorentstaubung im Abgaspfad trotz der aufwändigeren Anlagentechnik vorteilhaft. Zum einen würde man die Konzentrationen an flüchtigen Metallen in der Flugasche nicht mit den Rückständen aus der Abscheidung saurer Schadgase verdünnen. Zum anderen wären die aus Calcium- oder Natriumverbindungen bestehenden Reaktionsprodukte aus der heute üblichen trockenen oder quasi-trockenen Abgasreinigung in erheblich geringerem Maße mit Schwermetallen belastet, so dass neben dem Bergversatz auch eine anspruchsvollere baustoffliche Nutzung in Frage käme.

Während in mancher Hinsicht noch Forschungs- und Entwicklungsbedarf besteht, sind andere Bausteine dieses Vorschlags seit Jahren bekannt. Die Verfahren konnten sich in Zeiten billiger Entsorgungsalternativen noch nicht durchsetzen, werden aber bei weiter steigenden Rohstoffpreisen wieder an Bedeutung gewinnen. Auf lange Sicht wird dieses Gesamtkonzept deshalb technisch und wirtschaftlich realisierbar sein.

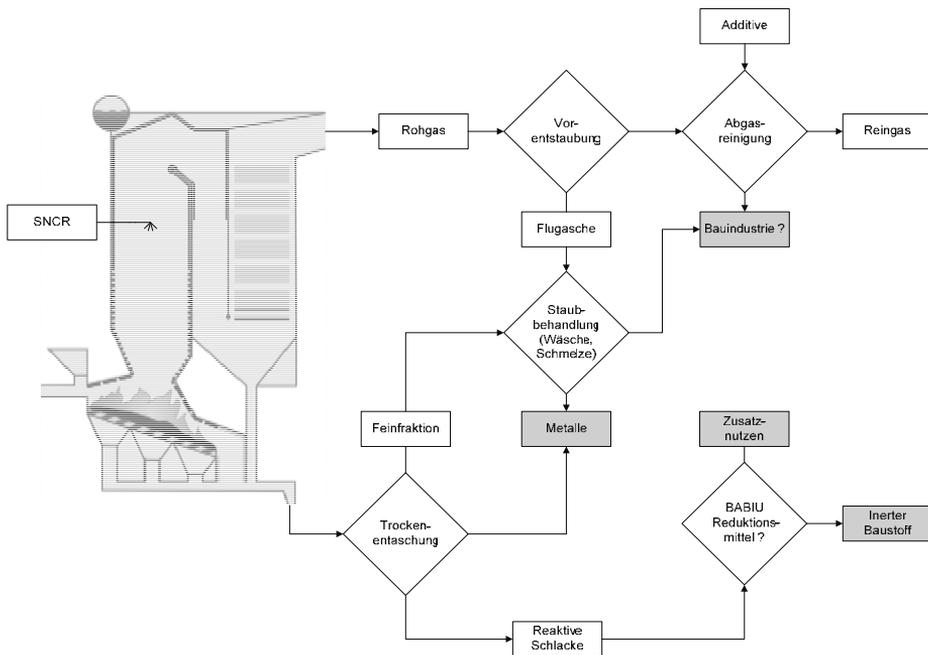


Abb. 2: Modellhaftes Anlagendesign zur Optimierung der Wertstoffrückgewinnung aus Verbrennungsrückständen

LITERATUR

- Adam, C., Brenneis, R. & Simon, F.-G. (2008) Ascheentsorgung – Acker oder Deponie. In: Faulstich, M. & Quicker, P. (Hrsg.): *Verfahren & Werkstoffe für die Energietechnik*, Band 4: Biomasse und Abfall – Regionale Brennstoffe richtig nutzen, Verlag Dornier Printconcept, Sulzbach-Rosenberg, 2008, 227 – 242.

- Brill, S. (2001) *AIF-Vorhaben: Entwicklung von Primär- und Sekundärmaßnahmen zur Senkung des Chrom(VI)-Gehaltes in Rückständen aus Holzfeuerungsanlagen*. Vorhaben-Nr. 12264, Institut für Energie- und Umwelttechnik e. V. (IUTA), Duisburg.
- Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Abfall (2003) *Mitteilung 20 – Anforderungen an die stoffliche Verwertung von mineralischen Reststoffen/Abfällen – Technische Regeln*, Stand 6. November 2003.
- Country Report Germany (2008) *4th CEWEP Congress*, Bordeaux.
- Fehrenbach, H. (2008) Vollständige Verwertung in einer MVA – Bestandsaufnahme und Klimaschutz. In: Bilitewski, B., Urban, A. & Faulstich, M. (Hrsg.). *Tagungsband 13. Fachtagung: Thermische Abfallbehandlung*, München, 45 – 58.
- Geiger, T. (2009) Aschen aus der Biomasseverbrennung. In: *Bayerische Abfall und Deponietage 2008*, <http://www.kumas.de/ShowPage.php?NavRoot=&LangId=0&Pid=24&vstart=0&voffset=>, Zugriff am 08.12.2009.
- Gleis, M. (2010) Verbesserung der umweltrelevanten Qualitäten von Schlacken aus Abfallverbrennungsanlagen – insbesondere aus Sicht des Klima- und Ressourcenschutzes, Vortrag beim Jahrestreffen der ProcessNet-Fachausschüsse *Abfallbehandlung und Wertstoffrückgewinnung und Hochtemperatur-Technik*, Magdeburg, 19. Februar 2010.
- ifeu – Institut für Energie- und Umweltforschung Heidelberg GmbH (2006) *Beitrag der Abfallwirtschaft zur nachhaltigen Entwicklung in Deutschland*. Industrieabfälle, Heidelberg.
- Kaltschmitt, M., Hartmann, H. & Hofbauer, H. (2009) *Energie aus Biomasse*. Springer Verlag, Berlin, Heidelberg, New York.
- Mantau, U. (2009) Holzrohstoffbilanz Deutschland: Szenarien des Holzaufkommens und der Holzverwertung bis 2012. *vTI Agriculture and Forestry Research Sonderheft 327*, 27 – 36.
- Mantau, U. (2007) Holzaufkommen und -verwendung zwischen stofflicher und energetischer Nutzung, Vortrag. *12. Fachtagung Thermische Abfallbehandlung*, München.
- Mantau, U. & Weimar, H. (2006) *Standorte der Holzwirtschaft – Einsatz von Holz in Biomasse- und Holzfeuerungsanlagen, Abschlussbericht, Universität Hamburg, Zentrum Holzwirtschaft*. Arbeitsbereich: Ökonomie der Holz- und Forstwirtschaft, Hamburg.
- Martin, J.J.E., Langhein, E.-C. & Eickhoff, N. (2009) Verwertung von trocken ausgetragenen Aschen/Schlacken aus der Abfallverbrennung. In: Thomé-Kozmiensky, K.J. & Goldmann, D.: *Recycling und Rohstoffe* – Band 2, TK Verlag Karl Thomé-Kozmiensky, Neuruppin 2009, 717 – 727.
- Mocker, M., Löh, I., Stenzel, F. & Deng, P. (2010) Verbrennungsrückstände – Herkunft und neue Nutzungsstrategien. In: Bilitewski, B., Faulstich, M. & Urban A. (Hrsg.) *15. Fachtagung Thermische Abfallbehandlung. Eigenverlag des Forums für Abfallwirtschaft und Altlasten e.V.*, Pirna, 217 – 237.
- Montag, D., Pinnekamp, J., Dittrich, C. & Heil, G. (2005) Phosphor aus Klärschlammaschen. In: *wwt – Wasserwirtschaft Wassertechnik*, Nr. 10, 27 – 32.
- Mostbauer, P. & Lechner, P. (2008) Behandlung von MVA-Schlacke mit Biogas, Deponiegas und H₂-Fermentergas. In: Lorber, K.E., Kreindl, G., Menapace, H., Müller, P., Sager, D. & Wrus, K. (Hrsg.): *DepoTech 2008 Abfallwirtschaft Abfalltechnik, Deponietechnik und Altlasten*, VGE Verlag GmbH, Essen, 1 – 8.
- Obernberger, I. (2001) Aschen und deren Verwertung. In: Kaltschmitt & Hartmann (Hrsg.), *Energie aus Biomasse – Grundlagen, Techniken und Verfahren*. Springer Verlag, Berlin, 412 – 426.
- Raab, K. & Obernberger, I. (2005) Aschezusammensetzung und Ascheverwertung, In: *Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe e.V. Leitfaden Bioenergie – Planung, Betrieb und Wirtschaftlichkeit von Bioenergieanlagen*, Gülzow, 162 – 180.
- Reichenberger, H.-P., Quicker, P., Gleis, M., Mocker, M. & Faulstich, M. (2008a) Feste Rückstände aus Verbrennungsanlagen, Teil I. In: *Müll und Abfall*, Nr. 8, 386 – 393.
- Reichenberger, H.-P., Quicker, P., Gleis, M., Mocker, M. & Faulstich, M. (2008b) Feste Rückstände aus Verbrennungsanlagen, Teil II. In: *Müll und Abfall*, Nr. 9, 568 – 473.
- Römer, W., Samie, I.F., Neubert, M. & Merkel, D. (2003) P-Düngewirkung von Klärschlämmen mit unterschiedlichen Eisengehalten. In: *KA – Abwasser, Abfall: Organ der ATV-DVWK und des Güteschutz Kanalbau*, 476 – 481.
- Römer, W. & Samie, I.F. (2002) Eisenreiche Klärschlämme sind für das P-Recycling im Ackerbau ungeeignet. In: *Wasser und Boden* 54, Nr. 6, 28 – 32.
- Thomé-Kozmiensky, K.J. & Löschau, M. (2008) Aufkommen und Entsorgungswege mineralischer Abfälle am Beispiel der Aschen/Schlacken aus der Abfallverbrennung. In: K. J. Thomé-Kozmiensky, *Recycling und Rohstoffe*, Band 1. TK Verlag Karl Thomé-Kozmiensky, Neuruppin, 173 – 220.
- Umweltbundesamt (Hrsg.) (2008) *Stellenwert der Abfallverbrennung in Deutschland*, Dessau.
- VGB Power Tech e. V. (2010) *Erzeugung und Verwertung von Nebenprodukten aus kohlebefeuerter Kraftwerken in Deutschland im Jahr 2007*. <http://www.vgb.org/NAV.html>. Zugriff am 01. März 2010.

Planung, Bau und Inbetriebnahme einer Flash-Reaktor Pilotanlage

F.M. Dobay, A. Schönberg, A. Werner, N. Delfs & H. Raupenstrauch
 Montanuniversität Leoben, Lehrstuhl für Thermoprozesstechnik, Leoben, Österreich

KURZFASSUNG: In den Stäuben der Eisen- und Stahlindustrie mit hohen Gehalten an Schwermetallen ist vor allem Zink ein interessanter Rohstoff. Der hohe Zinkgehalt resultiert dabei vorwiegend aus dem Einsatz von Automobilschrott in der Stahlindustrie. Aus ökologischer wie auch ökonomischer Sicht ist es sinnvoll, Zink aus den Stäuben zu isolieren und weiter zu verwerten. Eine erfolgsversprechende Prozessschiene zur Rückgewinnung von Zink aus diesen Stäuben ist das sogenannte RecoDust Verfahren. Das grundlegende Verfahrensprinzip beruht auf der Verschlackung der zinkhaltigen Stäube unter Zuhilfenahme eines Brenngases und Sauerstoff. Die Produkte dieses Hochtemperaturprozesses sind zum einen flüssige Schlacke, mit einem hohen Anteil an Metallen und Metalloxiden und zum anderen Abgas, mit dem darin enthaltenen Wertstoff Zink. Die anlagentechnische Umsetzung des RecoDust Verfahrens erfolgt mittels Pilotanlage am Lehrstuhl für Thermoprozesstechnik an der Montanuniversität Leoben. Der sogenannte Flash-Reaktor wurde in Zusammenarbeit mit der voestalpine Stahl GmbH geplant, gebaut und erfolgreich in Betrieb genommen. Im Zuge der ersten Versuchskampagne konnten die Realisierbarkeit des Verfahrens dargelegt, sowie wertvolle Erkenntnisse in Hinblick auf den optimalen Betrieb einer solchen Anlage gewonnen werden.

1 EINLEITUNG

Bei der Entwicklung von Arbeitsprozessen für die Bearbeitung von Metall, Metalloxiden mit Reststoffen, Partikelstaub, sowie Schlacke wird die Berücksichtigung von Umweltbelangen immer wichtiger. Eine Entsorgung dieser Stoffe ist meist kompliziert und kostspielig, weshalb wirtschaftliches Recycling und die Erzeugung von verkaufsfähigen Produkten im Vordergrund stehen. Die Verringerung von Prozesszeiten sowie des Energiebedarfes stehen dabei ebenso im Fokus wie die Flexibilität hinsichtlich der einsetzbaren Materialien.

Die Stäube der Eisen- und Stahlindustrie enthalten hohe Anteile an Schwermetallen, vor allem auch Zink, verursacht durch die vermehrte Einbringung von Automobilschrott in der Stahlindustrie. Sowohl Ökologie als auch Ökonomie sprechen für eine Isolierung und Weiterverwertung von Zink aus diesen Stäuben. Mittels geeigneter Recyclingschiene könnten diese Stäube als wertvolle Rohstoffquelle für Zink dienen. Eine erfolgsversprechende Prozessschiene um Zink aus diesen Stäuben zurückzugewinnen und verwerten zu können ist das sogenannte RecoDust Verfahren (Flash-Reaktor). Zur Umsetzung und Erforschung des Verfahrens wurde in Zusammenarbeit mit der voestalpine Stahl GmbH im Technikum des Lehrstuhls für Thermoprozesstechnik an der Montanuniversität Leoben eine Versuchsanlage (Flash-Reaktor) geplant, errichtet und erfolgreich in Betrieb genommen (Abb. 1).

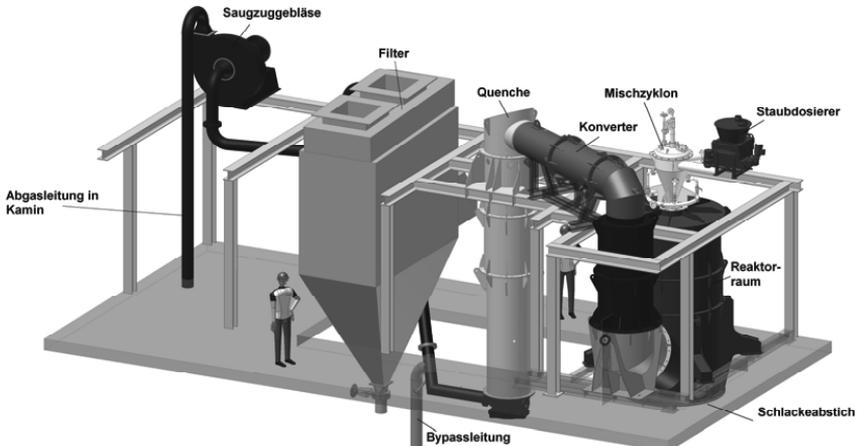


Abb. 1: Flash-Reaktor Versuchsanlage am Lehrstuhl für Thermoprozesstechnik

2 GRUNDLAGEN DES RECODUST VERFAHRENS

2.1 Allgemeine Grundlagen

Man unterscheidet zwei grundlegende Verfahrensvarianten:

- 1-stufiges RecoDust-Verfahren: Reduzierend betriebener Flash-Reaktor und
- 2-stufiges RecoDust-Verfahren: Oxidierend betriebener Flash-Reaktor mit anschließend karbothermischer Reduktion (InduCarb).

Während beim 2-stufigen Verfahren nach dem Flash-Reaktor eine Schlackereduktion in einem induktiv erhitzten Koksbett stattfindet, wird beim 1-stufigen Verfahren (Abb. 2) das entstehende Abgas einer Nachverbrennung (Gaskonverter) zugeführt. Die Versuchsanlage (Flash-Reaktor) am Lehrstuhl für Thermoprozesstechnik basiert auf Grundlage des 1-stufigen Verfahrens, welches nun genauer betrachtet wird.

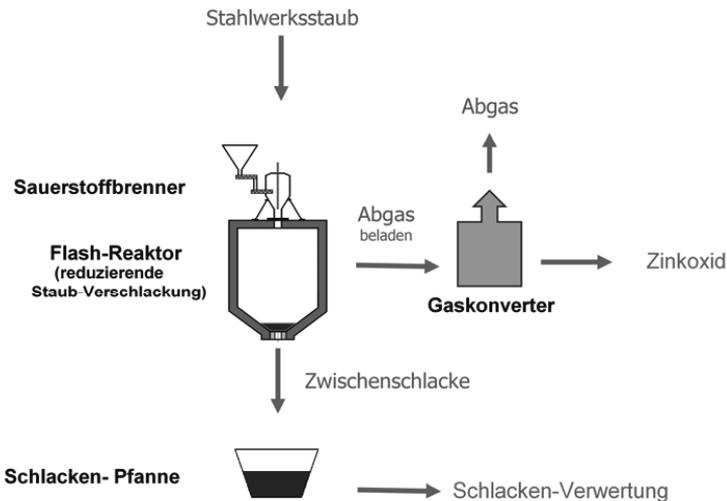


Abb. 2: 1-stufiges RecoDust-Verfahren (reduzierend betriebener Flash-Reaktor)

2.2 Verfahrensprinzip des 1-stufigen RecoDust-Verfahrens

Das Prinzip des 1-stufigen RecoDust-Verfahrens (Flash-Reaktor) beruht auf vier aufeinander folgenden Prozessschritten (Abb. 3).

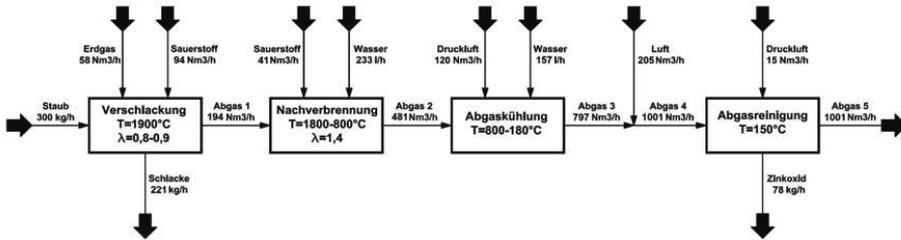


Abb. 3: 1-stufiges RecoDust-Verfahren (Blockfließbild)

Im ersten Prozessschritt findet eine Verschlackung des eingebrachten Staubes unter Verwendung von Sauerstoff und Brenngas (Propan oder Erdgas) statt. Die Produkte dieses Prozessschrittes sind zum einen Schlacke, mit einem hohen Anteil an Metallen und Metalloxiden, und zum anderen das Abgas 1. Hohe Prozesstemperaturen ($\sim 1.900\text{ }^{\circ}\text{C}$) und reduzierende Prozessbedingungen verursachen eine Überführung des im Staub enthaltenen Zinks in die Gasphase, wodurch es in Form von elementarem Zink in das Abgas 1 gelangt. Das Abgas 1 enthält aufgrund der reduzierenden Prozessbedingungen neben Zink aber noch weitere brennbare Bestandteile (H_2 , CO) und muss so einer nachfolgenden Verbrennung (Nachverbrennung) zugeführt werden.

Drei wesentliche Bedingungen werden durch die Zuführung von Sauerstoff und Wasser und den dabei entstehenden oxidierenden Verhältnissen bei der Nachverbrennung (Zweiter Prozessschritt) erfüllt:

- Oxidation der brennbaren Bestandteile (H_2 , CO) im Abgas 1,
- Oxidation von gasförmigen Zink zu festem Zinkoxid (ZnO) und
- Abkühlung des Abgases 1 (von $\sim 1.800\text{ }^{\circ}\text{C}$ auf $\sim 800\text{ }^{\circ}\text{C}$).

Das Abgas 2 ist das Produkt des zweiten Prozessschrittes und wird nun einem weiteren Prozessschritt (Abgaskühlung) zugeführt um noch weiter abgekühlt (von $\sim 800\text{ }^{\circ}\text{C}$ auf $\sim 180\text{ }^{\circ}\text{C}$) zu werden. Dies wird durch die Zuführung von Wasser und Druckluft gewährleistet. In einem weiteren Zwischenschritt wird Luft beigemischt um das Abgas zum einen weiter abzukühlen und zum anderen den Taupunkt des Abgases damit zu senken, bevor das Abgas 4 dem letzten Prozessschritt (Abgasreinigung) zugeführt werden kann. Das feste ZnO wird dabei vom Abgas getrennt und in Form eines Zinkoxid-Staubkonzentrates mit hohem ZnO -Gehalten gewonnen. Als weiterer Output des letzten Prozessschrittes geht das Abgas 5 (Reingas) hervor.

3 FLASH-REAKTOR PILOTANLAGE

3.1 Aufbau und Funktionsprinzip der Flash-Reaktor Anlage

Zur Umsetzung und Erforschung aller zuvor angeführten Prozessschritte dient eine neue Pilotanlage, welche am Lehrstuhl für Thermoprozesstechnik (Montanuniversität Leoben) geplant, gebaut und erfolgreich in Betrieb genommen wurde. Nachfolgend sei zum besseren Verständnis das Prozessschema des Flash-Reaktors angeführt.

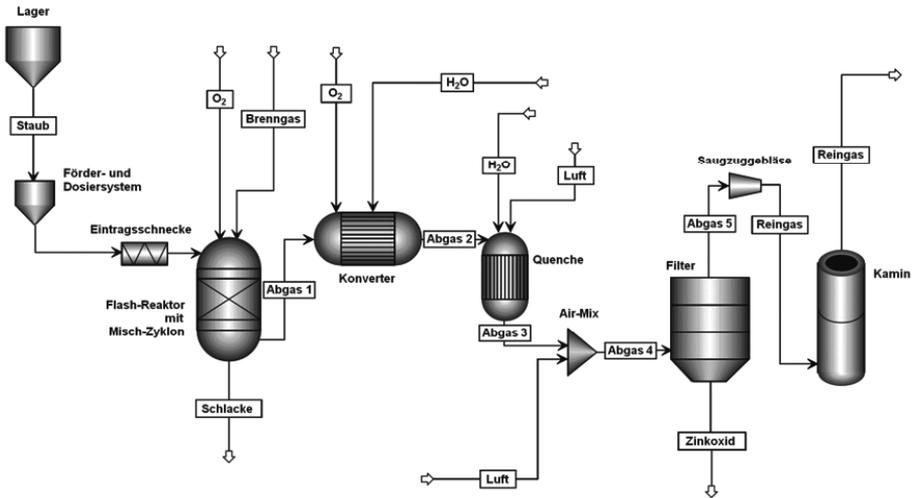


Abb. 4: Prozessschema der Flash-Reaktor Anlage

Die Anlage besteht aus einem Förder- und Dosiersystem für Staub, der Brenneinheit (Misch-Zyklon mit Brennerlanze) mit einem darunter liegenden Reaktorraum, sowie der Abgasstrecke, die sich aus Konverter, Quenche und Filtereinheit zusammensetzt (Abb. 1, Abb. 4).

Ein Winkelbecherwerk fördert den einzusetzenden Staub zur Dosiereinheit, wo dieser exakt dosiert über eine Eintragungsschnecke in den Misch-Zyklon (Brenneinheit) eingebracht wird (Abb. 5).

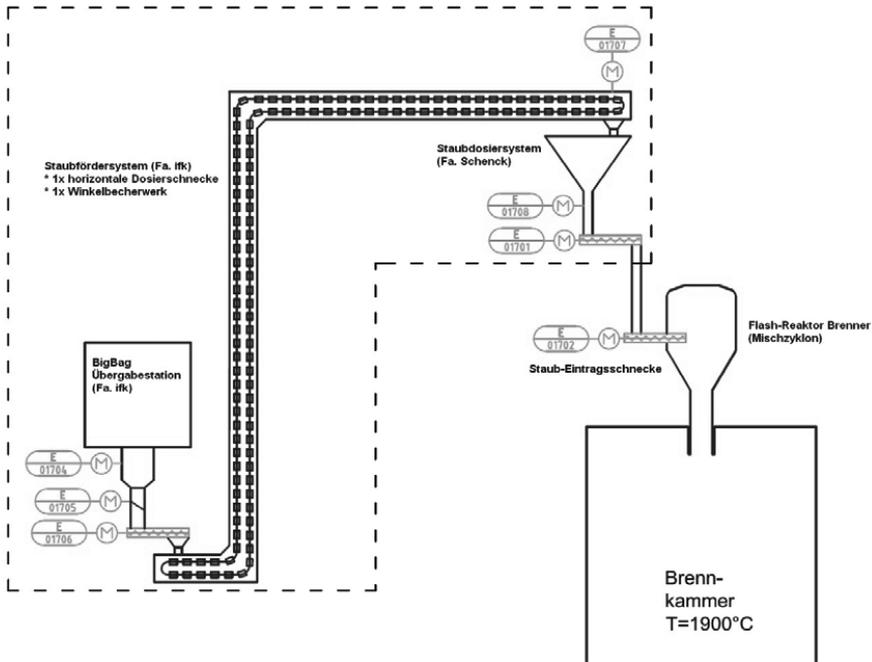


Abb. 5: Förder- und Dosiersystem der Flash-Reaktor Anlage

Der nun exakt dosierte Staub wird in der Brennereinheit mit Sauerstoff homogen vermischt. Die Eindüsung des Sekundär-Sauerstoffs erfolgt dabei tangential über eine außen am Misch-Zyklon angebrachte Ringleitung. Der tangential eingeführte Sauerstoff bewirkt eine spiralförmige Bewegung des nun homogenen Staub/Sauerstoff Gemisches Richtung Zyklonausgang (Übergang Brennereinheit/Reaktorraum) wo es einer Brenngas/Sauerstoff Flamme zugeführt wird. Dadurch kommt es zu einer Verschlackung des Staubes in den Reaktorraum hinein. Die Brenngas/Sauerstoff Flamme wird dabei von einer Brennstoff-Lanze in der Mitte der Brennerereinheit erzeugt die mit Brenngas (Propan oder Erdgas) und dem Primären Sauerstoff beschickt wird.

Der Abstich der Schlacke mit hohen Anteilen an Metallen und Metalloxiden erfolgt im unteren Teil des Reaktorraumes während der Abgasstrom über eine seitlich an den Reaktorraum angeflanschte Abgasstrecke abgezogen wird. Durch die reduzierenden Verfahrensbedingungen des Prozesses im Reaktorraum muss das produzierte Abgas noch einer Nachverbrennung (Konverter) zugeführt werden. Dabei wird das im Reaktorraum in die Gasphase gebrachte Zink zu festen ZnO oxidiert. Die Eindüsung von Sauerstoff und Wasser in den Konverter bewirkt auch eine Oxidation aller anderen brennbaren Bestandteile (H_2 , CO) sowie eine Abkühlung des Abgasstromes. Eine weitere Abkühlung des Abgasstromes erfolgt durch die Eindüsung von Wasser und Druckluft in der Quenche und das Einbringen von Luft nach der Quenche (AirMix).

Die Staubabscheidung (ZnO-Staubkonzentrat) aus dem Abgasstrom wird durch eine Filteranlage gewährleistet. Ein am Ende der Abgasstrecke angebrachtes Saugzugebläse erzeugt einen konstant geringen Unterdruck in der gesamten Anlage.

4 ZUSAMMENFASSUNG & AUSBLICK

Sinn und Zweck des RecoDust-Verfahrens ist es wertvolle Rohstoffe aus metallischen Stäuben zu isolieren und wiederzugewinnen. Am Beispiel des 1-stufigen RecoDust-Verfahrens (Flash-Reaktor) am Lehrstuhl für Thermoprozesstechnik wird dies in Form einer Pilotanlage verwirklicht. Dabei werden metallische Stäube in ein Schlackebad überführt und Zink wird in Form von ZnO-Staubkonzentrat aus dem Abgasstrom gewonnen.

Im Juli 2010 erfolgte die Inbetriebnahme der besagten Versuchsanlage am Lehrstuhl. Nach positiven Tests und Überprüfungen aller Anlagenteile im Betrieb konnten die ersten Mengen an metallhaltigen Stäuben erfolgreich eingesetzt und aufgeschmolzen werden. Dabei wurde nicht nur die Realisierbarkeit des Verfahrens dargelegt, sondern es konnten auch wertvolle Erkenntnisse in Hinblick auf den optimalen Betrieb einer solchen Anlage gewonnen werden. Als Produkte konnten sowohl Schlacke abgestochen (Abb. 6), als auch Filterstaub aus dem Abgas abgeschieden werden. Weitere wichtige Erkenntnisse werden mit den Ergebnissen und Auswertungen der Analysen der gewonnenen Stäube und Schlacken folgen.

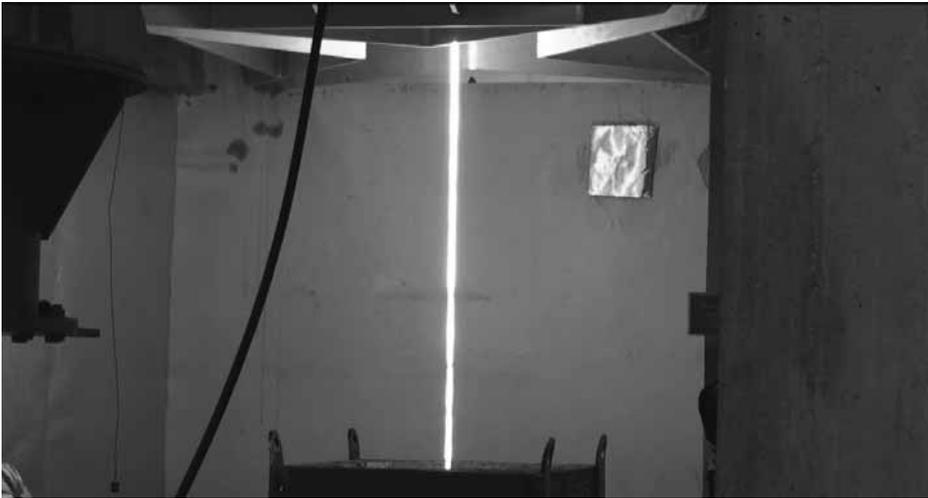


Abb. 6: Inbetriebnahme Flash-Reaktor Pilotanlage (Abstich vom: 13.07.2010)

In Zukunft soll bei weiteren Versuchskampagnen der Prozess hinsichtlich Staubdosierung und -eintrag, Prozesstemperatur und -druck, Prozessatmosphäre sowie auch hinsichtlich Abscheidung von ZnO und die Reinigung des Abgases optimiert werden. Auch die Möglichkeit des Einsatzes verschiedenster Stäube soll genauestens erforscht werden. Dabei wird das Hauptaugenmerk auf hohe Produktausbeute bzw. Produktqualität und ein Minimum an Energie- und Kosteneinsatz gelegt. In weiterer Folge ist eine zweite Ausbaustufe der Pilotanlage geplant, bei der das 2-stufige RecoDust-Verfahren (einschließlich InduCarb) umgesetzt werden soll.

LITERATUR

- Antrekowitsch, J., Graller-Kettler, G., Matl, B. & Pestalozzi, A. (2005) Use of the Flash Reactor Principle in Processing Residues from Steel Metallurgy. Leoben, Austria: University of Leoben, Department Metallurgy, Non-ferrous Metallurgy.
- Edlinger, A. (2007) RecoDust – Verfahren – Pyrometallurgische Raffination von Stahlwerksrückständen. In: *2nd Meeting of the IISI-Project on By Product Management*. Duisburg, Germany: Tribovent Process Development GmbH.

Ressource Tunnelausbruch

D. Resch & R. Galler

Montanuniversität Leoben, Lehrstuhl für Subsurface Engineering, Leoben, Austria

KURZFASSUNG: In einem von der Forschungsförderungsgesellschaft (FFG) und namhaften Auftraggebern und Baufirmen des österreichischen Kraftwerks- und Tunnelbaus unterstützten Forschungsprojekt „Recycling von Tunnelausbruchmaterial“ wird die mögliche Verwertung von Ausbruchmaterial an zwölf ausgewählten österreichischen Tunnel- und Kraftwerksprojekten der Zukunft untersucht. Eine wirtschaftliche und umweltschonende Wiederverwertung soll nachgewiesen werden.

1 EINLEITUNG

Zurzeit befinden sich in Österreich ca. 200 km Tunnel in Bau oder Planung. Das dabei anfallende Ausbruchmaterial wurde in der Vergangenheit hauptsächlich als Schüttmaterial verwendet oder deponiert. Gründe für die Deponierung des Ausbruchmaterials waren die für eine Verwertung ungeeigneten Gesteinseigenschaften oder ein zu geringer wirtschaftlicher Nutzen. Durch die Verknappung von Rohstoffreserven und den dadurch erhöhten Rohstoffpreisen besteht seit kurzem das öffentliche wie private Interesse, Ausbruchmaterial einer wirtschaftlichen, d.h. gewinnbringenden Verwertung zuzuführen.

Durchschnittlich verbraucht jede(r) Österreicher(in) in 70 Lebensjahren ca. 460 Tonnen Sand und Kies (Schönlaub 2004). Diesem hohen Bedarf steht jedoch eine Verknappung der natürlichen Ressourcen aufgrund wachsender Flächenbeanspruchung für Bauland, Landschafts- und Grundwasserschutz gegenüber (siehe Abb. 1). Wo die Errichtung neuer Abbaubereiche noch möglich ist, werden diese zusätzlich durch immer größere Umweltauflagen erschwert. Aus diesem Grund ist mit einer Verknappung und damit einhergehenden Erhöhung der Preise von Sand und Kies zu rechnen.

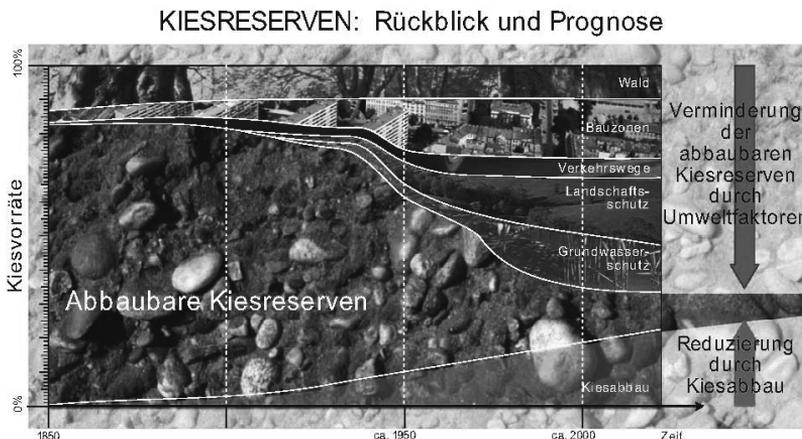


Abb. 1: Die konkurrierenden Nutzungsansprüche des Rohstoffes Kies (In: Schönlaub 2004, nach Kündig et al. 1997 und Jäckli & Schindler 1986, verändert)

Bei den Tunnelbauvorhaben Lötschberg- und Gotthard-Basistunnel in der Schweiz wurden erstmals große Teile des Ausbruchmaterials nach einer entsprechenden Aufbereitung verwertet. Aufbauend auf diese Erfahrungen werden die Möglichkeiten einer Verwertung des Tunnelausbruchs, unter den in Österreich vorherrschenden Randbedingungen, im Rahmen eines von der Forschungsförderungsgesellschaft unterstützten und von der Montanuniversität Leoben bzw. dem österreichischen Betonverein geleiteten Forschungsprojektes untersucht.

2 FORSCHUNGSPROJEKT „RECYCLING VON TUNNELAUSBRUCHMATERIAL“

Im Forschungsprojekt „Recycling von Tunnelausbruchmaterial“ wird eine mögliche Verwendung des Ausbruchmaterials bei zwölf zukünftigen Tunnelprojekten beurteilt.

Als Ziele des Forschungsprojektes wurden eine maximale Wiederverwertung des anfallenden Ausbruchmaterials, eine optimale Wirtschaftlichkeit der gesamten Materialbewirtschaftung und die Minimierung der Umweltbelastung durch Materialtransport und -aufbereitung festgelegt.

2.1 Tunnelprojekte und Verwertungspotential

Bei den gewählten Projekten handelt es sich um Tunnelbauten aus dem Straßen-, Eisenbahn-, U-Bahn- und Wasserbau. Durch die getroffene Auswahl wird auch dem Umstand Rechnung getragen, dass eine mögliche Wiederverwertung des Ausbruchmaterials stark von der Lösemethode beim Vortrieb abhängig ist. Zusätzlich soll in Zukunft durch die Lage der Tunnelprojekte in verschiedenen geologischen Zonen auf eine allgemein gültige Vorgehensweise bezüglich der Verwertung von Tunnelausbruchmaterial in Österreich geschlossen werden können.

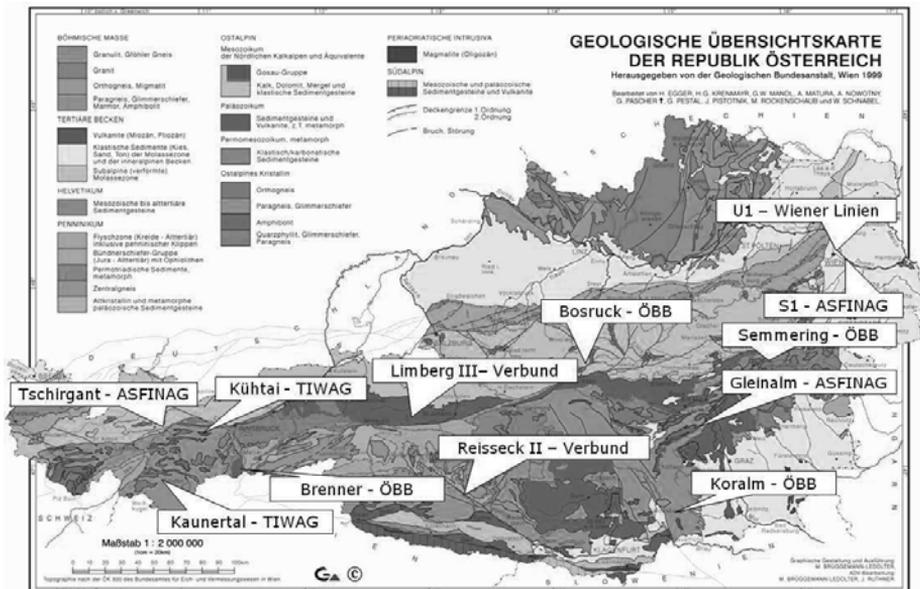


Abb. 2: Geologische Übersichtskarte der Republik Österreich (Geologische Bundesanstalt 1999) einschließlich der Tunnel- und Kraftwerksprojekte des Forschungsprojektes „Recycling von Tunnelausbruchmaterial“

Zur ersten Abschätzung des Verwertungspotentials wird das prognostizierte Ausbruchvolumen angegeben. Der Auflockerungsfaktor, hervorgerufen durch die Vortriebsarbeiten, wurde dabei noch nicht berücksichtigt.

Die Summe an anfallendem Ausbruchmaterial im unverritzten Zustand der betrachteten Tunnelprojekte beträgt ca. 21,7 Mio. m³. Unter Annahme einer durchschnittlichen Gesteinsdichte

von 2,5 Tonnen/m³ ergibt sich ein Gesamtgewicht von ca. 54,3 Mio. Tonnen. Dies würde einem Anteil von ca. 50% der jährlich in Österreich benötigten Menge an mineralischen Rohstoffen (ca. 100 Mio. Tonnen/Jahr) wie Sand, Kies, Naturstein, Kalk, Lehm, Ton, Mergel, Schiefer, Gips und Industriemineralien entsprechen. Unter der Voraussetzung, dass bei den Projekten in Österreich wie beim Gotthard-Tunnel bis zu 35% des Ausbruchmaterials verwertet werden könnten, ergibt das Tunnelausbruchmaterial eine Ressource von ca. 19,0 Mio. Tonnen an hochwertigen mineralischen Rohstoffen. Diese Prognose verdeutlicht das auch in wirtschaftlicher Hinsicht große Potential einer Verwertung von Tunnelausbruchmaterial.

Durch die Einsparung von bis jetzt notwendigem Deponievolumen und erforderlichen Transportweglängen wären zusätzlich wirtschaftliche Vorteile einer Wiederverwertung des Ausbruchmaterials zu generieren.

Diese Einsparungen bzw. Gewinne müssen jedoch den Mehraufwendungen, hervorgerufen z.B. durch die Errichtung und den Betrieb einer Aufbereitungsanlage, gegenübergestellt werden.

2.2 Bestimmung einer möglichen Verwertung

Die Verwertung von Ausbruchmaterial ist wesentlich abhängig von den Gesteinseigenschaften, dem Bedarf an mineralischen Rohstoffen in einem räumlich zum Tunnelbauprojekt definierten Umfeld und der Löse- und Aufbereitungsmethode des Gesteins.

Zusätzlich müssen die Wirtschaftlichkeit der Aufbereitung und der Transportwege für mineralische Rohstoffe nachgewiesen bzw. gegenübergestellt werden; dasselbe gilt für die CO₂-Bilanz, welche mit der Methode der Ökobilanzierung (Life Cycle Assessment – LCA) untersucht wird. Ausgehend von einer Ökobilanz für den Fall einer Deponierung des Ausbruchmaterials wird in einer weiteren Betrachtung eine Verwertung berücksichtigt. Dabei werden sowohl energiesparende (z.B. Verkürzung der Transportstrecken) wie auch energieerhöhende (z.B. größerer Bindemittelverbrauch) Effekte der Verwertung herangezogen. Durch Gegenüberstellung der verschiedenen Szenarien können im Anschluss Bewertungen der einzelnen Wiederverwertungsmaßnahmen vorgenommen werden.

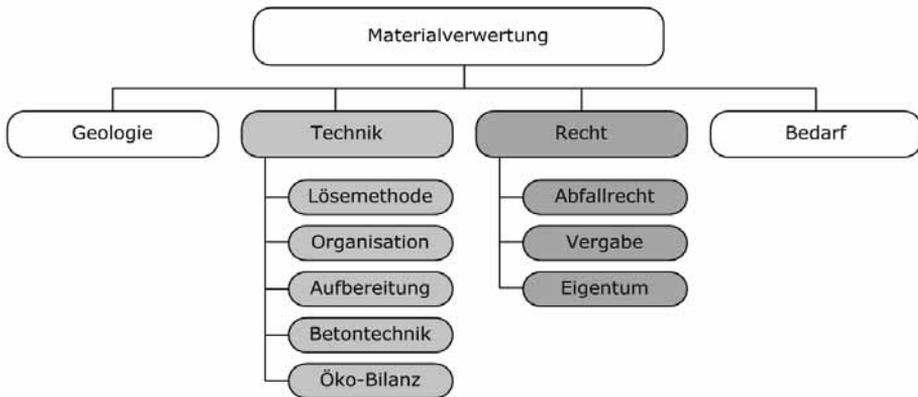


Abb. 3: Rahmenbedingungen der Verwertung von Tunnelausbruchmaterial

2.3 Anforderungen an die Vortriebstechnik

Die Eigenschaften des Ausbruchmaterials werden sehr stark durch die Vortriebsmethode beeinflusst. Kornform und Korngrößenverteilung des Schuttermaterials sind zusätzlich zu den Gesteinseigenschaften, abhängig von der Lösemethode, zu ermitteln. So ist bei einem Sprengvortrieb mit eher größerem und bei einem maschinellen Vortrieb mit eher feinerem Ausbruchmaterial zu rechnen. Soll das Ausbruchmaterial als Zuschlagstoff für die Betonproduktion verwendet werden, müssen die in Richtlinien und Normen vorgegebenen Sieblinien eingehalten werden. Erfahrungen aus der Praxis zeigen, dass das Ausbruchmaterial beim kontinuierlichen Vortrieb zu große Anteile an Feinmaterial für die Verwendung als Betonzuschlagstoff enthält.

Von der Vortriebstechnik werden jedoch nicht nur die Kornform und Korngrößenverteilung, sondern teilweise auch die chemischen Eigenschaften des Ausbruchmaterials beeinflusst.

Vor allem beim Sprengvortrieb können im Schuttermaterial lösliche Anteile an Nitrat (NO_3^-), Nitrit (NO_2^-) und Ammonium (NH_4^+) nachgewiesen werden (Saxer & Lukas 1996). Bei der Verwendung von Spritzbeton kommt es durch Rückprall und Auslaugungen zum Eintrag von Zementanteilen und Anteilen von Erstarrungsbeschleunigern in das Ausbruchmaterial. Auch beim kontinuierlichen Vortrieb sind Verunreinigungen durch Schmierölrückstände möglich.

Die Vermischung des Ausbruchmaterials mit Rückständen der Vortriebssicherung kann dazu führen, dass das Ausbruchmaterial aufgrund gesetzlicher oder verfahrenstechnischer Bedingungen nicht mehr als wertvoller Rohstoff verwendet werden kann. Dies könnte jedoch durch die weitestgehende Trennung des Spritzbetonrückpralls vom Schuttermaterial oder durch einen sparsamen Einsatz von Sprengmitteln zumindest verringert werden.

2.4 Rechtliche Rahmenbedingungen

Zusätzlich zu den technischen Fragestellungen sind bei der Verwertung des Ausbruchmaterials aber auch rechtliche Rahmenbedingungen die Verwertung, den Besitz und die Vergabe einer Verwertung betreffend zu berücksichtigen.

Im Unterschied zu Bergbaubetrieben gelten im Tunnelbau für das Ausbruchmaterial nicht die gesetzlichen Bestimmungen des Mineralrohstoffgesetzes (MinroG 2006), sondern jene der Abfallgesetzgebung.

Abfall wird im Abfallwirtschaftsgesetz (AWG 2002) mitunter als eine bewegliche Sache, welcher sich der Eigentümer oder Inhaber entledigen will, definiert. Zusätzlich wird der Tunnelausbruch dem Bodenaushub zugeordnet. Betrachtet man die Behandlung des Ausbruchmaterials in der Vergangenheit, so scheint die Zuordnung des Ausbruchmaterials zu Abfall gerechtfertigt.

Aufgrund der geltenden Regelungen wird jedoch teilweise eine Verwertung des Ausbruchmaterials erschwert. So ist z.B. für Ausbruchmaterial, welches länger als drei Jahre vor einer Verwertung zwischengelagert wird, der Altlastensanierungsbeitrag zu entrichten. Aus logistischen Gründen und durch die innerhalb kurzer Zeit anfallende große Menge an Schuttermaterial bei einem Tunnelprojekt kann jedoch eine längere Lagerung vor der Verwertung zwingend erforderlich sein.

3 ZUSAMMENFASSUNG

Eine Verwertung des Tunnelausbruchmaterials hat großen Einfluss auf die Planung und Ausführung eines Tunnelbauvorhabens. Die Wirtschaftlichkeit einer Verwertung ist abhängig von geographischen, geologischen sowie rechtlichen Randbedingungen einer Tunnelbaustelle.

Berücksichtigt man die Erfahrungen, welche bei Tunnelbauvorhaben in der Schweiz gesammelt wurden, könnte auch in Österreich in Zukunft ein großer Teil des Tunnelausbruchmaterials einer wirtschaftlich und ökologisch sinnvollen Verwertung zugeführt werden.

LITERATUR

- Abfallwirtschaftsgesetz (2002) AWG 2002, *BGBI. I* Nr. 102.
 Geologische Bundesanstalt (1999) Geologische Übersichtskarte der Republik Österreich 1 (Geological map of the Republic of Austria): 2.000.000. Vienna.
 Lieb, R. (2009) Anspruchsvolle Materialbewirtschaftung; Tunnel 4, 34.
 Mineralrohstoffgesetz (1999) MinroG, *BGBI. I* Nr. 38.
 Saxer, A. & Lukas, W. (1996) Beurteilung des stofflichen Austrages aus deponiertem Tunnelausbruch. *Tunnel* 7.
 Schönlaub, H.P. (2004) Berichte der Geologischen Bundesanstalt, Bericht 60, Wien.

Glasfaser verstärkte Kunststoffe: Szenario für eine Wiederverwendung der Faserfraktion

D. Pico & A. Bartl

Technische Universität Wien, Institut für Verfahrenstechnik, Wien, Österreich

KURZFASSUNG: Faserverstärkte Kunststoffe, vor allem solche mit Glasfaserverstärkung, gewinnen zunehmend an Bedeutung. Aufgrund der hervorragenden mechanischen Eigenschaften können durch Leitbaukonstruktionen, vor allem im automotiven Bereich, beachtliche Mengen an Energie eingespart werden. Bislang existiert jedoch noch kein geeignetes Recyclingverfahren, um sowohl den Kunststoff als auch die Glasfasern zu recyceln. Obwohl durch Pyrolyse auch vernetzte Kunststoffe, wie Epoxydharz, verwertet werden können, werden die Glasfasern bei den dafür notwendigen Temperaturen so massiv geschädigt, dass eine Wiederverwendung nicht möglich ist. Basierend auf Literaturdaten wurden einige Versuche durchgeführt, die zeigen, dass es möglich ist, die thermisch verursachten Oberflächenfehler der Glasfasern durch Ätzen zu entfernen und die ursprünglichen Festigkeitswerte teilweise wiederzuerlangen. Die Versuche befinden sich noch in der Anfangsphase aber ein großes wirtschaftliches Potential ist vorhanden.

1 FASERVERSTÄRKTE KUNSTSTOFFE

1.1 Eigenschaften

Faserverstärkte Kunststoffe sind Verbundwerkstoffe, bei denen die Matrix durch Fasern verstärkt wird. Es kommt breite Palette von Kunststoffen, sowohl Thermoplaste als auch Duroplaste, als Matrixmaterial zum Einsatz. Als Fasermaterialien werden neben Naturfasern (z.B. Hanf) vor allem Glasfasern eingesetzt. Die Anordnung der Fasern in der Matrix kann auf unterschiedliche Weise erfolgen. Neben Kurzfasern in regelloser Ausrichtung können auch Vliese oder auch parallele Einzelfasern zum Einsatz kommen.

In Tab. 1 sind die Werkstoffeigenschaften von Metallen (Stahl und Aluminium als wichtigste Vertreter) und Epoxydharz verglichen. Unverstärktes Epoxydharz liegt bei Festigkeit und E-Modul deutlich hinter den Metallen. Bei einem Faser verstärkten (parallele Einzelfasern) Epoxydharz steigt die Festigkeit (parallel zur Faserachse) deutlich über die Werte der metallischen Werkstoffe und das bei wesentlich geringerer Dichte.

Tab. 1: Werkstoffeigenschaften von Metallen und Epoxydharz (Anonymous 1986, Nietzel 2004 und Moser 1992)

Werkstoff	Dichte [g/cm ³]	Festigkeit [MPa]	E-Modul [GPa]
Stahl (A36)	7,8	bis zu 550	200
Aluminium (2014-T6)	2,8	455	73
Epoxydharz unverstärkt	1,2	bis zu 85	bis zu 3,4
Glasfaserverstärktes parallel zur Faserachse	1,8	1062	39
Epoxydharz quer zur Faserachse	1,8	31	8,3

1.2 Einsatz

Die Bedeutung von Faser verstärkten Kunststoffen hat in den letzten Jahren stark zugenommen. Aufgrund ihrer hervorragenden Eigenschaften werden sie vor allen in Bereichen eingesetzt, in denen es auf geringes Gewicht und hohe Festigkeit ankommt. Zum einen ist hier der Transportbereich zu erwähnen. Durch die Leichtbauweise können zum Beispiel in der Gebrauchphase von Lastkraftwagen deutliche Energieeinsparungen erzielt werden.

Eine enorme Bedeutung haben in letzter Zeit vor allem Glasfaser verstärkten Epoxydharze im Bereich Windkraftwerke erreicht. Durch die Verwendung von Glasfaser verstärkten Epoxydharze können größere Rotordurchmesser realisiert werden, wodurch der Wirkungsgrad gesteigert werden kann. Die Weltweit installierte Leistung stieg im Jahre 2009 auf 158 GW an, was einer Verdoppelung seit 2004 entspricht (Anonymous 2010). Analog zur installierten Leistung nimmt natürlich auch der jährliche Verbrauch an Glasfaser verstärkten Epoxydharze zu. Unter der Annahme einer Nutzungsdauer zwischen 15 – 25 Jahren (Larsen 2009a), und einem Verbrauch an Glasfaser verstärkten Epoxydharz von rund 10 kg/1 kW installierter Leistung (Larsen 2009a), kann bereits heute die Menge an zu entsorgenden Abfall in den nächsten Jahren aus diesem Bereich abgeschätzt werden.

Trotz zahlreicher technologischer Vorteile stellt die Entsorgung von Faserverstärkten Kunststoffen ein noch ungelöstes Problem dar. Auch wenn die Menge an Faserverstärkten Kunststoffen mit rund 14 Mio. Tonnen (Schätzung für 2010, Witten 2009) im Vergleich zur Gesamtmenge an Kunststoffen (2007: 270 rund 14 Mio. Tonnen, Witten 2009) noch relativ gering ist, so ist in den nächsten Jahren mit einem überdurchschnittlichen Wachstum zu rechnen. Es erscheint daher sinnvoll, schon heute Konzepte für das kommende Entsorgungsproblem zu entwickeln.

1.3 Entsorgung und Verwertung

1.3.1 Deponierung

Eine Deponierung von Glasfaser verstärkten Kunststoffen ist in vielen Ländern noch immer gängige Praxis und aufgrund fehlender Technologien die einfachste und nahe liegende Lösung. Aufgrund verschiedener Europäischen (z.B. Richtlinie 99/31/EG) und nationalen Vorschriften (österreichische Deponieverordnung 1996) wird jedoch die Deponierung von Kunststoffen zunehmend erschwert wenn nicht gar verunmöglicht. Es kann davon ausgegangen werden, dass in einigen Jahren Europaweit Faserverstärkten Kunststoffe nicht mehr deponiert werden dürfen.

1.3.2 Verbrennung

Die Verbrennung und eine effektive Rückgewinnung von Energie zählt gemäß der Richtlinie 2008/98/EG als Verwertung und stellt die einfachste Alternative zur Deponierung dar. Üblicherweise weisen Kunststoffe einen hohen Heizwert auf, der in etwa mit Steinkohle vergleichbar ist.

Bei Faserverstärkten Kunststoffen macht der Glasfaseranteil bis zu 70% aus, wodurch sich der Heizwert natürlich drastisch reduziert. Obwohl reines Epoxydharz einen Heizwert von rund 32 GJ/Tonne aufweist, so reduziert sich dieser Wert bei Glasfaser verstärkten Kunststoffen auf unter 10 GJ/Tonne und ein Einsatz als hochkalorischer Ersatzbrennstoff ist nicht möglich. Da eine Verwertung der Faserfraktion, für deren Herstellung etwa 50 GJ/Tonne notwendig sind (Joshi 2004), bei der Verbrennung nicht möglich ist, können nur rund 8% der ursprünglich verbrauchten Energie rück gewonnen werden (Pico 2009).

Durch den hohen Anteil an Glasfasern ergibt sich jedoch zusätzlich das Problem des enormen Aschegehalts. Erschwerend dabei ist, dass Glasfasern bei den Temperaturen in Verbrennungsöfen erweichen und niedrig schmelzende Schlacken bilden. Diese können besonders bei Wirbelschichtanlagen zu massiven Störungen und Ausfällen führen. In Japan wird daher der Einsatz von Glasfaser verstärkten Kunststoffen im Automobilbereich bereits mit Strafzahlungen versehen (Naitove 2006).

1.3.3 Recycling

Bei einem Recycling geht es einerseits um die Wiederverwendung des Kunststoffes aus der Matrix. Andererseits darf auch nicht die Faserfraktion vernachlässigt werden, die immerhin bis zu 70% des Abfalls ausmacht.

Im Falle von Epoxydharz als Matrix, wie es im Bereich Windenergie üblich ist, werden hohe Anforderungen an einen Recyclingprozess gestellt. Im Gegensatz zu thermoplastischen Kunststoffen ist eine Abtrennung der Glasfasern durch Schmelzen der Matrix nicht möglich. Weiters ist für Epoxydharz kein geeignetes Lösungsmittel vorhanden, sodass eine Abtrennung der Matrix nur durch thermische Prozesse möglich ist.

Um die Glasfasern weitgehend zu schonen, sind spezielle thermische Verfahren zu wählen, bei denen die Temperaturen möglichst nieder sind. In der Literatur sind Pyrolyseverfahren beschrieben, die ab Temperaturen von rund 400 °C für Polyester geeignet sind (Pickering 2006 und Torres 2000). Trotz dieser relativ geringen Temperaturen werden die Eigenschaften von Glasfasern bei diesen Prozessen deutlich verschlechtert (Feih 2005 und 2009), sodass eine Wiederverwendung nur mehr sehr eingeschränkt möglich ist. Primärer Grund für die Verringerung der Reißfestigkeit von thermisch belasteten Glasfasern ist das Ausbilden von oberflächlichen Fehlern (Feih 2009 und Bartenev 1967). Aus der Literatur ist bekannt, dass Glasfasern durch oberflächliches Ätzen von diesen Fehlern befreit werden können, um so wiederum nahezu die ursprüngliche Festigkeit zu erreichen (Bartenev 1967, 1968 und Sakka 1957). Es ist nicht bekannt, dass diese Methode bislang im Zusammenhang mit dem Recycling von Glasfasern verwendet wurde.

2 EXPERIMENTELLER TEIL

2.1 Experimentelle Details

2.1.1 Ziel

Es sollte geprüft werden, ob die in der Literatur beschriebene Möglichkeit zur (weitgehenden) Wiederherstellung der Festigkeit von thermisch geschädigten Glasfasern (Bartenev 1967, 1968 und Sakka 1957) prinzipiell möglich ist.

2.1.2 Fasermaterial

Es wurden drei Typen von Glasfasern gewählt. Zum einen diente eine E-Glasfaser als wichtige Referenz, da dieser weit verbreitet ist und nahezu alle Glasfaser verstärkten Kunststoffe auf diesem Material basieren. E-Glasfasern wurden bereits in den 1940er Jahren entwickelt und sind heute zu relativ geringen Kosten verfügbar. Im Gegensatz dazu ist Advantex[®] eine spezielle Faser, die sich durch eine sehr hohe chemische Beständigkeit auszeichnet. Die Basaltfaser ist keine Glasfaser im herkömmlichen Sinn, sondern basiert auf natürlichem Gestein (Basalt). Im Vergleich zu E-Glas ist das Marktvolumen der beiden anderen Typen sehr gering.

2.1.3 Durchführung

Die erwähnten Glasfasern wurden mittels der in Tab. 2 beschriebenen Prozedur behandelt. Diese beinhaltet eine thermische Behandlung bei 400 °C, welche die Temperaturbelastung bei einem Pyrolyseprozess simuliert, und den Ätzzvorgang selbst, durch den die mechanischen Eigenschaften der Faser wiederhergestellt werden soll.

Als Vorbehandlung wurden alle Proben mit Ethanol gewaschen, wodurch primär das Sizing (Oberflächenbeschichtung der Fasern) entfernt wird. Da das Sizing maßgeblich die mechanischen Eigenschaften der Fasern beeinflusst, ist dessen Entfernung unerlässlich.

Die ersten Versuche wurden analog zu Sakka (1957) mit 10% HF über 10 Minuten durchgeführt. Es stellte sich heraus, dass bei diesen Bedingungen alle Fasertypen bereits komplett gelöst waren. In weiterer Folge wurde die Konzentration der HF schrittweise auf 1% reduziert und die Ätzdauer mit 3 Minuten festgelegt. Weiters wurden die Fasern direkt nach dem Ätzen in eine Pufferlösung (Hexafluorine[®]) übergeführt, um eine Weiterreaktion sofort zu stoppen.

Tab. 2: Versuchsablauf zur thermischen Behandlung und zum Ätzen der Glasfasern.

Behandlungsschritt	Detailbeschreibung
1. Probenvorbereitung	<ul style="list-style-type: none"> • Waschen mit Ethanol (Entfernung von Schlichte) <ul style="list-style-type: none"> • Trocknen (110 °C/1 Stunde) • Schneiden (ca. 700 mm) • Einwiegen (ca. 3 – 4 g Fasern) <ul style="list-style-type: none"> • 400 °C über 2 Stunden
2. Thermische Behandlung	
3. Ätzung	<ul style="list-style-type: none"> • Ätzen in HF (1%) für 3 Minuten • Neutralisieren mit Hexafluorine® (5 Minuten) <ul style="list-style-type: none"> • Waschen (deionisiertes Wasser, Ethanol) • Trocknen (110 °C/1 Stunde)
4. Messen	<ul style="list-style-type: none"> • Massenverlust (Auswiegen) • Titer bzw. Durchmesser (Lenzing Vibroskop 400) • Zugfestigkeit und Dehnung (Lenzing Vibrodyn 400)

2.2 Resultate

2.2.1 Faserdurchmesser

Der Durchmesser ist eine entscheidende Größe zur Charakterisierung von Fasern. Da Fasern nicht unbedingt einen runden Querschnitt aufweisen müssen, ist es in der Textilindustrie üblich, die längenbezogene Masse zu verwenden. Dabei hat sich das „Tex-System“ mit den Einheiten „Tex“ (1 tex = 1 g/1.000 m) oder „Decitex“ (1 dtex = 1 g/10.000 m) etabliert (DIN, 1985). Da die verwendeten Glasfasern einen annähernd runden Querschnitt aufweisen, kann die längenbezogene Masse (Lenzing Vibroskop 400) gemäß Formel 1 in den Durchmesser umgerechnet werden.

$$d = \sqrt{\frac{4 * 10^5 * Tt}{\pi * \rho}} \tag{1}$$

d: Faserdurchmesser [µm]; Tt: längenbezogene Masse [dtex]; ρ: Dichte [kg·m⁻³]

2.2.2 Massenverlust

Der Massenverlust durch den Ätzzvorgang lässt sich aus der Differenz von Ein- und Auswaage berechnen. Da jedoch klar ist, dass die Reaktion der Flußsäure weniger von der Einwaage, sondern vielmehr von der zur Verfügung stehenden Oberfläche der Fasern abhängt, wurde für jede Faserprobe die spezifische Oberfläche berechnet, auf die anschließend der Masseverlust bezogen wurde. Tab. 3 zeigt die wichtigsten Kenndaten der Faserproben.

Tab. 3: Wichtige Kenndaten der Glasfasern für das Ätzen in HF

Parameter	Einheit	E-Glasfaser	Basaltfaser	Advantex-Faser
Hersteller		Saint Gobain	Kamenny Vek	Owens Corning
Dichte	[kg * m ⁻³]	2.590	2.800	2.620
Längenbezogene Masse*	[dtex]			
Durchmesser**	[µm]			
Spezifische Oberfläche***	[m ² * g ⁻¹]			

* gemessen mit Lenzing Vibroskop 400 nach Waschen in Ethanol

** berechnet gemäß Formel 1

*** berechnet unter der Annahme, dass die Fasern einem Zylinder entsprechen unter Vernachlässigung der Stirnflächen

Die gemessenen Massenverluste nach Ätzung in HF über 3 Minuten wurden schließlich gemäß Formel 2 in den spezifischen Massenverlust Δm_{sp} umgerechnet. Die Resultate sind in Abb. 2 dargestellt. Es zeigt sich, dass Basalt und Advantex eine wesentlich höhere Beständigkeit in HF aufweisen als E-Glas.

$$\Delta m_{sp} = \frac{\frac{\Delta m}{m}}{O_{sp} * t} \quad (2)$$

Δm_{sp} : spezifischer Massenverlust [$g * m^{-2} * s^{-1}$]; Δm : Massenverlust [g]; m : Einwaage [g];
 O_{sp} : spezifische Oberfläche [$m^2 * g^{-1}$]; t : Ätzdauer [s]

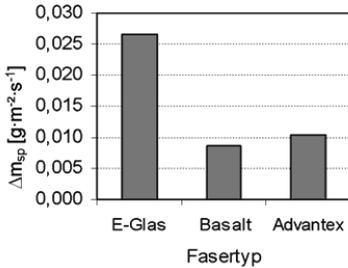


Abb. 1: spezifischer Massenverlust Δm_{sp} bei Ätzversuch mit 1% HF über 3 Minuten

2.2.3 Festigkeit

An den Faserproben wurde mittels Lenzing Vibrodyn 400 die Zugfestigkeit bestimmt. Von jeder Faserprobe wurde die Messung nach der Probenvorbereitung, nach der thermischen Behandlung und nach dem Ätzvorgang durchgeführt. Es zeigt sich, dass die Festigkeit der Fasern durch die thermische Behandlung dramatisch abnimmt und rund auf die Hälfte des ursprünglichen Wertes abfällt. Dieses Resultat verdeutlicht, dass eine Wiederverwendung dieser Fasern im Anschluss an einen Pyrolyseprozess schwierig ist.

Der Ätzvorgang zeigt eine klare Auswirkung auf die Faserfestigkeit, wie in Abb. 2 gezeigt. Bei Basalt und Advantex konnte eine eindeutige Zunahme der Festigkeit festgestellt werden, wenngleich der ursprüngliche Wert nicht wieder erreicht werden konnte. Bei E-Glas konnte eine Bestimmung der Zugfestigkeit nicht durchgeführt werden, da ein Hantieren des Fasermaterials nicht mehr möglich war.

Dieses Resultat legt den Schluss nahe, dass, wie in der Literatur beschrieben (Bartenev 1967, 1968 und Sakka 1957), oberflächliche Fehler weggeätzt werden, wodurch der wenig geschädigte, innere, Faserteil verbleibt. Im Falle von E-Glas sind höchstwahrscheinlich zwei Schwierigkeiten aufgetreten. Zum einen ist der spezifische Massenverlust bei E-Glas deutlich höher als bei Basalt und Advantex, zum anderen ist auch der Faserdurchmesser der Ausgangsfaser bereits sehr gering ($9,7 \mu m$). Beides führt zu extrem dünnen Fasern nach dem Ätzprozess, die nicht mehr in die Messgeräte (Vibroskop und Vibrodyn) übergeführt werden können. Eine eindeutige Aussage, ob durch den Ätzvorgang auch bei E-Glas Oberflächenfehler eliminiert worden sind, ist somit nicht möglich.

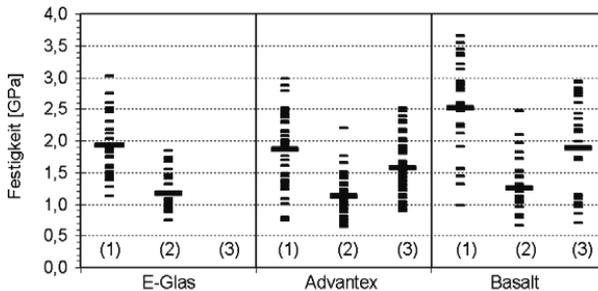


Abb. 2: Festigkeit der Faserproben nach der Probenvorbereitung (1), nach der thermischen Behandlung (2) und nach dem Ätzvorgang (3). Die dünnen Linien kennzeichnen die Einzelwerte, die stärksten Balken stellen den Mittelwert dar

3 SCHLUSSFOLGERUNG

Auf Basis von Literaturangaben wurde untersucht, ob es möglich ist, thermisch geschädigte Glasfasern durch einen Ätzzvorgang wieder auf ihre ursprüngliche Qualität zu bringen. Eine derartige Beschädigung könnte im Zuge eines Recyclingprozesses von Glasfaser verstärkten Epoxydharzen auftreten.

Nach Anpassung des Ätzzvorganges konnte gezeigt werden, dass eine Wiederherstellung der ursprünglichen Festigkeit tatsächlich, wenn auch nur teilweise, möglich ist. Bei Advantex- und Basaltfasern konnte eine deutliche Steigerung der Festigkeit beobachtet werden, wengleich die ursprünglichen Werte nicht wiederhergestellt werden konnten.

Bei den E-Glasfasern, die jedoch von enormer wirtschaftlicher Bedeutung sind, konnte die erwünschte Verbesserung nicht beobachtet werden. Zum einen liegt der spezifische Massenverlust deutlich höher und zum anderen der Ausgangsdurchmesser deutlich niedriger als bei den anderen untersuchten Fasertypen. Es scheint so, dass der Faserdurchmesser durch den Ätzzvorgang so weit reduziert worden ist, dass eine Handhabung der Fasern unmöglich war. Es ist jedoch nicht auszuschließen, dass durch Adaptierung der Ätzzparameter (z.B. Konzentration, Dauer) auch die Festigkeit von E-Glasfasern wiederhergestellt werden können. Weitere Versuche sind im Laufen.

Wengleich diese Resultate äußerst interessant sind, so sind noch zahlreiche offene Fragen zu lösen. Neben der Notwendigkeit den Prozess für E-Glasfasern zu adaptieren, müssen auch ökologische und ökonomische Fragen geklärt werden. Die Verwendung von Flusssäure erfordert hohe Sicherheitsstandards, um Gefahr für Personal und Umwelt zu verhindern. Es wäre wünschenswert alternative Ätzzmittel zu finden, die einen kostengünstigen Prozess ermöglichen können. Aufgrund der in Zukunft zu erwartenden Mengen an zu verwertenden Faser verstärkten Kunststoffen wäre ein Recyclingverfahren, das sowohl ökologischen als auch ökonomischen Ansprüchen entspricht, wünschenswert.

LITERATUR

- Anonymous (1986) *Steel Construction Manual*. 8th Edition, second revised edition, American Institute of Steel Construction 1, 1 – 5.
- Anonymous (2010) *GLOBAL WIND 2009 REPORT*. Global wind energy council, www.gwec.net.
- Bartenev, G.M. (1967) *Glass and Ceramics* (1967), 24(8), 415 – 419, übersetzt von: *Steklo I Keramik* (1967), 8, 4 – 8.
- Bartenev, G.M. (1968) *Materials Science* (1972) 5(4) 363 – 370, basierend auf 1V-th-All-Union Conference on Physico-Chemical Mechanics, Moscow, 16 – 20 December 1968.
- DIN (1985) *Deutsche Norm* DIN 60 910.
- Feih, S., Thraner, A. & Lilholt, H. (2005) *Journal of materials science* 40(7), 1.615 – 1.623.
- Feih, S., Manatpon, K., Mathys, Z., Gibson, A.G. & Mouritz, A.P. (2009) *Journal of materials science* 44(2), 392 – 400.
- Joshi, S.V., Drzal, L.T., Mohanty, A.K. & Arora S. (2004) *Composites Part A: Applied Science and Manufacturing*. 35(3), 371 – 376.
- Larsen, K. (2009a) *Reinforced Plastics* 53(1), 20 – 25.
- Larsen, K. (2009b) *Renewable Energy Focus* 9(7), 70 – 73.
- Moser, K. (1992) *Faser-Kunststoff-Verbund*, VDI Verlag, Düsseldorf, 149.
- Naitove, M.H. (2006) *Plastics Technology*, December 2006.
- Nietzel, M. & Mitschang, P. (2004) *Handbuch Verbundwerkstoffe* Carls Hanser Publisher, München Wien, 33.
- Pickering, S.J. (2006) *Composites Part A: Applied Science and Manufacturing* 37(8), 1.206 – 1.215.
- Pico, D. & Bartl A. (2009) *XII International Waste Management and Landfill Symposium*, iwwg – International waste working group, CISA Publisher, Padua, Italien, 773 – 774.
- Sakka, S. (1957) *Bulletin of the Institute for Chemical Research, Kyoto University* 34(6), 316 – 320.
- Witten, E. (2009) *48th Dornbirn Man-Made Fibers Congress*, 16 – 18 September 2009, Austria.

Der neue österreichische Leitfaden zur Abschätzung der Sickerwasserbelastung

B. Wimmer

AIT Austrian Institute of Technology, Seibersdorf, Österreich

G. Döberl

Umweltbundesamt GmbH, Wien, Österreich

KURZFASSUNG: Im Rahmen des Projektes „Altlastenmanagement 2010“ zur Neuausrichtung der Beurteilung und Sanierung kontaminierter Standorte in Österreich wurde als Arbeitshilfe für die Praxis ein Leitfaden erarbeitet, um eine bessere Abschätzung der Sickerwasserbelastung an kontaminierten Standorten zu ermöglichen. Der Leitfaden dient einerseits dazu, die aktuelle Schadstoffkonzentration im Sickerwasser und andererseits die langfristig mobilisierbare Schadstoffmenge an einem Standort abzuschätzen, um den möglichen Eintrag von Schadstoffen in das Grundwasser beurteilen zu können. Wesentlich für die Beurteilung einer Grundwassergefährdung ist, aus den erhobenen Daten spezifisch für den jeweiligen Standort Schadstofffrachten abzuleiten. Im Leitfaden sind laboranalytische Verfahren zur Bestimmung der Sickerwasserkonzentration, die standortsspezifische Ermittlung der Sickerwassermenge, mögliche Plausibilitätsprüfungen und weitere Näherungsverfahren beschrieben. Zur Verdeutlichung der Vorgehensweise sind Beispiele im Anhang des Leitfadens angeführt. Der Leitfaden zur Abschätzung der Sickerwasserbelastung an kontaminierten Standorten wird auch als Download auf der Homepage des Umweltbundesamtes (www.umweltbundesamt.at) zur Verfügung stehen.

1 EINLEITUNG

Der von AIT Austrian Institute of Technology und Umweltbundesamt verfasste Leitfaden „Abschätzung der Sickerwasserbelastung an kontaminierten Standorten“ ist Teil des vom Lebensministerium beauftragten und vom Umweltbundesamt geleiteten Gesamtprojektes „Altlastenmanagement 2010“. Ziel dieses Verbundprojektes ist die Erarbeitung von Grundlagen zur Neuausrichtung der Beurteilung und Sanierung kontaminierter Standorte und umfasst die Themenbereiche Schadstoffexposition, Ökosysteme, nutzungsspezifische Risikobeurteilung, Sickerwasser, Grundwasser, Umweltökonomie sowie innovative Sanierungstechnologien.

In Österreich erfolgte die Beurteilung von Verunreinigungen des Untergrundes in Hinblick auf die mögliche Mobilisierung von Schadstoffen mit dem Sickerwasser (in der ungesättigten Zone) bislang über die Untersuchung von Feststoffproben (Abfälle, Boden, Locker- und Festgesteine) und die Bestimmung von Schadstoffen sowie den Vergleich als Gesamt- und Eluatgehalte.

Allerdings lassen einerseits Gesamtgehalte an Schadstoffen keine Rückschlüsse auf den langfristig tatsächlich mobilisierbaren Anteil zu und andererseits stellt die Bestimmung von Eluatgehalten kein Verfahren dar, mit dem die aktuelle Sickerwasserbelastung oder die aktuelle Mobilisierung methodisch einwandfrei abgeschätzt werden könnte. Bei der Herstellung von wässrigen Eluaten im Labor (Elution mit destilliertem Wasser nach ÖNORM S 2115; Flüssigkeits-/Feststoff-Verhältnis von 10 : 1, Dauer 24 h) herrschen Bedingungen vor, die den realen Bedingungen in der Natur weder entsprechen noch ihnen nahe kommen. Darüber hinaus werden verschiedene Faktoren, die eine Mobilisierung von Schadstoffen maßgeblich beeinflussen, wie z.B. die Niederschlags- und Temperaturbedingungen, chemisch-physikalische Eigenschaften von Schadstoffen oder Eigenschaften des Bodens und des Untergrundes (z.B. Korngrößenverteilung, Lagerungsbedingungen und Durchlässigkeit) vollkommen vernachlässigt.

Im Rahmen des Projektes „Altlastenmanagement 2010“ zur Neuausrichtung der Beurteilung und Sanierung kontaminierter Standorte wurde daher ein Leitfaden erarbeitet, um eine bessere Abschätzung der Sickerwasserbelastung an kontaminierten Standorten zu ermöglichen. Der

Leitfaden dient einerseits dazu, die aktuelle Schadstoffkonzentration im Sickerwasser und andererseits die langfristig mobilisierbare Schadstoffmenge an einem Standort abzuschätzen, um den möglichen Eintrag von Schadstoffen im Grundwasser beurteilen zu können.

2 ZIEL DES LEITFADENS

Ziel dieses Leitfadens ist es, Verfahren und Methoden zur Abschätzung der Sickerwasserbelastung und der langfristig mobilisierbaren Schadstoffmenge an kontaminierten Standorten in nachvollziehbarer und strukturierter Weise darzustellen, sowie Anwendungsbereiche und -grenzen der einzelnen Verfahren und Methoden zu definieren. Der Schwerpunkt des Leitfadens liegt dabei auf der Beschreibung von Laborverfahren zur Abschätzung der Sickerwasserbelastung.

Die Abschätzung der Sickerwasserbelastung an kontaminierten Standorten in Form von Schadstoffkonzentrationen oder -frachten sowie die Abschätzung der langfristig mobilisierbaren Schadstoffmenge stellen wesentliche Gesichtspunkte bei der Gefährdungsabschätzung dar, um den Eintrag sowie eine mögliche Ausbreitung von Schadstoffen im Grundwasser beurteilen zu können.

3 GRUNDLAGEN ZUR ABSCHÄTZUNG DER SICKERWASSERBELASTUNG

3.1 Grundlegende Vorgangsweise zur Abschätzung der Sickerwasserbelastung

In Abb. 1 sind die grundlegenden Eingangsgrößen und Prozesse, die zur Abschätzung der Sickerwasserbelastung und des damit einhergehenden Schadstoffeintrags in das Grundwasser berücksichtigt werden müssen, zusammengefasst.

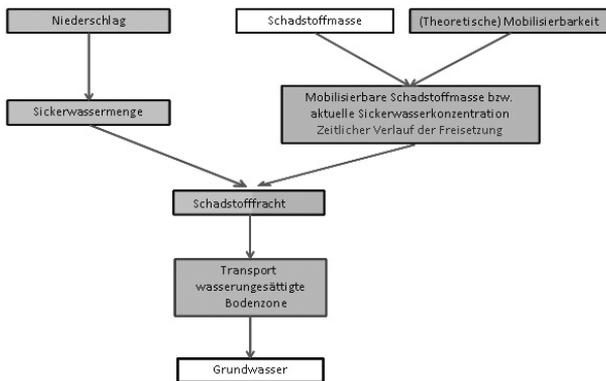


Abb. 1: Schema der Vorgangsweise zur Abschätzung der Sickerwasserbelastung

Theoretisch lässt sich die aktuelle, von einer Untergrundverunreinigung (Schadstoffquelle) in der ungesättigten Bodenzone ausgetragene Schadstofffracht aus der aktuellen Sickerwasserkonzentration an der tiefsten Begrenzung der Schadstoffquelle und der damit korrespondierenden Sickerwassermenge berechnen. In der Praxis wird versucht, die aktuelle Sickerwasserkonzentration entweder über Laborversuche zu bestimmen, aus anderen Untersuchungsergebnissen abzuleiten oder in-situ zu messen. In Verbindung mit der Sickerwassermenge lassen sich Schadstofffrachten berechnen.

3.2 Repräsentative Probenahme

Allgemein gilt, dass Fehler bei der Planung und Durchführung von Probenahmen die Untersuchungsergebnisse schwerwiegender beeinflussen können als Fehler, die bei der anschließenden Durchführung chemisch-physikalischer Untersuchungen gemacht werden.

Im Sinne dieses Leitfadens ist zwischen Feststoffproben, die zur Charakterisierung und Abgrenzung kontaminierter Standorte und Feststoffproben, die zur Abschätzung der Sickerwasserbelastung mit Hilfe von Laborversuchen herangezogen werden, zu unterscheiden. Während an ersteren organoleptische Merkmale und Gesamtgehalte (z.B. auch zur rechnerischen Ableitung von Sickerwasserkonzentrationen aus Gesamtgehalten) bestimmt werden, dienen letztere der Gewinnung von Probenmaterial für die in diesem Leitfaden beschriebenen Laborversuche.

Unabhängig davon, für welchen Zweck die entnommenen Proben herangezogen werden, ist auf eine sachgerechte, repräsentative und nachvollziehbare Feststoffprobenahme zu achten.

3.3 Abgestufte Untersuchung zur Abschätzung der Sickerwasserbelastung

In der Erkundungspraxis erfolgt die Untersuchung und Beurteilung der Auswirkungen kontaminierter Standorte auf die Umwelt vielfach in Form eines stufenweisen und iterativen Prozesses. Dementsprechend nehmen sowohl die Fachliteratur als auch Richtlinien und Normen Bezug auf die Zweckmäßigkeit einer abgestuften Vorgangsweise. In Abb. 2 ist der Rahmen einer möglichen Vorgangsweise zur Abschätzung der Sickerwasserbelastung bzw. der langfristig mobilisierbaren Schadstoffmasse in Form eines solchen Stufenkonzeptes in Grundzügen dargestellt.

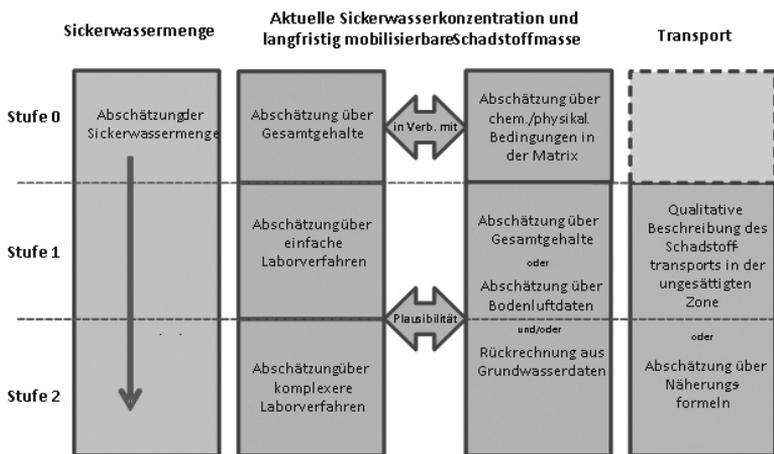


Abb. 2: Themenbereiche und Untersuchungsziele in einer abgestuften Vorgangsweise bei der Abschätzung der Sickerwasserbelastung

Die einzelnen Stufen unterscheiden sich vor allem hinsichtlich Art, Komplexität und Umfang der durchgeführten Untersuchungen, insbesondere hinsichtlich der Anzahl der untersuchten Proben, des Einsatzes von mehr oder weniger aufwändigen Feld- und Labormethoden und des Detaillierungsgrades bei der Erfassung der Schadstoffverteilung und bei der Erkundung der Standorteigenschaften (geologische und meteorologische Gegebenheiten des Standortes, Versiegelungsgrad, etc.). Durch das stufenweise Vorgehen soll – bei gleichzeitig steigendem Aufwand von der Erhebung (Stufe 0) bis zu Detailuntersuchung (Stufe 2) – darüber hinaus angestrebt werden, Annahmen und Untersuchungsverfahren den tatsächlichen Standortbedingungen insofern anzunähern, als die Ergebnisse dadurch standortbezogener werden sollen, so dass die Beurteilung weniger konservativ erfolgen kann.

4 VERFAHREN ZUR ABSCHÄTZUNG DER SICKERWASSERBELASTUNG

Auf Grund ihrer chemisch-physikalischen Eigenschaften sind die Schadstoffe hinsichtlich der Verfahren zur Abschätzung der Sickerwasserbelastung in drei Gruppen eingeteilt:

- Anorganische Schadstoffe (Schwermetalle, Halbmetalle, weitere anorganische Schadstoffe),
- Schwerflüchtige organische Schadstoffe (z.B. PAK, PCB, MKW) und

- Leichtflüchtige organische Schadstoffe (z.B. CKW, BTEX, Phenole).

Die Verfahren sollen sowohl dazu dienen, die aktuelle Sickerwasserbelastung an einem kontaminierten Standort abzuschätzen als auch Rückschlüsse auf die langfristig mobilisierbare Schadstoffmasse zu ziehen.

Zusätzlich werden im Leitfaden Hinweise gegeben, wie die Abschätzung der Sickerwasserbelastung bei Altablagerungen mit hohem Anteil biochemisch reaktiver Abfälle durchgeführt werden kann.

4.1 *Anorganische Schadstoffe*

Als Standardmethode für die Abschätzung der aktuellen Sickerwasserkonzentration ist ein Schüttelverfahren zur Elution von Feststoffen nach DIN 19529 (01-2009) durchzuführen: „Schüttelverfahren zur Untersuchung des Elutionsverhaltens von anorganischen Stoffen mit einem Wasser/Feststoff-Verhältnis von 2 Liter kg^{-1} “. Um das Material näher zu charakterisieren, ob der Elutionsvorgang verfügbarkeitslimitiert oder löslichkeitslimitiert abläuft, ist zusätzlich an 10% der zu untersuchenden Proben ein Schüttelverfahren mit einem Wasser/Feststoff-Verhältnis von 10 : 1 basierend auf der gleichen Norm anzuwenden. Erfolgt eine Ermittlung der aktuellen Sickerwasserkonzentration an einem Standort durch Saugkerzenuntersuchungen oder Sickerwassergewinnung mittels Zentrifugation, können die im Labor durchgeführten Schüttelversuche mit $\text{W/F} = 2 : 1$ Liter kg^{-1} auf 10% der Proben (mindestens fünf) reduziert werden.

Alternativ kann an Stelle der Schüttelverfahren (und eventuell ergänzender Untersuchungen mittels Saugkerzen und Zentrifugation) ein Perkolationsverfahren (Säulenversuch) auf der Basis DIN 19528 (01-2009) durchgeführt werden: „Elution von Feststoffen – Perkolationsverfahren zur gemeinsamen Untersuchung des Elutionsverhaltens von anorganischen und organischen Stoffen“.

Bei Vorliegen einer Verfügbarkeitslimitierung ist zur Abschätzung der langfristig verfügbaren Schadstoffmasse ein Säulenversuch auf Basis DIN 19528 bis zu einem W/F von 10 : 1 einzusetzen.

4.2 *Schwerflüchtige organische Schadstoffe*

Bei Vorliegen von schwerflüchtigen organischen Schadstoffen ist zur Abschätzung der aktuellen Sickerwasserkonzentration (äquivalent zu den anorganischen Schadstoffen) ein Perkolationsverfahren (Säulenversuch) auf Basis der DIN 19528 (01-2009) durchzuführen.

Bei häufigerer Beprobung des Eluats während der Perkolationsverfahren dient dieses Verfahren einer grundlegenden Charakterisierung des Freisetzungsverhaltens von Schadstoffen. Die freigesetzte Schadstoffmasse bis zu einem Wasser/Feststoffverhältnis von 10 : 1 Liter kg^{-1} wird zur Abschätzung der langfristig mobilisierbaren Schadstoffmasse herangezogen.

Tritt während der Perkolationsverfahren Schadstoffphase auf, so ist diese vollständig vom Perkolat abzutrennen und neben den gelösten Schadstoffanteilen ebenfalls analytisch zu erfassen.

4.3 *Leichtflüchtige organische Schadstoffe*

Eine direkte Bestimmung oder rechnerische Ableitung von Sickerwasserkonzentrationen anhand von Laboruntersuchung an Feststoffproben (Elution oder auch Extraktion) ist in der Praxis mangels einfacher und allgemein anerkannter Methoden nicht möglich. Bei Probenahmen kommt es auf Grund der hohen Flüchtigkeit (hoher Dampfdruck bzw. Henry-Konstante) zu nicht quantifizierbaren, stark witterungsabhängigen Verlusten. Darüber hinaus führt die Probenvorbereitung im Labor (z.B. Abtrennung, Siebung) zu weiteren, nicht kontrollierbaren Verlusten durch einen Übergang der Schadstoffe in die Gasphase.

Zur Abschätzung der Sickerwasserbelastung ist im Sinne dieses Leitfadens eine Bodenluftbeprobung durchzuführen. Aus den Bodenluftuntersuchungen kann die Größenordnung möglicher Belastungen des Sickerwassers rechnerisch abgeleitet werden.

Unter Verwendung der Henry-Konstante (Verteilungskoeffizient zwischen Gas- und Wasserphase) kann bei Gleichgewichtsbedingungen für leichtflüchtige organische Schadstoffe die

Konzentration im Sickerwasser aus der Konzentration in der Gasphase (Ergebnisse von Bodenluftuntersuchungen) errechnet werden (Gleichung 1):

$$C_w = C_g/H \quad (1)$$

C_w = Sickerwasserkonzentration [$\mu\text{g}/\text{Liter}$]; C_g = Gehalt der Verbindung in der Gasphase [mg/m^3];

H = Henry-Konstante (dimensionslos)

Die Henry-Konstanten für die wichtigsten Schadstoffe sind im Anhang des Leitfadens angeführt bzw. können der Literatur entnommen werden.

4.4 Anmerkungen zur Abschätzung der Sickerwasserbelastung bei Altablagerungen mit hohem Anteil biochemisch reaktiver Abfälle

Die in diesem Leitfaden beschriebenen Verfahren und Methoden sind nur mit großen Einschränkungen dafür geeignet, die Sickerwasserbelastung durch organisch gebundenen Kohlenstoff und Stickstoff aus Altablagerungen mit hohem Anteil an biochemisch reaktiven Abfällen (z.B. Hausmülldeponien) abzuschätzen. Diese Einschränkungen liegen einerseits in der sehr hohen Inhomogenität derartiger Ablagerungen, andererseits in der z.T. hohen Reaktivität der organischen Substanz sowie den spezifischen hydrogeochemischen Bedingungen im Deponiekörper begründet.

Eine grobe Abschätzung kann an Hand von Literaturdaten unter Berücksichtigung des Depo-niealters und des Wasser-/Feststoffverhältnisses erfolgen. Als alternatives Laborverfahren zur Abschätzung der Sickerwasserbelastung hinsichtlich Stickstoffverbindungen und Schwermetallen bieten sich Untersuchungen mit Deponiesimulationsreaktoren an, die jedoch sehr aufwändig sind und hohe Anforderungen an Probenahme, Abfalleinbau, Betriebsführung und Dateninterpretation haben.

Die Beurteilung der Reaktivität der organischen Substanz in Altablagerungen sollte prinzipiell über Deponiegasmessungen, anhand organoleptischer Merkmale und der Bestimmung von Gehalten an organisch gebundenem Kohlenstoff (TOC) im Feststoff und im Eluat erfolgen.

4.5 Abschätzung der Sickerwasserkonzentration aus Gesamtgehalten

Für eine überblicksartige Abschätzung der Sickerwasserbelastung im Zuge von Ersterhebungen und als eine Möglichkeit zur Plausibilitätsprüfung sind im Leitfaden Berechnungsverfahren dargestellt, mit denen Schadstoffkonzentrationen im Sickerwasser aus Schadstoffgesamtgehalten abgeleitet werden können.

Liegt die Konzentration eines organischen Schadstoffes in der Bodenlösung unterhalb der maximalen Löslichkeitskonzentration, so kann das Gleichgewicht zwischen der Bodenlösung und dem an der organischen Substanz des Bodens sorbierten Anteil mit Hilfe von Sorptionsisothermen beschrieben werden. Dabei wird aus der Schadstoffkonzentration im Boden mittels experimentell bestimmter oder empirischer Koeffizienten die Gleichgewichts-Schadstoffkonzentration in der Bodenlösung bzw. im Sickerwasser errechnet. Für schwerflüchtige organische Schadstoffe ist im Allgemeinen eine lineare Form der Sorptionsisotherme (Gleichung 2) ausreichend (siehe z.B. UAG Sickerwasserprognose 2008):

$$c_s = K_d * c_w \quad (2)$$

c_s = sorbierte Schadstoffmasse (μg Schadstoff/kg Boden); K_d = linearer Verteilungskoeffizient (Liter/kg); c_w = Konzentration des Schadstoffes in der Bodenlösung ($\mu\text{g}/\text{Liter}$)

Da das Ausmaß der Sorption organischer Schadstoffe vor allem durch den Anteil an organischer Bodensubstanz bestimmt wird, kann der Verteilungskoeffizient für den jeweiligen Schadstoff auf den Gehalt der organischen Substanz normiert werden, d.h. der Verteilungskoeffizient K_d wird aus dem Anteil an organischer Substanz im Boden und aus der Literatur zu entnehmenden K_{oc} -Werten berechnet.

Die Abschätzung der aktuellen Sickerwasserkonzentration bei Vorliegen von residualer Schadstoffphase im Boden erfolgt mit Hilfe von Literaturwerten über die Sättigungskonzentration des jeweiligen Schadstoffes oder Schadstoffgemisches.

Die Konzentration von anorganischen Schadstoffen im Sickerwasser, wie z.B. Schwermetallen kann mit Hilfe der Freundlich-Isotherme (Gleichung 3) aus den Gesamtgehalten abgeschätzt werden:

$$S = K_f * c_w^n \quad (3)$$

S = sorbierte Schadstoffmasse (μg Schadstoff/kg Boden); K_f = Verteilungskoeffizient in der Freundlich-Gleichung; c_w = Konzentration des Schadstoffes in der Bodenlösung ($\mu\text{g/Liter}$); n = Freundlich-Exponent

Mit dem Konzept der sog. „substratübergreifende Sorptionsisotherme“ (UAG Sickerwasserprognose 2008) wurde versucht, den Verteilungskoeffizient K_f an Hand von Untergrundeigenschaften wie pH-Wert, Anteil an Humus, Tongehalte abzuleiten.

5 VORGANGSWEISE BEI DER ABSCHÄTZUNG VON SCHADSTOFFFRACHTEN

Zur Abschätzung der von einem kontaminierten Untergrundbereich im Sickerwasser ausgetragenen Schadstofffracht sind Informationen über die räumliche Verteilung der Schadstoffkonzentration im Sickerwasser sowie über die flächige Verteilung der korrespondierenden Sickerwassermenge notwendig. Die Ermittlung der Sickerwassermenge wird im Leitfaden für drei unterschiedliche Fälle beschrieben (vegetationsbedeckte Flächen, vegetationslose nicht versiegelte Flächen und teilversiegelte Flächen). Zur Abschätzung der Sickerwasserkonzentrationen sind im Allgemeinen Verfahren gemäß Kapitel 4 heranzuziehen. Als Gesamtfracht an einem kontaminierten Standort werden die für einzelne Bereiche ermittelten Teilfrachten aufsummiert, wobei im Sinne eines „worst-case-Szenarios“ die höchste ermittelte Sickerwasserkonzentration im betrachteten vertikalen Ausschnitt (Untergrundaufschluss) für die Berechnung heranzuziehen ist. Die Schadstofffracht errechnet sich nach Gleichung 4:

$$F_{\text{SIWA}} = c_{\text{SIWA}} * Q_{\text{SIWA}} \quad (4)$$

F_{SIWA} = flächenbezogene Stofffracht im Sickerwasser [g/d]; c_{SIWA} = mittlere für eine Teilfläche gültige Sickerwasserkonzentration [g/m³ entspricht mg/Liter]; Q_{SIWA} = flächenbezogene Sickerwassermenge [m³/d]

6 SCHLUSSFOLGERUNG

Bei der Erkundung von kontaminierten Standorten ergeben sich auf Grund von Inhomogenität des Untergrundaufbaus und der Schadstoffverteilung sowie methodischer Einschränkungen von Labortests beträchtliche Unsicherheiten. Dementsprechend können Sickerwasserbelastungen nur als „Größenordnung“ abgeschätzt werden. Durch die Auswahl realitätsnäherer Verfahren, der Festlegung der Vorgangsweise und der Forderung nach Plausibilitätsprüfungen sollte zukünftig eine deutlich verbesserte und nachvollziehbare Abschätzung der Sickerwasserbelastung und eine Einschätzung der Grundwassergefährdung an kontaminierten Standorten möglich sein.

LITERATUR

- DIN 19528 (2009) Elution von Feststoffen – Perkolationsverfahren zur gemeinsamen Untersuchung des Elutionsverhaltens von anorganischen und organischen Stoffen. Ausgabe 2009-01.
- DIN 19529 (2009) Elution von Feststoffen – Schüttelverfahren zur Untersuchung des Elutionsverhaltens von anorganischen Stoffen mit einem Wasser/Feststoff-Verhältnis von 2 Liter/kg. Ausgabe 2009-01.
- UAG Sickerwasserprognose (2008) Empfehlungen für die Charakterisierung und Parametrisierung des Transportpfades Boden – Grundwasser als Grundlage für die Sickerwasserprognose. UAG Sickerwasserprognose der Ad-hoc-AG Hydrogeologie und der Ad-hoc-AG Boden des Bund/Länder-Ausschusses Bodenforschung (BLA-GEO). Hannover 2008.

Standortspezifische Beurteilung und Sanierung von Grundwasserschäden

D. Müller & S. Weihs

Umweltbundesamt GmbH, Wien, Österreich

M. Ortmann

Kommunalkredit Public Consulting GmbH, Wien, Österreich

KURZFASSUNG: Die Erfahrungen bei der Sanierung kontaminierter Standorte zeigen, dass auf Grund standortspezifischer Gegebenheiten eine vollständige Wiederherstellung der Beschaffenheit des Grundwassers oft aus naturwissenschaftlich-technischer Sicht nicht oder nur sehr langfristig möglich ist. Unter Berücksichtigung geltender wasserrechtlicher Bestimmungen in Österreich wurde ein abgestuftes Konzept entwickelt, bei dem die Wirksamkeit von Maßnahmen einzelfallspezifisch differenziert geprüft und auf die Voraussetzungen am konkreten Standort abgestimmt werden kann. Anhand standort- und nutzungsspezifischer Beurteilungskriterien und dabei insbesondere Schadstofffrachten kann in Zukunft eine integrierte Beurteilung von Kontaminationen und Sanierungsmaßnahmen erfolgen. Dem neuen österreichischen „Leitbild Altlastenmanagement“ und dem Grundsatz der Nachhaltigkeit soll dabei auch durch die fortlaufende Überprüfung der Effizienz, Verhältnismäßigkeit und Zweckmäßigkeit von Maßnahmen Rechnung getragen werden.

1 EINLEITUNG

Im Rahmen des vom Lebensministerium beauftragten Gesamtprojektes „Altlastenmanagement 2010“ werden Grundlagen für eine Neuausrichtung der Beurteilung und Sanierung kontaminierter Standorte erarbeitet. Die Themenschwerpunkte reichen dabei von der Abschätzung der Schadstoffexposition von Menschen, über die Risikobeurteilung für Ökosysteme bis zur umweltökonomischen Bewertung von Maßnahmen und innovativen Sanierungstechnologien. Innerhalb dieses Gesamtvorhabens werden auch Leitfäden für die Abschätzung von Sickerwasserbelastungen sowie die Beurteilung und Sanierung von Grundwasserschäden erstellt.

Ähnlich wie in vielen europäischen Ländern hat sich auch in Österreich in den letzten 10 Jahren bei Grundwasserschäden an kontaminierten Standorten wiederholt bestätigt, dass eine weitgehende Wiederherstellung der Qualität des Grundwassers nicht nur oft sehr aufwändig, sondern wiederholt auch über längere Zeiträume in der Praxis nicht möglich ist. In dem daraus resultierenden Spannungsfeld zwischen der Zielbestimmung des österreichischen Wasserrechtsgesetzes, Grundwasser als Ressource zur Trinkwasserversorgung zu erhalten (WRG 1959; § 30), und einem relativ geringen ökologischen Nutzen von Maßnahmen werden neue, allgemein akzeptierte und nachvollziehbare Lösungsansätze dringender. Im Sinne der Nachhaltigkeit von Maßnahmen sollten dabei „Lern-“ bzw. „Anpassungszyklen“ zur laufenden Optimierung von Maßnahmen möglich sein.

2 CHARAKTERISIERUNG VON SCHADSTOFFFAHNEN IM GRUNDWASSER

2.1 Abgrenzung von Schadstofffahnen im Grundwasser

Um Verunreinigungen des Grundwassers bei kontaminierten Standorten im Sinne der Darstellung eines dreidimensionalen Schadensbildes vollständig beschreiben zu können, müssen neben der räumlichen Verteilung der Schadstoffe insbesondere die Strömungsverhältnisse (v.a. Fließrichtung und Grundwasserdurchfluss) und die qualitative Beschaffenheit des Grundwassers bekannt sein. Als Voraussetzung für ein gutes System- und Prozessverständnis sind neben der

räumlichen Abgrenzung der Schadstofffahne auch Informationen zur Schadstoffquelle (Grathwohl 2006), wie z.B.

- den stofflichen Eigenschaften der relevanten Schadstoffe, die das Ausbreitungsverhalten in der Umwelt und die Toxizität bestimmen, sowie
- die richtige Einschätzung der „Quellarchitektur“, d.h. die Art des Rückhaltes der Schadstoffe (z.B. adsorbiert an der Feststoffmatrix, residual gesättigte Bereiche als „Blobs“ bzw. tropfenförmig oder „Pools“, zusammenhängende freie Phase)

wesentlich. Bei einer entsprechenden Plausibilitätsprüfung sind einerseits sowohl allgemeine Gesichtspunkte als auch konkrete Abschätzungen darzustellen. Als allgemeine Aspekte sind für den Bereich der Schadstoffquelle und im Verlauf der Schadstofffahne Zusammenhänge qualitativ zu beschreiben, wie z.B. Art der Schadstoffe und mögliche Metaboliten, hydrogeologische Gegebenheiten, Sauerstoffverhältnisse und Redox-Zonierung im Grundwasser sowie Voraussetzungen für den Rückhalt und Abbau von Schadstoffen. Eine konkrete Abschätzung wäre beispielsweise ein Vergleich von Stoffkonzentrationen in der Schadstoffquelle (z.B. Sickerwasser der ungesättigten Untergrundzone) unter Berücksichtigung der Standortverhältnisse (z.B. Verdünnung von Sickerwasser durch den Grundwasserdurchfluss) mit Stoffkonzentrationen im Grundwasser.

2.2 Abschätzung von Schadstofffrachten

Schadstofffrachten stellen eine wesentliche Grundlage bei der Beurteilung von Grundwasser-Verunreinigungen dar und ermöglichen einen Vergleich von Grundwasserschäden bei unterschiedlichen geologischen und hydrogeologischen Standortgegebenheiten (Teutsch et al. 2000). In der Regel wird die Schadstofffracht nahe des Schadensherdes in einem Profil quer zur Ausbreitungsrichtung der Schadstofffahne (Kontrollebene) ermittelt. Neben der horizontalen Ausdehnung der Schadstofffahne sollte auch die vertikale Schadstoffverteilung bekannt sein, da in die Berechnung nicht der gesamte Grundwasserdurchfluss eingeht, sondern nur der schadstoffbelastete. In der Praxis ist die vertikale Abgrenzung von Schadstofffahnen oft nicht bzw. nur mit unverhältnismäßig hohem Aufwand möglich, sodass es oft notwendig ist, naturwissenschaftlich-technisch begründete Annahmen zu treffen.

Üblicherweise werden Schadstofffrachten in einer ersten Näherung als räumliche und zeitliche Mittelwerte abgeschätzt (z.B. durchschnittliche Schadstoffkonzentration und durchschnittliche Durchlässigkeiten über die gewählte Kontrollebene). Da die meisten Eingangsparameter mit unterschiedlich großen Unsicherheiten behaftet sind (z.B. Durchlässigkeit, vertikale Schadstoffverteilung), ist es zweckmäßig, Berechnungen mit unterschiedlichen Annahmen durchzuführen. Als „erhebliche Schadstofffracht“ gilt, wenn ein Grundwasserdurchfluss von 500 m³/Tag im Ausmaß eines Maßnahmen-Schwellenwertes verunreinigt ist (z.B. Tetrachlorethen: Maßnahmen-Schwellenwert 10 µg/Liter; erhebliche Schadstofffracht: 5 g/Tag).

2.3 Abschätzung der Fahnenlänge und des zukünftigen Ausbreitungsverhaltens

Zur Abschätzung der Fahnenlänge können im Idealfall entlang der Grundwasserströmungsrichtung gemessene Schadstoffkonzentrationen bis in den unbelasteten Bereich (kleiner Prüfwert; < PW) an der Spitze der Schadstofffahne herangezogen werden. Stehen keine geeigneten Messwerte zur Verfügung, kann die Länge der Schadstofffahne in Analogie zu gleichen Schadenstypen unter vergleichbaren hydrogeologischen Randbedingungen abgeschätzt werden. Neben Art und Menge des Schadstoffeintrages sind insbesondere die hydrogeologischen Verhältnisse sowie die möglichen Rückhaltemechanismen im Untergrund zu berücksichtigen.

Das zukünftige Ausbreitungsverhalten einer Schadstofffahne sollte über einen Zeitraum von zumindest 20 Jahren abgeschätzt werden. Von zentraler Bedeutung für eine fundierte Prognose sind möglichst gute Kenntnisse zur Schadstoffquelle (Alter, aktuelles Schadstoffpotenzial, zukünftige zu erwartende Mobilisierung) sowie Prozesse im Untergrund die zum natürlichen Rückhalt und Abbau von Schadstoffen beitragen. Neben diesen zentralen Faktoren sind auch Änderungen der Randbedingungen (z.B. Veränderungen der Sickerwassermenge durch Oberflächenver- oder -entsiegelung, Änderungen von Strömungsverhältnissen durch Grundwasserentnahmen) in die Prognose einzubeziehen.

Stehen keine langen Beobachtungsreihen für eine Prognose der Fahnenentwicklung zur Verfügung, kann unter Einbeziehung aller relevanten vorliegenden Erkenntnisse (Standortmodell) eine Hypothese erstellt werden. Der Einsatz mathematischer Modelle für eine Prognose zur Fahnenentwicklung kann in Einzelfällen sinnvoll sein. Die Entwicklung einer Schadstofffahne ist zusammenfassend jedenfalls dahingehend zu beurteilen, ob sich die Schadstofffahne mittel- bis langfristig weiter ausbreiten wird, stationär verhalten wird (Schadstoffnachlieferung steht im Gleichgewicht mit Verdünnungs-, Rückhalt- und Abbauvermögen), oder ein signifikanter Rückgang zu erwarten ist. Ein Überblick zu den Beurteilungskriterien für Grundwasserunreinigungen ist in Abb. 1 dargestellt.

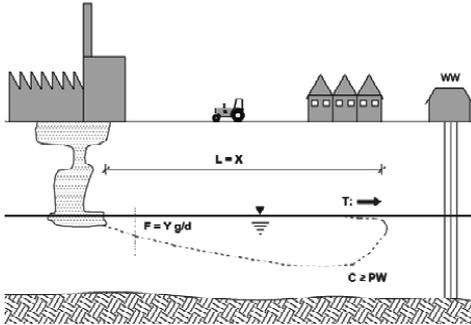


Abb. 1: Beurteilungskriterien für Grundwasserunreinigungen an kontaminierten Standorten (C = Schadstoffkonzentration; PW = Prüfwert; F = Schadstofffracht; L = Länge der Schadstofffahne; T = Trend der Schadstoffausbreitung; WW = Wasserwerk)

3 ABLAUF UND KRITERIEN ZUR KONKRETISIERUNG VON SANIERUNGSZIELEN

3.1 Sanierungsziele – Beschreibung eines ausreichend guten Umweltzustandes

Dem neuen österreichischen „Leitbild Altlastenmanagement“ (BMLFUW 2009) folgend, sollten kontaminierte Standorte eingehend standort- und nutzungsspezifisch beurteilt werden und Maßnahmen verstärkt auf Nachhaltigkeit ausgerichtet sein. Unter diesen Voraussetzungen können Restbelastungen in jenem Ausmaß toleriert werden, bei dem Funktionen des Bodens und von Gewässern im Naturhaushalt langfristig gewährleistet werden.

In diesem Zusammenhang kommt dem Begriff „Sanierungsziel“ im Sinne eines „guten Umweltzustandes“ zentrale Bedeutung zu. Dabei ist festzuhalten, dass für diesen Begriff bis heute keine allgemein gebräuchliche Definition und auch kein einheitliches Verständnis gegeben ist. Oft erfolgt noch immer eine Gleichsetzung mit „Sanierungszielwerten“, so dass ein Verständnis im Sinne von „Grenzwerten“ überwiegt.

Um die standort- und nutzungsspezifische Planung und Durchführung von Maßnahmen zu ermöglichen, ist jedoch wesentlich, dass in Zukunft hierarchisch strukturiert zwischen „Sanierungszielen“ und „Sanierungszielwerten“ unterschieden wird. Als übergeordnete Zielvorgaben entsprechen dabei „Sanierungsziele“ einer verbalen Beschreibung (abstrakt und „qualitativ“) des gewünschten Umweltzustandes für einen kontaminierten Standort und seine Umgebung. Daraus abgeleitet sind in weiterer Folge „Sanierungszielwerte“ als quantitative und damit „messbare“ Zielvorgaben zu konkretisieren. Analog wie bei der Charakterisierung von Verunreinigungen des Grundwassers müssen dabei quantitative Zielvorgaben nicht auf „konzentrationsbezogene“ Kriterien für Schadstoffe beschränkt werden, sondern können einzelfallspezifisch auch auf Schadstofffrachten, geometrische Kriterien (z.B. der Schadstofffahne) und Kriterien zur Beschreibung der zukünftigen Entwicklung berücksichtigen.

3.2 Vorauswahl der Sanierungsziele

Am Beginn der Planung von Maßnahmen sind für einen konkreten kontaminierten Standort ausgehend von generellen Zielvorgaben vorläufige (geplante) Sanierungsziele, das sind stand-

ortspezifische (lokale) Beschreibungen einer ausreichend guten Qualität des Grundwassers, zusammenzufassen. Diese Beschreibung muss den kontaminierten Standort und auch die Umgebung umfassen. Zweck der Vorauswahl von Sanierungszielen („vorläufige Sanierungsziele“ im Sinne der ÖNORM S 2089) ist, dass alle in weiterer Folge bewerteten Sanierungsvarianten nachvollziehbar einheitliche Kriterien erfüllen und damit vergleichbar sind.

Unabhängig vom konkreten Standort in Einzelfall liegt bei historisch kontaminierten Standorten jedenfalls dann ein erheblicher Grundwasserschaden vor, wenn im Grundwasser eine Verunreinigung mit erheblicher Schadstofffracht, einer Längserstreckung von mehr als 100 m und einer Lebensdauer von mehr als 5 Jahren ausgebildet ist.

3.3 Planung von Maßnahmen und einzelfallspezifische Sanierungsziele

Wie in der ÖNORM S 2089 „Altlastensanierung – Sicherungs- und Dekontaminationsverfahren“ (Mai, 2006) dargestellt, handelt es sich bei der Definition von einzelfallspezifischen Sanierungszielen und der Auswahl von Maßnahmen um korrespondierende Aufgaben, die in einem abgestuften Prozess gelöst werden sollten. Voraussetzung für die konkrete Umsetzung einer Sanierung ist, dass geplante Maßnahmen erforderlich, geeignet (technisch realisierbar), effektiv (ökologisch sinnvoll) und angemessen sind. Bei der Vorauswahl von Sanierungsverfahren ist die Eignung von Verfahren und zweckmäßigen Kombinationen zu prüfen. Bestätigt die Variantenstudie, dass vorläufig gewählte Sanierungsziele am konkreten Standort erreicht werden können, erfolgt nach Auswahl einer Variante im Zuge der Erstellung des Sanierungsprojektes die Definition der Sanierungsziele sowie eine Konkretisierung durch Sanierungszielwerte. Zeigt sich im Zuge der Variantenstudie, dass keine geeigneten Sanierungsverfahren verfügbar sind, um vorläufig gewählte Sanierungsziele zu erreichen, müssen Möglichkeiten zur Anpassung der Sanierungsziele geprüft werden. Grundlage für die standort- und nutzungsspezifische Prüfung und einzelfallspezifische Vorauswahl der Sanierungsziele sind

- die Eigenschaften des Untergrundes (geologische und hydrogeologische Standortverhältnisse, geochemische Eigenschaften, Abbau- und Rückhaltevermögen),
- die Eigenschaften der relevanten Schadstoffe (Mobilität und Persistenz; human- und ökotoxikologische Wirkpotenziale),
- die räumliche Verteilung der Verunreinigungen des Untergrundes am Schadensherd und im Grundwasserabstrom sowie
- nutzungsbezogene Randbedingungen (konkrete Nutzung des Grundwassers im Abstrom; Ressourcenschutz nach Dargebot und Qualität; Zusammenhang mit Oberflächengewässern).

In den Vordergrund ist zu stellen, dass durch Maßnahmen eine effektive Reduktion von Verunreinigungen des Grundwassers mit angemessenen Mitteln erzielt werden soll.

3.4 Erstellung des Sanierungsprojektes und Definition der Sanierungsziele

Aufbauend auf das Ergebnis der Variantenstudie ist ein Sanierungsprojekt zu erstellen. Im Zuge der Erstellung eines Einreichprojektes sind für die ausgewählte Variante auch die Sanierungsziele zu beschreiben und Sanierungszielwerte festzulegen. Sanierungszielwerte müssen für alle relevanten Schadstoffe zumindest als konzentrationsbezogene Kriterien definiert werden. Darüber hinaus können Sanierungszielwerte für folgende Kriterien zweckmäßig sein:

- Schadstofffrachten der relevanten Schadstoffe,
- Längenbegrenzung der Schadstofffahne,
- Trend der Schadstoffausbreitung und
- Sicherheitsabstände zwischen der Schadstofffahne und Nutzungen des Grundwassers.

Bei der Begrenzung von Schadstofffrachten sollte – so weit einzelfallspezifisch möglich – eine weitgehende Reduktion (siehe Abb. 2) erfolgen, d.h. generell zumindest auf eine geringe Schadstofffracht ($< 500 \text{ m}^3/\text{Tag} \cdot \text{Maßnahmen-Schwellenwert}$; z.B. Summe aus Tri- und Tetrachlorethen: $\text{MSW} = 10 \text{ µg/Liter}$; geringe Schadstofffracht $< 5 \text{ g/Tag}$). Durch die Reduktion von Schadstofffrachten am Schadensherd sollte sich im Allgemeinen mittelfristig auch der Trend der Schadstoffausbreitung verändern und eine Reduktion der Länge der Schadstofffahne eintreten. Dementsprechend sind zusätzliche Sanierungszielwerte für die Länge der Schadstoff-

fahne, den Trend der Schadstoffausbreitung nur bei großen und komplexen Grundwasserschäden oder bei ausgeprägten Unsicherheiten aufgrund schwieriger Standortverhältnisse notwendig.

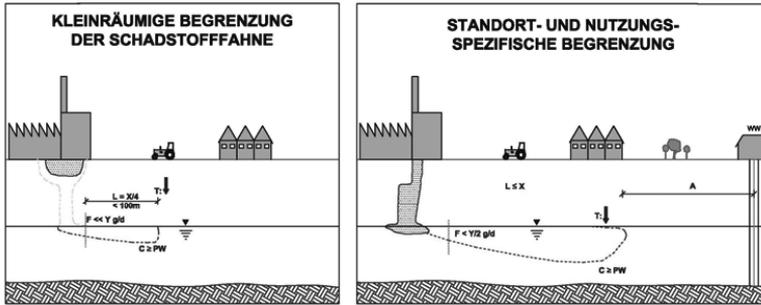


Abb. 2: Sanierungsziele bei Grundwasserverunreinigungen an kontaminierten Standorten (C = Schadstoffkonzentration; PW = Prüfwert; F = Schadstofffracht; L = Länge der Schadstofffahne; T = Trend der Schadstoffausbreitung; WW = Wasserwerk)

Bei der Beschreibung von Sanierungszielen muss jedenfalls auch der Sanierungszeitraum definiert werden. Zeigen die Ergebnisse der Variantenstudie, dass keine geeigneten und angemessenen Varianten für eine langfristige Dekontamination (bis zu 20 Jahre) zur Verfügung stehen, dann ist dieser Sachverhalt begründet und nachvollziehbar zusammenzufassen. Da kein Sanierungsziel vorgeben werden kann, ist in diesem Fall das Ziel der Maßnahmen eine dauerhafte Sicherung des konkreten kontaminierten Standortes.

3.5 Charakterisierung und Prognose zur Wirkung von Maßnahmen

Im Zuge der Erstellung des Sanierungsprojektes sind die jeweils geplanten Maßnahmen in Hinblick auf ihre Wirkung zu beschreiben. Generell sollte dabei eine Zuordnung erfolgen,

- durch welche Maßnahmen vorwiegend eine Dekontamination (z.B. pneumatische In-Situ-Maßnahmen in der wasserungesättigten Bodenzone; Absenkung des Grundwasserspiegels im Schadenszentrum und Phasenextraktion) oder
- vorwiegend eine Sicherung (z.B. hydraulische Maßnahmen im Abstrom von Schadensherden) erzielt wird, sowie
- welche Wirkungen in Kombination einzelner Maßnahmen (z.B. Bodenluftabsaugung in einem Bereich mit Absenkung des Grundwasserspiegels; zeitliche Abfolge von Bodenluftabsaugung und Bioventing) und
- welche Wirkungen durch die Kombination aller Maßnahmen eintreten.

Die Wirkungen sind dabei unterschieden nach Schadstoffquelle und -fahne verbal sowie durch Prinzipskizzen darzustellen. Auf Grund des Sanierungszeitraums ist unter Berücksichtigung jener Gesichtspunkte, die bei der Vorauswahl des Sanierungsziels einzelfallspezifisch maßgeblich waren, der Dynamik des Grundwassers sowie in Zusammenhang mit den vorgesehenen Maßnahmen und angewandten Technologien zu prüfen, in welchen Zeiträumen eine Überprüfung der Maßnahmen zweckmäßig ist. Im Allgemeinen sollten zur Überprüfung der Wirksamkeit, der Entwicklung von Aufwand und Nutzen sowie des Sanierungsfortschrittes zu mindest nach 2, 5 und 10 Jahren entsprechende Maßnahmenaudits durchgeführt werden.

4 ÜBERPRÜFUNG DER SANIERUNG

4.1 Überprüfung des Sanierungsfortschrittes

Bei der Durchführung von Maßnahmen sollten Sanierungsfortschritt und -erfolg sowie Möglichkeiten zur Anpassung und Optimierung regelmäßig geprüft werden („Maßnahmenaudit“). Die Beurteilung des Fortschrittes erfolgt aufgrund des Verlaufes der Sanierung, des Ist-Standes

und von zukünftigen Entwicklungen, die mittels Trend- und Gradientenbetrachtungen prognostiziert werden können. Dabei können grundsätzlich alle Kriterien herangezogen werden, die für die Beschreibung der Schadstofffahne sowie zur Definition von Sanierungszielen und -zielwerten berücksichtigt wurden (z.B. erzielte Reduktion der Schadstofffracht sowie der maximalen Schadstoffkonzentration). Darüber hinaus sind zusätzliche Kriterien zur Beschreibung der Effizienz der Maßnahmen (z.B. spezifischer Energieaufwand) zu betrachten.

Ergibt sich im Zuge eines „Maßnahmenaudits“ bei der Prognose der weiteren Entwicklung, dass eine Erreichung der Sanierungszielwerte langfristig im vorgesehenen Zeitraum unwahrscheinlich ist, sollten Szenarien zur weiteren Vorgangsweise überprüft werden.

4.2 Abschluss von Maßnahmen

In Zusammenhang mit Szenarien zur weiteren Vorgangsweise oder einem Abschluss der Maßnahmen sind folgende Punkte zu prüfen:

- Einhaltung des generellen Sanierungszieles,
- Notwendigkeit, Zweck- und Verhältnismäßigkeit der Fortführung von Maßnahmen und
- Möglichkeiten zur Anpassung und Optimierung der Sanierungsmaßnahmen.

Werden die Sanierungszielwerte nicht eingehalten, jedoch das allgemeine Sanierungsziel erreicht, ist zu prüfen, ob die Eignung der technischen Maßnahmen überschätzt oder welche standortbezogenen Faktoren unterschätzt wurden. Standortspezifisch ist in weiterer Folge zu prüfen, ob sich bei Anpassung der Sanierungszielwerte und Einstellung der Maßnahmen weitergehende Nutzungseinschränkungen ergeben. Ist das nicht der Fall, so gilt das Sanierungsziel als erreicht und es ist ein ausreichender Sanierungserfolg gegeben.

Wurden weder die Sanierungszielwerte noch das Sanierungsziel erreicht sind für eine mögliche Einstellung von Maßnahmen als Aspekte abzuwägen, ob (i) eine deutliche Verringerung der mobilisierten Schadstoffmenge und der räumlichen Ausdehnung der Schadstofffahne erreicht wurde, (ii) im vorgesehenen Sanierungszeitraum keine weitere wesentliche Reduktion zu erwarten ist, (iii) keine weiteren Möglichkeiten zur Anpassung und Optimierung der Maßnahmen zur Verfügung stehen und (iv) eine Gefährdung von Nutzungen auch langfristig ausgeschlossen werden kann. Bei Einstellung der Sanierungsmaßnahmen ist festzulegen, ob und welche langfristigen Beobachtungsmaßnahmen sowie Nutzungseinschränkungen notwendig sind.

5 ZUSAMMENFASSUNG

Dem allgemeinen Stand des Wissens sowie den praktischen Erfahrungen der letzten 20 Jahre entsprechend, müssen standort- und nutzungsspezifische Gegebenheiten bei Grundwasserschäden an kontaminierten Standorten differenzierter berücksichtigt werden. Bei der Planung und Durchführung von Sanierungsmaßnahmen ist unter Abwägung von Aufwand und Wirksamkeit auf die weitgehende Wiederherstellung einer guten Qualität des Grundwassers, zumindest jedoch auf eine schrittweise Reduktion von Belastungen und die Umkehr anhaltender Trends (d.h. keine weitere Ausbreitung von Schadstofffahnen bei Punktquellen) abzielen.

LITERATUR

- BMLFUW (2009) Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft (ed.) *Leitbild Altlastenmanagement – Sechs Leitsätze zur Neuausrichtung der Beurteilung und Sanierung von kontaminierten Standorten*. Wien; Mai 2009.
- Grathwohl, P. (2006) Langzeitverhalten organischer Schadstoffe in Boden und Grundwasser. In: *Grundwasser* (1430-483X) Springer Verlag Berlin/Heidelberg, Volume 11 Heft 3, 157 – 163.
- Teutsch, G., Ptak, T., Schwarz, R. & Holder, T. (2000) Ein neues integrales Verfahren zur Quantifizierung der Grundwasserimmission. In: *Grundwasser* (1430-483X) Springer Verlag Berlin/Heidelberg, Volume 5 Heft 4, 170 – 175.
- WRG (1959) *Wasserrechtsgesetz*. BGBl. 215/1959 i.d.G.F.

Abschätzung der Schadstoffexposition von Menschen an kontaminierten Standorten

T.G. Reichenauer & W. Friesl-Hanl

Austrian Institute of Technology GmbH – AIT, Department Health and Environment, Environmental Resources and Technologies, Seibersdorf, Österreich

T. Dörrie & D. Müller

Umweltbundesamt, Abteilung Altlasten, Wien, Österreich

KURZFASSUNG: Eine differenzierte Analyse des von kontaminierten Standorten ausgehenden humantoxikologischen Risikos kann sowohl bei der Gefährdungsabschätzung wie auch bei der Ableitung von Maßnahmen ein sinnvolles Instrument darstellen. Daher wird derzeit im Rahmen des Projektes „Altlastenmanagement 2010“ eine Arbeitshilfe zur Durchführung einer humantoxikologischen Risikoanalyse erstellt.

Zur Risikoanalyse muss zunächst eine Expositionsabschätzung durchgeführt werden. Diese beruht auf der Charakterisierung des Schadstofftransfers von der Kontamination („Quelle“) hin zum Menschen („Rezeptor“). Dabei sind die maßgeblichen Expositionspfade einerseits von den vorhandenen Schadstoffen und andererseits von den konkreten Nutzungen am Standort abhängig. Aus schadstoffspezifischen und nutzungsbezogenen Pfaden ergeben sich für einen Standort spezifische Expositionsszenarien, für die auf Basis von Expositionsparametern und gemessenen Schadstoffgehalten in den betreffenden Aufnahmemedien (Boden, Luft, Pflanze, etc.) die Exposition für jeden relevanten Schadstoff berechnet wird. Mittels der berechneten Exposition können maßgebliche Expositionspfade identifiziert und toxikologischen Vergleichswerten gegenübergestellt werden. Die Analyse des Beitrages verschiedener Expositionspfade zur Gesamtexposition liefert abschließend eine wichtige Hilfestellung bei der Ableitung von Maßnahmen für kontaminierte Standorte.

1 EINLEITUNG

Eine differenzierte Analyse möglicher Auswirkungen von Schadstoffen im Boden von kontaminierten Standorten auf die menschliche Gesundheit wurde bisher in Österreich in der Praxis nicht durchgeführt. Derzeit erfolgt eine Gefährdungsabschätzung für das „Schutzgut Boden“ auf Basis von generischen Richtwerten im Rahmen der ÖNORM S 2088-2. Diese unterscheidet dem Konzept von Bodenfunktionen entsprechend zwar zwischen unterschiedlichen Nutzungen und beschreibt die Möglichkeit einer humantoxikologisch ausgerichteten Expositionsabschätzung, enthält aber keine methodische Grundlage dazu. In Bezug auf mögliche gesundheitliche Auswirkungen an kontaminierten Standorten stellen dabei generalisierte Prüfwerte für ein stark vereinfachtes Szenario (orale Aufnahme von Boden) die operative Grundlage dar, um zu entscheiden, ob die Möglichkeit einer erhöhten Schadstoffexposition gegeben ist und weitere Untersuchungen dazu notwendig sind.

Aus diesem Grund wird im Rahmen des vom Umweltbundesamt geleiteten und vom Lebensministerium geförderten Projektes „Altlastenmanagement 2010“ eine Arbeitshilfe erarbeitet, die ein Konzept und methodische Unterstützung für eine standortspezifische Abschätzung und Analyse der Schadstoffexposition von Menschen an kontaminierten Standorten beschreibt. Ein wesentliches Anwendungsprinzip ist dabei die direkte Messung von Schadstoffen in den Aufnahmemedien in die die Schadstoffe, ausgehend vom Boden, gelangen können und mit denen der Mensch in direktem Kontakt kommen kann.

2 DAS QUELLE-PFAD-REZEPTOR MODELL

Die Abschätzung der Schadstoffexposition von Menschen an kontaminierten Standorten im Rahmen dieser Arbeitshilfe beruht auf dem „Quelle-Pfad-Rezeptor“-Modell, wobei als Quelle der kontaminierte Standort und als Rezeptor der Mensch definiert wurden. Basierend auf der Publikation „Deviation methods of soil screening values in Europe“ (Carlon (Ed.) 2007) in dem Vorgangsweisen bei der humantoxikologischen Risikoabschätzung in zahlreichen europäischen Ländern zusammenfassend dargestellt sind, wurden die für kontaminierte Standorte typischen Expositionspfade definiert. Dabei werden neben der direkten Exposition durch kontaminierten Boden auch die Möglichkeit einer Schadstoffverlagerung über die Luft, das Wasser, sowie über am Standort produzierte Nahrungsmittel in Betracht gezogen.

Je nach Expositionspfad sind drei möglichen Aufnahmearten von Schadstoffen in den Körper (oral, dermal und inhalativ) zu betrachten (Abb. 1).

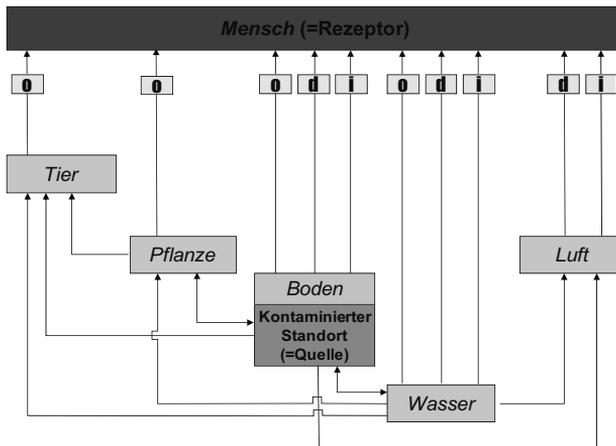


Abb. 1: Schematische Darstellung der an einem kontaminierten Standort zu erwartenden Expositionspfade. Abkürzungen: o = orale Schadstoffaufnahme, d = dermale Schadstoffaufnahme, i = inhalative Schadstoffaufnahme

3 NUTZUNGSKLASSEN UND AKTIVITÄTEN

Der allgemeine konzeptive Ansatz wurde auf Basis der bereits erwähnten „Herakles-Studie“ (Carlon (Ed.) 2007) sowie in direkter Abstimmung mit ExpertInnen der ÖNORM Arbeitsgruppe „Gefährdungsabschätzung“ (ON-AG 157e.02) fünf Nutzungsklassen sowie zwölf Aktivitäten definiert.

In einem ersten Schritt sind zu den Nutzungsklassen die betroffenen Grundstücke im Bereich eines kontaminierten Standortes zuzuordnen. Ziel dabei ist es, dass in Abhängigkeit der Nutzungsklasse bereits bestimmte Aktivitäten und Expositionspfade praktisch ausgeschlossen werden können bzw. dass eine Einschränkung auf typischerweise zu erwartende Aktivitäten möglich wird.

Die für eine Expositionsabschätzung definierten vier Nutzungsklassen sind:

- Wohnen,
- Landwirtschaft und Gartenbau,
- Freizeit und Erholung sowie
- Industrie, Gewerbe und Verkehr.

Für die 5. Nutzungsklasse „Kinderspielplatz“ ist keine standortspezifische Expositionsabschätzung durchzuführen. Hier wird auf den, künftig nur noch für diese Klasse existierenden

Maßnahmschwellenwert einer neuen ÖNORM S 2088-2, als verbindlicher Wert für weitere Maßnahmen verwiesen.

Innerhalb der Nutzungsklassen wurden wiederum eine oder auch mehrere charakteristische Aktivitäten definiert (z.B. Gartenarbeit, Aufenthalt im Innenraum), denen konkrete Expositionspfade (Aufnahmemedien und Aufnahmearten) zugeordnet sind. Die für jede Nutzungsklasse angegebenen Aktivitäten mit ihren entsprechenden nutzungsbezogenen Expositionspfaden stellen als allgemeine Referenz den Ausgangspunkt dar, der im Rahmen einer umfassenden Erhebung und grundstücksbezogene Kartierung der konkreten Nutzungen und Aktivitäten überprüft und konkretisiert werden muss.

4 ABLEITUNG KONKRETER EXPOSITIONSSZENARIEN

Neben der Identifikation von nutzungsbezogenen Expositionspfaden auf Basis der am Standort in unterschiedlichen Bereichen maßgeblichen Aktivitäten ist auch eine Einschränkung der Expositionspfade auf Basis der physikalisch-chemischen Eigenschaften der am Standort vorhandenen Schadstoffe notwendig. So besteht zum Beispiel im Falle von leicht flüchtigen Kohlenwasserstoffen (z.B. LCKW) die Möglichkeit der inhalativen Exposition, während eine Exposition durch Kontakt mit Oberboden (dermal, oral) normalerweise ausgeschlossen werden kann. Die Arbeitshilfe bietet diesbezüglich ein Kapitel, das einen kurzen Überblick über typische an kontaminierten Standorten anzutreffende Schadstoffe bzw. Schadstoffgruppen mit ihren schadstoffspezifischen Expositionspfaden gibt und ergänzt dieses Kapitel mit Stoffdatenblättern der bedeutendsten Schadstoffe, die neben humantoxikologischen Vergleichswerten auch die für diese Betrachtung wichtigsten physikalisch-chemischen Daten zusammenfassen.

Erst aus der Kombination der konkreten Nutzung („nutzungsbezogene Pfade“) und den vorhandenen Schadstoffen („schadstoffspezifische Pfade“) ergeben sich die für unterschiedliche Bereiche eines kontaminierten Standortes maßgeblichen Expositionspfade. Die Gesamtheit der in einem Teilbereich maßgeblichen Expositionspfade wird mit dem Begriff „konkrete standort-spezifische Expositionsszenarien“ beschrieben (Abb. 2).

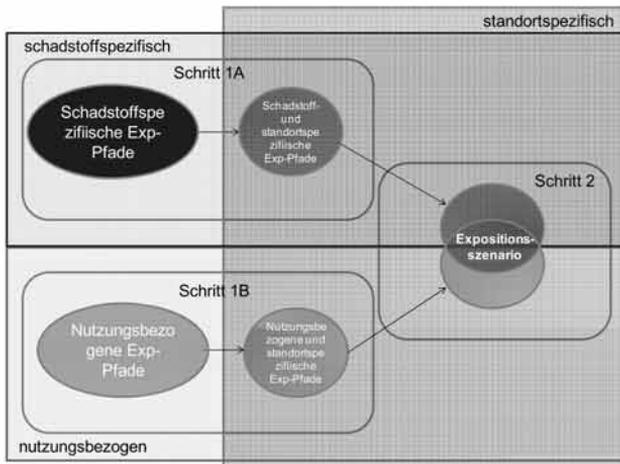


Abb. 2: Schematische Darstellung der Ableitung konkreter standortspezifischer Expositionsszenarien

5 EXPOSITIONSABSCHÄTZUNG UND RISIKOANALYSE

Im nächsten Schritt wird für alle relevanten Schadstoffe die Exposition auf Basis konkreter standortspezifischer Expositionsszenarien abgeschätzt. Hierzu liefert die Arbeitshilfe die ent-

sprechenden Expositionsgleichungen sowie die zur Berechnung notwendigen Expositionsparameter. Das sind insbesondere biometrische Grunddaten (Körpergewicht, Atemrate, Körperoberfläche, etc.), spezifische Expositionsfaktoren (Bodenmenge auf der Haut, Verzehrsmengen von Obst und Gemüse, etc.) sowie spezifische Zeitbudgets für die einzelnen Aktivitäten (durchschnittliche Aufenthaltsdauer in Innenräumen, etc.). Die verwendeten Expositionsparameter beruhen im Wesentlichen auf einer Publikation des Ausschusses für Umwelthygiene in Deutschland (AUH 1995) und einer darauf aufbauenden Publikation zur probabilistischen Expositionsabschätzung (Mekel et al. 2007) in denen die entsprechenden Daten aus internationalen Studien zusammengestellt und bewertet wurden.

Neben den Expositionsparametern sind in die Expositionsgleichungen auch die Schadstoffmesswerte aus entsprechend standortspezifischen und nutzungsbezogenen Untersuchungen der jeweiligen Aufnahmemedien (Boden, Luft, Pflanze, etc.) einzusetzen. Neben Hinweisen zur Planung und Umsetzung entsprechender Untersuchungen werden im Anhang der Arbeitshilfe auch konkrete Hinweise für die operative Umsetzung einer fachgerechten Probenahme und Analyse für die verschiedenen Aufnahmemedien gegeben.

In weiterer Folge wird die Schadstoffexposition – getrennt nach oraler, dermaler und inhalativer Exposition – für die, nach der Kartierung, unterschiedenen Bereiche unterschiedlicher Nutzung ermittelt. Die Ergebnisse dieser Abschätzung der Schadstoffexposition können nun im Vergleich mit humantoxikologischen Vergleichswerten (i.A. tolerierbare tägliche Aufnahmemenge) für eine standortspezifische Risikoanalyse herangezogen werden. Dabei können z.B. jene Aktivitäten und Expositionspfade identifiziert werden, die nutzungsbezogen hohe Anteile an der Exposition haben. Unmittelbar an die Ergebnisse der Risikoanalyse anknüpfend können mögliche Maßnahmen für eine gezielte und effiziente Reduktion der Schadstoffexposition beschrieben und damit Voraussetzungen für das notwendige Risikomanagement und Entscheidungen über die Notwendigkeit und die Art möglicher Maßnahmen (z.B. Nutzungseinschränkungen) geschaffen werden.

6 CONCLUSIO

Zweck der Arbeitshilfe ist es einen plausiblen und nachvollziehbaren methodischen Ansatz für eine differenzierte Betrachtungsweise der Schadstoffexposition von Menschen an kontaminierten Standorten zu etablieren. Gleichzeitig wird dadurch ein systematisches Analyseinstrument zur Verfügung gestellt, das auch geeignet ist Maßnahmen zur Verringerung der Schadstoffexposition zu identifizieren. Durch die Analyse, Abschätzung und den Vergleich einzelner Expositionspfade kann z.B. festgestellt werden, welche Pfade mit einer hohen Expositionsrate zu einer erhöhten Schadstoffexposition beitragen, so dass auf dieser Basis auch entsprechend gezielte Maßnahmen zur Verminderung oder Vermeidung der Schadstoffexposition getroffen werden können.

LITERATUR

- AUH (1995) Ausschuss für Umwelthygiene (AUH) (1995) Standards zur Expositionsabschätzung. Bericht des Ausschusses für Umwelthygiene. Behörde für Arbeit, Gesundheit und Soziales Hamburg (Hrsg.), Hamburg.
- BMLFUW (2007) Altlastensanierung in Österreich – Effekte und Ausblick. Hrsg.: Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Abteilung VI/3, Abfallbehandlung und Altlastensanierung, Wien, Oktober 2007. <http://hilfe.lebensministerium.at/article/articleview/61109/1/7008/>.
- Carlou, C. (ed.) (2007) Derivation methods of soil screening values in Europe. A review and evaluation of national procedures towards harmonization. Joint Research Centre, Ispra, Italy, European Commission.
- Mekel, O., Mosbach-Schulz, O., Schumann, M., Okken, P.-K., Peters, C., Herrmann, J., Hehl, O., Bubenheim, M., Fehr, R. & Timm, J. (2007) Evaluation von Standards und Modellen zur probabilistischen Expositionsabschätzung. Teil 1: Grundlagen der bevölkerungsbezogenen Expositionsmodellierung. Forschungsbericht 202 61 218/02, UBA-FB 001073/1, WaBoLu-Hefte 02/07, ISSN 1862 – 4340.

Umweltökonomische Bewertung von Sanierungsmaßnahmen

M. Ortmann

Kommunalkredit Public Consulting GmbH, Wien, Österreich

G. Döberl

Umweltbundesamt GmbH, Wien, Österreich

KURZFASSUNG: Die Auswahl von Sanierungsmaßnahmen an kontaminierten Standorten ist entsprechend dem gesetzlich verankerten Hauptziel der Altlastensanierung vor allem an ökologischen Gesichtspunkten auszurichten. Um einen optimalen Einsatz wirtschaftlicher Ressourcen zu gewährleisten, sind auch wirtschaftliche Aspekte einzubeziehen. Für den Vergleich von Sanierungsmaßnahmen hinsichtlich ihrer ökologischen und ökonomischen Auswirkungen wird in Österreich derzeit kein standardisiertes Bewertungsinstrument angewendet. Es werden zahlreiche umweltökonomische Bewertungsverfahren vorgestellt und evaluiert, ob diese im Rahmen des künftigen Altlastenmanagements in Österreich standardisiert angewendet werden können. Es zeigt sich, dass ein System auf Basis einer Kosten-Wirksamkeits-Analyse am besten geeignet ist.

1 EINLEITUNG

Im Rahmen des vom Lebensministerium beauftragten Gesamtprojektes „Altlastenmanagement 2010“ werden Grundlagen für eine Neuausrichtung der Beurteilung und Sanierung kontaminierter Standorte erarbeitet. Die Themenschwerpunkte reichen dabei von der Abschätzung der Schadstoffexposition von Menschen über die Risikobeurteilung für Ökosysteme bis zur umweltökonomischen Bewertung von Maßnahmen und innovativen Sanierungstechnologien. Innerhalb dieses Gesamtvorhabens wurden Grundlagen für die umweltökonomische Bewertung von Maßnahmen an kontaminierten Standorten erarbeitet und seitens des Umweltbundesamtes (Ortmann & Döberl 2010) veröffentlicht.

2 AUSGANGSSITUATION UND ZIELSETZUNG

Entsprechend dem Hauptziel der Altlastensanierung ist die Auswahl von Maßnahmen an kontaminierten Flächen vor allem an ökologischen Gesichtspunkten auszurichten. Um einen optimalen Einsatz volkswirtschaftlicher Ressourcen gewährleisten zu können, sind auch wirtschaftliche Aspekte in die Abwägungen zur Auswahl von Maßnahmen einzubeziehen. Dies umso mehr, als die finanziellen Mittel zur Altlastensanierung auch künftig begrenzt sein werden, die Anzahl der Sanierungen jedoch erhöht werden soll. Die generelle Zielsetzung geben wortgleich das Umweltförderungsgesetz (UFG 1993) und die Förderungsrichtlinien (FRL 2008) des Bundes für die Altlastensanierung oder -sicherung als „größtmöglichen ökologischen Nutzen unter gesamtwirtschaftlich vertretbarem Kostenaufwand“ vor. Dazu wird im „Leitbild Altlastenmanagement“ (BMLFUW 2009) des Lebensministeriums unter Leitsatz 5 festgestellt: „Zum Vergleich von Maßnahmen hinsichtlich ihrer Nachhaltigkeit sind klare umweltökonomische Kriterien und Methoden notwendig ...“. Um den finanziellen Mitteleinsatz unter den gegebenen ökologischen Anforderungen zu optimieren, ist daher ein klarer Ziel- und Entscheidungsrahmen vorzugeben, der mit entsprechenden umweltökonomischen Bewertungsinstrumenten umgesetzt werden kann.

Die umweltökonomische Bewertung von Maßnahmen im Rahmen einer „Variantenstudie“ ist in der Bundesförderung der Altlastensanierung in Österreich bereits seit 20 Jahren obligatorisch verankert und gängige Praxis. Auf Grund der höchst unterschiedlichen Einzelfallsituationen in

den Altlasten erfolgt die umweltökonomische Bewertung und damit das Bewertungsverfahren bisher einzelfallbezogen. Für die Zukunft wird die Anwendung eines einheitlich etablierten und standardisierten Bewertungsinstruments angestrebt. Ziel der Arbeiten war es daher, Grundlagen und Verfahren für die umweltökonomische Bewertung von Sanierungsmaßnahmen zu vergleichen und Empfehlungen für geeignete standardisierte Bewertungsinstrumente abzuleiten.

3 INHALT UND AUFBAU DER STUDIE

Es werden zunächst allgemeine Grundsätze und eine mögliche Systematik für umweltökonomische Bewertungen beschrieben sowie Anforderungen definiert, die ein zukünftiges Bewertungsinstrument erfüllen soll. Im Weiteren wurde hinsichtlich dieser Kriterien eine Literaturstudie durchgeführt. Dabei wurden sowohl Studien als auch wissenschaftliche Literatur zum Thema erhoben, auf ihre Relevanz und Eignung überprüft und zusammengefasst. Gleichzeitig wurden die erhobenen Bewertungsinstrumente im Hinblick auf ihre Eignung und Möglichkeiten zur Anpassung evaluiert. Die Ergebnisse der Literaturstudie wurden in einem Zwischenbericht zusammengefasst.

Auf Basis des Zwischenberichtes wurden mögliche Lösungsansätze sowie die Eignung und Anwendbarkeit existierender Bewertungsinstrumente in einem erweiterten Kreis von ExpertInnen, insbesondere auch aus dem Bereich der Umweltökonomie, im Rahmen eines Workshops erörtert.

Aufbauend auf den Ergebnissen der Literaturstudie und des Workshops wurden mögliche Bewertungsinstrumente ausgewählt und hinsichtlich ihrer Eignung für die umweltökonomische Bewertung bei kontaminierten Standorten evaluiert. Dabei wurden die Rahmenbedingungen für den geplanten Einsatz und die notwendigen Eingangsdaten sowie deren notwendige Genauigkeit, Struktur und Verfügbarkeit überprüft. Insbesondere wurden Ansätze zur Festlegung eines Zielsystems ausgearbeitet. Empfehlungen zur weiteren Vorgangsweise schließen die Studie ab.

4 WESENTLICHE ERGEBNISSE DER LITERATURSTUDIE

Konkrete umweltökonomische Bewertungsverfahren für Sanierungsmaßnahmen an kontaminierten Flächen, die etabliert, standardisiert und durch langjährige Praxis erprobt sind, konnten nicht erhoben werden.

Ein großer Teil der in der Literatur im Zusammenhang mit dem Management kontaminierter Flächen existierenden Entscheidungshilfen oder Decision Support Tools (DSTs) sind keine umweltökonomischen Bewertungsverfahren im engeren Sinne, sondern Verfahrensschemata oder Visualisierungswerkzeuge.

Von den klassischen Entscheidungsverfahren und Wirtschaftlichkeitsanalysen erscheinen vor allem die Nutzwertanalyse (NWA) und die Kosten-Wirksamkeits-Analyse (KWA) zur konkreten umweltökonomischen Bewertung von Sanierungsverfahren an kontaminierten Standorten geeignet bzw. auf die spezifische österreichische Anwendung adaptierbar und entwickelbar. Voraussetzung der Anwendung dieser Verfahren ist in jedem Fall die Vorgabe von klaren räumlichen und zeitlichen Systemgrenzen, eines klaren Zielsystems sowie die Gewichtung der Ziele bzw. der Kriterien, die diese Ziele beschreiben.

Die derzeit gängige Praxis der umweltökonomischen Bewertung von Sanierungsmaßnahmen in Österreich im Zuge der im Förderungsverfahren obligaten Variantenstudien entspricht weitgehend dem Verfahren der NWA.

Von den aus der Literatur erhobenen speziellen Verfahren für kontaminierte Flächen erscheinen die Systeme REC (Niederlande), DARTS (UNIDO) und WILMA (Deutschland) für eine weitere Verfolgung hinsichtlich einer eventuellen Anwendung geeignet. Es ist jedoch von einer erforderlichen Anpassung dieser Verfahren zur Anwendung auf die konkrete österreichische Situation auszugehen bzw. können lediglich einzelne Teile oder Ansätze uneingeschränkt verwendet werden.

5 EVALUIERUNG UND EMPFEHLUNG VON UMWELTÖKONOMISCHEN BEWERTUNGSINSTRUMENTEN

Die aus der Literatur erhobenen Lösungsansätze wurden auf ihre Eignung und Anwendbarkeit in einem erweiterten Kreis von Expertinnen aus Wissenschaft und Praxis im Rahmen eines Workshops erörtert. Darauf aufbauend wurden mögliche Bewertungsinstrumente ausgewählt und hinsichtlich ihrer Anwendungseignung für die umweltökonomische Bewertung von Maßnahmen an kontaminierten Standorten in Österreich evaluiert.

Als Ergebnis wird empfohlen, zur umweltökonomischen Bewertung von (Sanierungs)maßnahmen an kontaminierten Flächen ein Bewertungsinstrument auf Basis einer modifizierten Kosten-Wirksamkeits-Analyse (mKWA) zu entwickeln. Der Vorteil dieser Methode liegt im Vergleich zu anderen in Frage kommenden Verfahren vor allem in ihrer Flexibilität hinsichtlich Anpassung an die spezifischen österreichischen Anforderungen. Darüber hinaus zeichnet sich die Methode durch einfache Handhabung, eine grundsätzlich hohe Transparenz des Verfahrens und des Algorithmus sowie durch eine methodisch geeignete Integration des Kostenfaktors in die Bewertung aus.

6 DIE MODIFIZIERTE KOSTEN-WIRKSAMKEITS-ANALYSE (MKWA) ALS UMWELT-ÖKONOMISCHES BEWERTUNGSINSTRUMENT VON ALTLASTENSANIERUNGSMASSNAHMEN

6.1 *Ablauf und Ergebnis der mKWA*

Die wesentlichen operativen Schritte der mKWA sind:

- Definition der Alternativen: Ausgehend vom Sanierungsziel erfolgt eine Vorauswahl technisch geeigneter Sanierungsvarianten im Hinblick auf das Sanierungsziel.
- Definition des Zielsystems: Die Zielsetzungen werden in Form einer Hierarchie formuliert. Wenige Oberziele werden durch jeweils mehrere Teilziele genauer definiert. Dieses System kann je nach Erfordernis über mehrere Zielebenen fortgesetzt werden, bis diese auf der untersten Ebene durch möglichst quantitativ messbare Zielkriterien hinsichtlich ihrer Wirksamkeit eindeutig beschrieben werden können.
- Gewichtung der Ziele und Zielkriterien: Die verschiedenen Ziele werden jeweils nach ihrer Bedeutung für die Entscheidungsträger gewichtet. Die Summe der Gewichte von Teilzielen einer Ebene entspricht dem Gewicht des zugehörigen Zieles der darüber liegenden Ebene.
- Wirksamkeitsanalyse: Nach Ermittlung der Messwerte jeder Alternative im Hinblick auf jedes einzelne Zielkriterium werden diese in einen dimensionslosen Wirksamkeitswert („Zielerfüllungsgrad“, z.B. Schulnotenskala) transformiert. Die Summe der Wirksamkeitswerte je Alternative ergibt die Gesamtwirksamkeit.
- Kostenanalyse: Die Kosten der einzelnen Alternativen werden in Form einer betriebswirtschaftlichen Kennzahl ermittelt. In der Praxis hat sich diesbezüglich der Projektkostenbarwert etabliert.
- Ermittlung der Kosten-Wirksamkeit: Abschließende Division der Gesamtwirksamkeit je Alternative durch die Kostenkennzahl.
- Reihung der Alternativen auf Grund der Kosten-Wirksamkeiten, damit ist eine nachvollziehbare Ermittlung der umweltökonomisch optimalen (Sanierungs)maßnahme gegeben.

6.2 *Das Zielsystem als Grundlage der mKWA*

Ausgangspunkt, Rahmen und wesentlicher Arbeitsschritt der mKWA ist die Definition eines klaren Zielsystems der Entscheidung für Maßnahmen an kontaminierten Standorten. Die verschiedenen Ziele, Teilziele und Zielkriterien werden jeweils nach ihrer Bedeutung für die Entscheidungsträger gewichtet.

Es liegt nahe, die Oberziele aus den Zielbestimmungen einschlägiger Regelwerke (z.B. Umweltförderungsgesetz, Leitbild Altlastenmanagement) abzuleiten. Gemeinsam ist allen relevanten Regelwerken, dass ökologischen Zielen oberste Priorität eingeräumt wird. Den Aspekten der Wirtschaftlichkeit und des Flächenmanagements wird in den Regelwerken unterschiedliche Be-

deutung beigemessen. bzw. finden sie oft keine Berücksichtigung. Das neue „Leitbild Altlastenmanagement“ zielt darauf ab, dass Sanierungsmaßnahmen „nachhaltig“ sein sollen.

Die Formulierung und messbare Bewertung sozialer Ziele bzw. Kriterien in Zusammenhang mit Maßnahmen an kontaminierten Standorten ist problematisch, da ein direkter Zusammenhang zwischen rein sozialen Zielen und „Altlastensanierungsmaßnahmen“ in der Regel nicht vorliegt.

Mit der vorgesehenen künftigen Anwendung der mKWA bei Maßnahmen an kontaminierten Standorten handelt es sich um die Bewertung einzelner Maßnahmen an einem bestimmten Standort, die ihre Wirkungen auch primär nur an diesem Standort entfalten. Daher sollten jene Ziele/Kriterien, die vorwiegend eine Wirkung am Standort im Hinblick auf das betroffene Schutzgut (z.B. Grundwasser) beschreiben, deutlich höher gegenüber Wirkungen gewichtet werden, die sich nicht primär am Standort zeigen (z.B. CO₂, Emissionen durch Transportvorgänge).

Bei der praktischen Umsetzung der mKWA kann je nach Anwendungsfall eine Differenzierung der Festlegung von Zielen, Gewichtungen und Bewertungen auf unterschiedliche Entscheidungsebenen erfolgen. Die oberen Zielebenen und Gewichtungen können beispielsweise auf einer übergeordneten Entscheidungsebene definiert werden, so dass sie damit für eine Anwendung im Einzelprojekt bereits unveränderlich vorgegeben sind. Für die Anwendung der mKWA in der Förderung zur Altlastensanierung liegt nahe, dass die Festlegung der Oberziele und die damit verbundene Gewichtung vorab durch den Förderungsgeber erfolgen.

6.3 Die mKWA als Instrument bei der Förderung von Sanierungsprojekten

Das Bewertungsinstrument der mKWA soll im Rahmen der gemäß den Förderungsrichtlinien für die Altlastensanierung und -sicherung 2008 (FRL 2008) obligatorisch vorgesehenen Variantenuntersuchungen dazu eingesetzt werden, nach einem aus der Gefährdungsabschätzung abgeleiteten Sanierungsziel (gemäß FRL 2008 erster Schritt der Variantenuntersuchung) und der darauf basierenden Vorauswahl technisch möglicher Varianten in einem dritten Schritt die nach ökologischen, wirtschaftlichen und sonstigen Kriterien im Hinblick auf das Sanierungsziel optimale Lösung zur Sanierung oder Sicherung der Altlast auszuwählen. Das Bewertungsinstrument dient daher nicht zur Festlegung eines Sanierungszieles. Das Zielsystem (Ziele und Gewichtungen der oberen Zielebenen) des Bewertungsinstrumentes wird weitgehend vorgegeben. Die Bewertungskriterien und Gewichtungen der unteren Entscheidungsebene sollen durch den Planer im Einzelfall definiert bzw. festgelegt werden.

7 SCHLUSSFOLGERUNG

Das umweltökonomische Bewertungsverfahren der mKWA erscheint am besten geeignet, unter den gegebenen österreichischen Rahmenbedingungen einen klaren Entscheidungsrahmen zur Bewertung und Auswahl von Maßnahmen an kontaminierten Flächen unter ökologischen und wirtschaftlichen Zielsetzungen zu gewährleisten. Es wird daher empfohlen, ein konkretes Bewertungstool auf Basis der mKWA für den standardisierten und obligatorischen Einsatz in der Förderung zur Altlastensanierung zu entwickeln.

LITERATUR

- BMLFUW (2009) Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft (ed.) *Leitbild Altlastenmanagement – Sechs Leitsätze zur Neuausrichtung der Beurteilung und Sanierung von kontaminierten Standorten*. Wien; Mai 2009.
- FRL (2008) Förderungsrichtlinien 2008 für die Altlastensanierung- oder Sicherung, Richtlinie des Bundesministers für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft.
- Ortmann, M. & Döberl, G. (2010) *Umweltökonomische Bewertung von Sanierungsmaßnahmen*. Wien, Österreich: Umweltbundesamt Report REP-0159.
- UFG (1993) Umweltförderungsgesetz BGBl. Nr. 185/1993 i.d.F. BGBl. I Nr. 52/2009.

Moderne Grundbaumethoden zur hydraulischen Abschirmung von Altlasten und Altdeponien

R.M. Conrad

Konsulent für Wasser und Boden, Regensberg, Schweiz

KURZFASSUNG: Seit einiger Zeit pflegen Umweltverbände im Verein mit den Medien lautstark die Totalsanierung praktisch aller umweltgefährdenden Altdeponien und Altlasten zu fordern. Diese Wünsche können oft nicht ohne weiteres erfüllt werden, weil der Deponierückbau oder die Altlastensanierung ohne eingehende Sicherung erst recht umweltgefährdend sein kann. Die Sicherungsmethodik ist allerdings erst in letzter Zeit wirklich effizient geworden. Heute erlaubt es der moderne Grundbau, über die früher gebräuchliche Erstellung einiger Fassungsbrunnen hinaus, einen effizienten Schutz der Abstrombereiche durch hydraulische Abschirmung zu realisieren. Neben den seit längerem gebräuchlichen „funnel-and-gate“-Verfahren zur Einengung und Fassung von Freisetzungen oder dem sog. Tandemschacht-Verfahren zur Entwässerung von Deponiekörpern steht die Anwendung von verlaufsgesteuerten Drainagebohrungen (sog. HDD-Verfahren) und die unter der Bezeichnung WHD neu auf den Markt gebrachte Modifikation des Horizontalfilterbrunnens im Vordergrund. Mit diesen Verfahren lassen sich sowohl wirksame Abschirmungen wie nachträglich erstellte Basisentwässerungen realisieren.

1 EINLEITUNG

Im Zug der Weiterentwicklung des Umweltbewusstseins wird in den letzten Jahren gerade von den Umweltverbänden mit lautstarker Unterstützung der Medien vermehrt gefordert, umweltgefährdende Altlasten und Altdeponien radikal zu beseitigen, d.h. restlos zu entsorgen. Die Aufsichtsbehörden springen in der Regel nicht ungern auf diesen Zug auf, so lange zumindest, als sie sich nicht selber als sanierungsverpflichtet sehen. Dass derartigen Ansinnen nicht immer widerstandslos Folge geleistet wird, hängt allerdings, entgegen landläufiger Meinung, keineswegs nur mit der kommerziellen Zurückhaltung der Sanierungs-Verpflichteten zusammen.

Manche Altlasten sind einfach zu ausgedehnt, um einer Totalsanierung unterzogen zu werden, manche sind zudem überbaut oder oberflächlich anderweitig genutzt. Ein Beispiel ist die ausgedehnte Altlasten-Landschaft im Raum Bitterfeld in der ehemaligen DDR. Da kann man nicht einfach die Bagger zur Beseitigung von gut eingegrenzten Hotspots auffahren lassen. Andere Altlasten sind derart gefährlich, dass ein Rückbau mehr Schaden anrichten würde, als ein Belassen des Status quo in Verbindung mit einer sorgfältigen Überwachung. Solches gilt für hochgiftige Ablagerungen, wie auch für Deponieinhalte, deren Gefährdungspotential bei Luft- oder Wasserzutritt exponentiell zunehmen kann. Wenn beispielsweise eine Aluschlackenstaub-Deponie bei Wasserzutritt aus Niederschlägen oder bei einem Ansteigen des Grundwasserspiegels giftige und/oder explosive Gase freisetzen kann, ist an einen Rückbau unter vertretbaren Randbedingungen kaum zu denken. In solchen Fällen wird sich auch in Zukunft die Frage einer wirkungsvollen und zuverlässigen Sicherung stellen.

2 ABSCHIRMUNG MIT KONVENTIONELLEN BRUNNENSYSTEMEN

Wirklich effiziente Vorkehrungen zur Sicherung von Problem-Altlasten sind allerdings noch nicht sehr lange im Gebrauch. In den ersten Jahren nach dem bösen Erwachen aus der „Ab-lagerungs-Euphorie“, und da und dort leider bis in die jüngste Zeit, hat man sich häufig damit begnügt, eine Altdeponie oberflächlich abzudichten bzw. eine Altlast zu versiegeln, und zur

Vermeidung von Freisetzungen auf dem Wasserpfad im mehr oder weniger klar erfassten Abstrombereich ein paar Filterbrunnen zu bohren. Mit solchen Maßnahmen glaubte man vielfach, eine dauerhafte Abschirmung bzw. Sicherung schaffen zu können. Die Brunnenstandorte und -abstände wurden aber zur Erreichung der erforderlichen hydraulischen Senke allerdings vielfach nach (hydrogeologischem) Gefühl festgelegt. Und wo die Sicherungsplanung rechnerisch durch eine Strömungs-Modellierung unterstützt wurde, mussten häufig komplexe geologische Strukturen bis zur Unkenntlichkeit vereinfacht werden, was auch nicht zur Zuverlässigkeit der auf diese Weise festgelegten Maßnahmen beitrug.

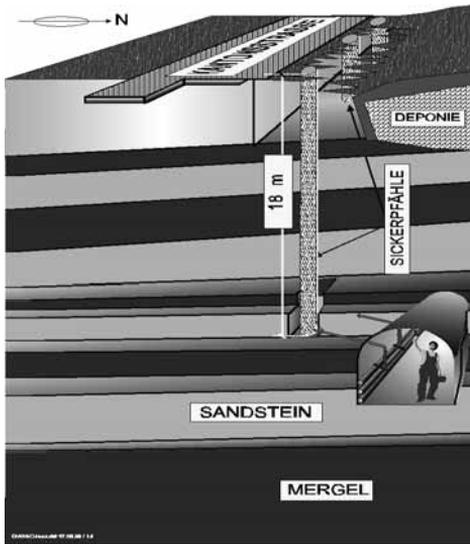


Abb. 1: Schnitt durch das Abschirmungssystem der SMD Kölliken

Ein Beispiel zur Erläuterung: Bei der seinerzeit als Langzeitsicherung geplanten Abschirmung Süd der Sondermülldeponie Kölliken (Schweiz) hat sich auf Grund eingehender hydrogeologischer und hydraulischer Abklärungen gezeigt, dass eine sichere Drainage mit Langzeitwirkung mittels Filterbrunnen erst bei einem relativ engen Brunnenabstand von rund 5 m zu erwarten war. Dies hat in Kölliken für einen Abschirmungsbereich von rund 600 m Länge zum Bau von rund 130 Vertikalbrunnen mit 12 – 20 m Tiefe geführt. Dass eine derart große Brunnenzahl mit Pumpen-Schlürfbetrieb in jedem Brunnen mit einem ausgesprochen hohen Betriebs- und Unterhalts-Aufwand verbunden wäre, ist wohl einzusehen. Verständlich also, dass die Fassungsreihe durch einen Fuß-Stollen ergänzt wurde, in welchem die aus den Einzelbrunnen zufließenden Wässer bei Bedarf selektiv gefasst und separat entsorgt werden können.

Wenn heute die Totalsanierung in Kölliken vor allem durch den Rückbau und das Handling der Abfälle in riesigen frei gespannten Unterdruckhallen als besonders spektakulär angesehen werden darf, ist doch nicht zu vergessen, dass die hydraulische Maßnahme erst den emissionsfreien Rückbau der Deponie ermöglicht hat. Die Brunnenreihe hat zusammen mit einer Drainage im Zustrombereich den teilweise eingestauten Deponiekörper zuverlässig entwässert und die Freisetzungen auf dem Wasserpfad weitestgehend unterbunden.

Die Kontamination im Abstrombereich ist nämlich mittlerweile so stark zurückgegangen, dass sich sparsame Politiker schon gefragt haben, ob es mit den 20 Mio. Euro, welche das Abschirmungssystem gekostet hat, nicht genug gewesen wäre, statt für eine Gesamtsanierung mittels Rückbau mit zugehörigen Umweltproblemen noch mehrere 100 Mio. draufzusetzen.

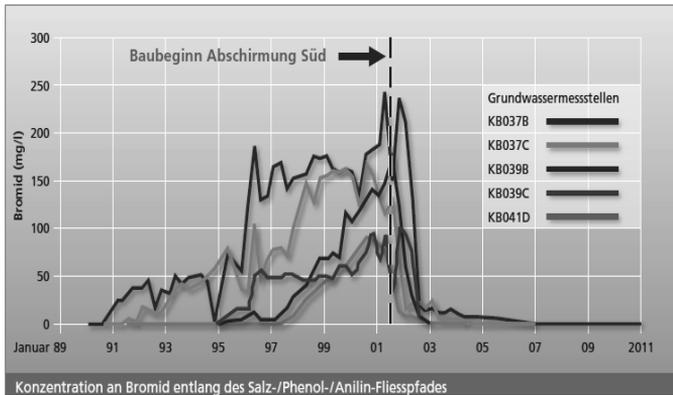


Abb. 2: Wirkung der hydraulischen Abschirmung der SMD Kölliken

Die Gründe für die Anordnung einer Gesamtsanierung trotz wirkungsvoller Abschirmung sind für den Fall Kölliken schon früher an der DepoTech hinlänglich dargestellt worden. Gerade bei einer Industiemülldeponie fällt eben, im Gegensatz zu Hausmülldeponien, bei einer Langzeitsicherung ein erheblicher Unterhalts- und Betriebsaufwand während Jahrzehnten, vielleicht Jahrhunderten an. Allerdings gewinnt heute da und dort auch die Überlegung Raum, dass eine Sicherung nicht nur ein negativ zu bewertendes Verschieben von Aufgaben zuhanden späterer Generationen bedeuten muss, sondern auch die Chance bietet, Altlasten in nicht allzu ferner Zukunft durch neue Technologien „inertisieren“ zu können.

3 ABSCHIRMUNGEN MIT MODERNEN GRUNDBAUMETHODEN

Der moderne Spezialtiefbau bietet heute eine ganze Palette an wirkungsvollen und kommerziell durchaus vertretbaren Methoden zur Sicherung, und ganz besonders zur hydraulischen Abschirmung von Altlasten oder Altdeponien an.

So wird heute oft statt einer einfachen hydraulischen Senke eine als „funnel-and-gate“ bekannt gewordene Lösung realisiert. Dieses Verfahren besteht im Wesentlichen aus einer Dichtwand mit einem klar definierten Fassungsbereich (gate), wo belastete Wässer gefasst und möglichst vor Ort dekontaminiert werden. Sofern auf diese Weise kontaminiertes Wasser in einer für die Aufbereitung angemessenen Menge gefasst werden kann, ist dieses Vorgehen gegenüber einer engständigen Brunnenreihe mit Fassungsstollen häufig wirtschaftlicher. Ein Vorteil derartiger Kombinationen besteht zudem darin, dass weniger Sauberwasser in die Abschirmung zurückfließt. Sobald jedoch, etwa bei größeren Abschirmungsbereichen, Mehrfachanlagen benötigt werden, sind Drainagewände bzw. -schirme weiterhin eher im Vorteil.

Letztere können heute anstelle von Brunnenreihen kosten- und unterhaltsgünstiger mit verlaufsgesteuerten Drainagebohrungen im sog. HDD-Verfahren (Hydraulic directional drilling) erstellt werden. Dieses stammt ursprünglich aus dem grabenlosen Leitungsbau, wurde zuerst in den USA entwickelt, und erlaubt das zielgenaue Auffahren von Fassungssträngen von mehreren hundert Metern Länge in Fest- und Lockergestein. Bei optimierter Anordnung kann das Fassungs-system über einen einzigen Sammelschacht entwässert (siehe Abb. 3) und relativ einfach über die Bohr-Ansatzpunkte regeneriert werden. Damit verringert sich der Unterhalts- und Betriebsaufwand um Größenordnungen.

Im Gegensatz zu Vertikalbrunnen wurden konventionell erstellte Horizontalfilterbrunnen bisher nur ausnahmsweise für die Abschirmung von Altlasten verwendet, obwohl auch bei diesem Verfahren der Unterhalts- und Betriebsaufwand deutlich geringer ist. Bekanntlich sind die Bohrungen im konventionellen Horizontalbrunnenbau einerseits Verdrängungs- und andererseits Spülbohrungen unter Ausnützung des hydrostatischen Überdrucks zwischen ungestörtem Grundwasserspiegel und gelentem Schacht. Die relativ geringe erreichbare Bohrlänge (bis ca.

60 m) und der Umstand, dass das Auffahren der Stränge bisher nur in unverkitteten, weitgehend kohäsionslosen Lockergesteinen möglich war, hat der Anwendung der konventionellen Verfahren deutliche Grenzen gesetzt.

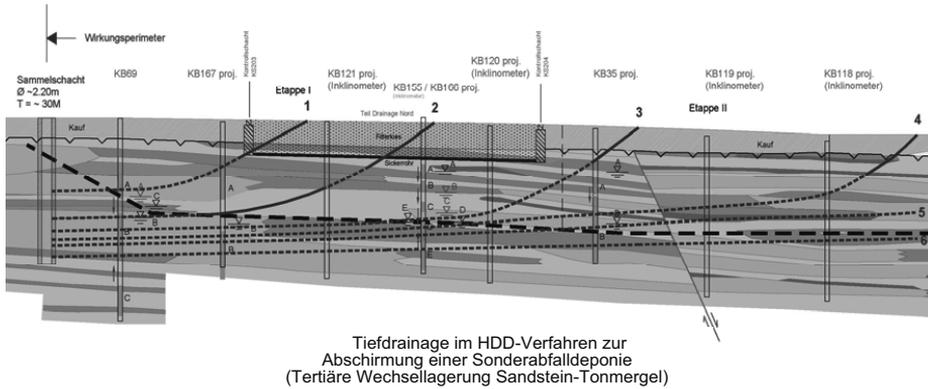


Abb. 3: Drainageschirm mit verlaufgesteuerten Fassungssträngen mit Sammelschicht

Seit kurzem erlaubt der Einsatz eines neu auf den Markt gekommenen, wasserhydraulisch betriebenen Drehbohrverfahrens (sog. WHD-Verfahren, siehe Abb. 4) nun auch vermehrt die Anwendung von Horizontalfilterbrunnen zur Abschirmung von Altlasten oder Altdeponien. WHD-Fassungsstränge können in Locker- und Festgestein eine Länge von 150 m und mehr erreichen. Die einzusetzenden Filterrohrtypen sind frei wählbar und können auch mit Kiesschüttung ummantelt werden. Das beim Horizontalbrunnenbau stets recht heikle Problem des Strangabschlusses nach Erreichen der Soll-Länge konnte mittlerweile zuverlässig gelöst werden. Das Verfahren eignet sich besonders für die Evakuierung größerer Wassermengen, wie sie etwa zur Trockenlegung einer „ersoffenen“ Altdeponie entnommen werden müssen.



Abb. 4: Bohrkopf einer WHD-Anlage

Als fast unlösbares Problem wurde bis dato die nachträgliche Erstellung einer Basisentwässerung angesehen. Viele Altdeponien verfügen nur über marginale oder nicht mehr voll funktionsfähige Systeme. Man war sich im Deponiebau zwar schon vor 40 Jahren bewusst, dass der „Deponiesaft“ von der Deponiebasis wegzuleiten war; zu diesem Zweck wurden aber oft nur einfache, mit Kies verfüllte Sickergräben in der Deponieunterlage erstellt. Wenn es hoch kam, wurden in diese Sammelgräben Sickerrohre eingelegt. Über eine Linienführung, welche später

die effiziente Reinigung oder eine Kamerabefahrung sichergestellt hätte, wurde kaum groß nachgedacht. Dies hat zur Folge, dass bei manchen Altdeponien ganze Entwässerungsbereiche wegen Leitungsversatz, undichten Verbindungen, abrupten Richtungsänderungen, etc. kaum oder nur mit großem Aufwand in zufrieden stellender Funktion erhalten werden können. Bei Industrialtlasten fehlt die Basisentwässerung ja sowieso; dort wäre es vielfach besonders erwünscht, Freisetzungen in tiefere Schichten auffangen zu können.

Auch für die Basisentwässerung stehen heute moderne Grundbau-Verfahren zur Verfügung. Deponiekörper aller Art können mit dem sog. Tandemschacht-Verfahren effizient bis zur Sohle entwässert werden. Dieses seit längerem gebräuchliche, erprobte Verfahren wird dieses Jahr auf der DepoTech in einem separaten Fachvortrag vorgestellt. Wo ein Deponiekörper nicht durchteuft werden soll bzw. darf, können flachliegende HDD-Drainageschirme eine zuverlässige Langzeitsicherung ergeben, welche auch kontrollier- und regenerierbar ist. Derartige Drainagen können auch dort angewendet werden, wo kontaminierte Freisetzungen, allenfalls auch DNAPL's unter einer Deponiesohle zu fassen sind. Von besonderer Bedeutung sind sie für die Unterbrechung von vertikalen Wasserwegsamkeiten unter Altlastbereichen.

Seit langem beschäftigt übrigens auch der Wunsch nach effizienten Möglichkeiten für die nachträgliche Erstellung von Basisabdichtungen die Fachleute. Wäre doch mit einem griffigen Abdichtungssystem die Möglichkeit gegeben, eine Altlast, und vor allem eine Altdeponie, zuverlässig einzukapseln, und sie in Kombination mit hydraulischen Maßnahmen tatsächlich auf lange Sicht zuverlässig zu sichern. Auch hier erweist sich der früher eher naive Umgang mit der angeblichen Dichtigkeit der geologischen Barrieren als verhängnisvoll. Dem Verfasser sind mehrere Fälle bekannt, wo die Geologen eine zukünftige Deponiesohle zwar als weitgehend dicht beurteilt, aber dennoch zusätzliche Maßnahmen für den Fall von Schwachstellen in der geologischen Barriere empfohlen haben. In mindestens einem Fall wurde die Empfehlung, einen Lehmschlag auf die zukünftige Deponiesohle aufzubringen, abgetan mit der schnoddrigen Bemerkung, erstens stünden keine Mittel für die Vermerkung von „Honorarlagerstätten“ zur Verfügung, und zweitens sei der Deponieraum zu wertvoll, um ihn mit Lehm zu füllen! Das böse Erwachen folgte dann erst später...

Nun sind zwar aus dem Bergbau effiziente Verfahren zum Abbau flachliegender, gering mächtiger Flöze mittels speziell ausgelegten Teilschnittgeräten bekannt. Deren Anwendung unter einem kontaminierten Bereich mit allfälligen Freisetzungen in den Arbeitsbereich sind aber enge Grenzen gesetzt, und der zuverlässigen und nachweislich dichten Verfüllung der ausgehobenen Bereiche ebenfalls. Hier bietet sich mit dem HDD-Verfahren ebenfalls eine interessante Lösung mittels flachliegenden Injektionsschirmen an. Diese können von der Oberfläche aus ziel- und lagegenau aufgeföhren werden. Allerdings ist dabei nicht zu vergessen, dass auch sehr genau erstellte engständige Injektionsschirme in aller Regel nur mit großem Aufwand das gewünschte Maß an Dichtigkeit erreichen, welches erst noch schwierig nachzuweisen ist. Es handelt sich um das altbekannte Problem, dass im regulären Grundbau Dichtwände oder Injektionsschirme schon als ausreichend angesehen werden, wenn sie den Wasserdurchtritt um etwa 90% vermindern, die Dichtigkeitsanforderungen im modernen Deponiebau aber nahe bei technisch unrealistischen 100% (und nach Meinung gewisser Aufsichtsbehörden noch darüber!) liegen. Dass sehr hohe Anforderungen ihren Preis haben, mussten gerade im Zusammenhang mit Altdeponie-Einkapselungen einige Auftraggeber in den letzten 10 Jahren recht schmerzlich erfahren.

4 SCHLUSSFOLGERUNGEN

Eine sorgfältige Planung mit einer professionellen Evaluation der aktuellen Grundbaumethoden erlaubt es heute, für die hydraulische Sicherung von Altdeponien aller Art wie auch der meisten Industrie-Altlasten eine wirkungsvolle Lösung zu finden. Es wird sich dabei in vielen Fällen um Kombinationen von festen und hydraulischen Abschirmungen handeln. Die Abb. 5 zeigt dies schematisch für eine Altdeponie, aus deren Inhalt beim Zutritt von Wasser schädliche oder gar explosive Gase freigesetzt werden können.

Dass die Erstellung wie auch der Betrieb eines derartigen Sicherungspaketes einen hohen Aufwand mit sich bringt, liegt auf der Hand. Offensichtlich ist aber auch, dass ein Rückbau unter oben geschilderten Prämissen nicht nur kostspielig, sondern auch sehr gefährlich sein kann.

Nicht immer manifestieren sich die Resultate nicht vorhersehbarer chemischer Vorgänge in Deponiekörpern und Altlasten vergleichsweise glimpflich durch beherrschbare lokale Brände oder Explosionen, wie sie sich in letzter Zeit beim Rückbau großer Sondermülldeponien in der Schweiz zugetragen haben.

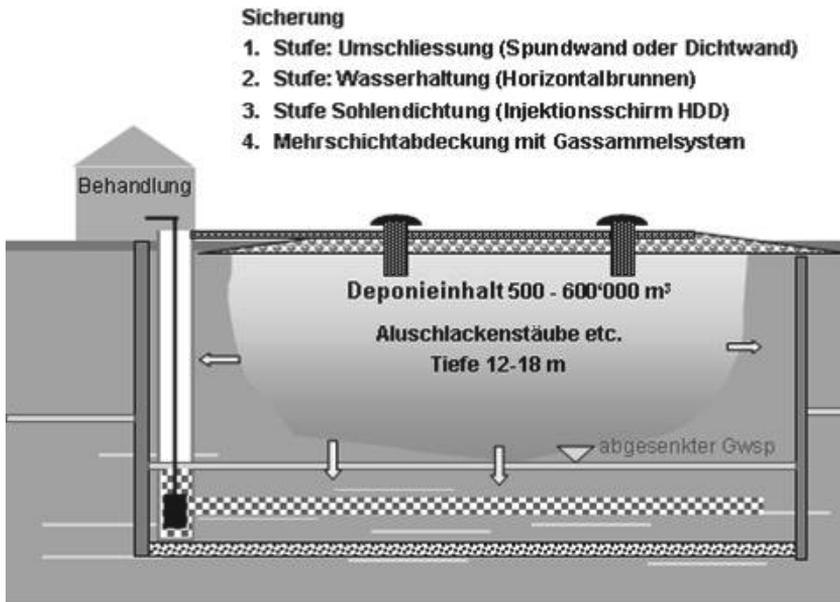


Abb. 5: Mögliche Kombination zur Langzeitsicherung einer Altdeponie mit gefährlichem Inhalt

Von ganz besonderer Bedeutung ist jedenfalls eine zuverlässige Sicherung in jenen Fällen, wo problematische Altlasten oder Altdeponien sofort oder auch erst später, aber ohne Umweltbelastung gesichert zurück gebaut werden sollen. Das ist nicht immer einfach: Aufsichtsbehörden und Politiker wollen für ihr (?) Geld unverzüglich „Taten sehen“, und die Sanierungspflichtigen verspüren in der Regel wenig Lust, erhebliche Mittel für vorsorgliche Maßnahmen aufzuwenden. Dabei ist es die Hauptaufgabe der Zuständigen aller Stufen, sorgfältig abzuwägen, welche Sicherungsmaßnahmen zum Schutz der Umwelt beim großen Reinemachen tatsächlich erforderlich sind. Es ist ja durchaus angebracht, aus einer breit gefächerten Kombinationspalette nur jene Einzelmaßnahmen anzuwenden, welche den Rückbau bzw. die Altlastsanierung bis zum Abschluss zu sichern vermögen, und später einfach wieder entfernt werden können. So hat man beispielsweise bei der SMD Kölliken aus dem für die Langzeitsicherung geplanten Sicherungssystem durch eine feste Abschirmung (Dichtwand) und eine hydraulische Maßnahme (Brunnenreihe) nur die letztgenannte realisiert, nachdem der Entscheid zur Totalsanierung durch Rückbau gefallen war. Wie Abb. 2 illustriert, hat der Erfolg die Richtigkeit der gegen einigen Widerstand durchgesetzten Abschirmung bestätigt.

In-Situ-Dekontaminationsmethoden von Chromschäden

P. Müller

Montanuniversität Leoben, Institut für Nachhaltige Abfallwirtschaft und Entsorgungstechnik, Leoben, Österreich

KURZFASSUNG: Chrom ist ein Element mit ambivalenten Eigenschaften. In seiner dreiwertigen Form stellt es ein lebenswichtiges Spurenelement für den Menschen dar, während es in seinem Oxidationszustand mit sechs Valenzelektronen äußerst toxisch wirkt. Aufgrund der komplexen Wechselwirkungen von Chrom im Boden, befinden sich einige In-situ-Technologien zur Chromatsanierung in Österreich noch im Entwicklungsstadium und können noch nicht zum Stand der Technik gezählt werden. Ein Zusammenspiel verschiedener Faktoren macht eine Sanierung dieser Schwermetallschäden nur unter Einbeziehung standortspezifischer Parameter möglich, ein Patentrezept ist - wie so oft in der Altlastensanierung - nur sehr eingeschränkt anwendbar. Dieser Artikel befasst sich mit der Darstellung der wichtigsten Wechselwirkungen der Chromspezies in Böden, die eine Basis zur Wahl einer geeigneten In-situ-Sanierungsstrategie bilden. Aufgrund der umfangreichen Varianten bleibt der Überblick auf die ungesättigte Bodenzone beschränkt.

1 EINLEITUNG

Der Einsatz unterschiedlicher Sanierungstechnologien für die Beseitigung von Chromat hat sich bereits mehrfach bewährt. Trotz dieser Erfolge ist bei den meisten Technologien die Kenntnis der standortbedingten Untergrundverhältnisse und eine Flexibilität bei der Erstellung des Sanierungskonzeptes notwendig, da bei der Altlastenbehandlung ein generelles Konzept zur Sanierung nicht möglich ist. Die biogeochemischen Eigenschaften von Chrom in Verbindung mit der Bodenmatrix können die Effizienz vieler Sanierungsstrategien beeinflussen, ein Verständnis des Zusammenspiels dieser Prozesse ist somit unabdingbar für die Wahl einer effizienten Sanierungsmethode.

Eingangs wird in diesem Artikel über toxikologische Eigenschaften von Chromverbindungen berichtet, denn die Wertigkeit der Chromverbindung hat einen entscheidenden Einfluss auf Toxizität und Mobilität der Spezies. Die unterschiedlichen Formen des Chroms sind an Umweltbedingungen geknüpft, welche die Wahl der angewandten Sanierungsstrategie beeinflussen können. Im Anschluss werden die gängigsten chemischen, physikalischen und biologischen Prozesse erläutert, die bei diesen Sanierungstechnologien eingesetzt werden.

2 CHROMAT UND SEINE VERBINDUNGEN

Die Eigenschaften des Chroms hängen in hohem Maße von der Molekülstruktur der Verbindung, speziell vom Oxidationszustand des Chrom-Atoms, ab. Das Element Chrom wird in die Reihe der Schwermetalle eingeordnet und tritt in Böden überwiegend in zwei Formen auf: als kationisches, meist gering lösliches trivalentes Chrom (Cr^{III}) sowie als lösliches hexavalentes Chrom (Cr^{VI}) in Form des Chromat-Anions. Außer dem äußerst selten auftretenden elementaren Chrom (Cr^0) sind die in natürlicher Umgebung instabilen Verbindungen des 2-, 4- und 5-wertigen Chroms bekannt.

2.1 Toxikologie

Chrom ist als Spurenelement für einige Organismen essentiell – möglicherweise auch für den menschlichen Körper. Bis dato konnten die Wirkmechanismen nicht einwandfrei geklärt werden (Stearns 2000, Bagchi et al. 2002, Vincent 2004, Hinginger et al. 2007).

Die Schädlichkeit von Chrom hängt von seiner Wertigkeit ab: Cr^{III}-Verbindungen haben eine geringe Toxizität, während viele Cr^{VI}-Verbindungen akut giftig sind. Die meisten Cr^{VI}-Chemikalien sind mit den Gefahrensymbolen T (giftig) und N (umweltgefährlich) gekennzeichnet. Cr^{VI}-Verbindungen gelten als kanzerogen (Kategorie 2) und sind mit den R-Sätzen R43 (Sensibilisierung durch Hautkontakt möglich), R49 (kann Krebs erzeugen beim Einatmen), R50/53 (sehr giftig für Wasserorganismen/kann in Gewässern längerfristig schädigende Wirkung haben) gekennzeichnet (GESTIS 2010). Kategorie 2-Stoffe werden für den Menschen als krebserzeugend angesehen, da hinreichende Anhaltspunkte zu dieser Annahme bestehen. Diese Einstufung entspricht der europäischen GHS-Verordnung von 2008.

In der konsolidierten Fassung der österreichischen Grenzwertverordnung (GKV 2007) werden die meisten Cr^{VI}-Verbindungen in der Liste krebserzeugender Arbeitsstoffe mit A2 (Stoffe, die sich bislang nur im Tierversuch als krebserzeugend erwiesen haben und zwar unter Bedingungen, die der möglichen Exponierung des Menschen am Arbeitsplatz vergleichbar sind bzw. aus denen Vergleichbarkeit abgeleitet werden kann) eingestuft. Ausnahmen sind Zinkchromat (A1: Stoffe, die beim Menschen erfahrungsgemäß bösartige Geschwülste zu verursachen vermögen) und die in Wasser praktisch unlöslichen Verbindungen, wie zB. Chromcarbonyl und Bleichromat (B: Stoffe mit begründetem Verdacht auf krebserzeugendes Potential).

Bei oraler Aufnahme können Cr^{VI}-Verbindungen zu Magen- und Darmentzündungen sowie Leber- und Nierenschäden führen. Auch können Cr^{VI}-Verbindungen Nasen- und Lungentumore verursachen. Eine einmalige Aufnahme von 0,5 bis 1 g Kaliumdichromat wirkt für den Menschen beispielsweise tödlich.

Vor allem besteht eine Gefährdung bei der Inhalation von Chromat-Verbindungen. Atembare Stäube sollten als krebserzeugend für den Menschen angesehen werden (Einstufung gemäß TRGS 905 2009 als K2). In diesem Zusammenhang sind bei der Aufbereitung (Trocknen, Absieben des Feinanteiles, evtl. Mahlen) von Bodenproben zur Analytik entsprechende Schutzmaßnahmen obligatorisch. So hat beispielsweise Bleichromat beim Menschen nach BAuA (2009) möglicherweise eine krebserregende Wirkung (K3), beeinträchtigt eventuell die Fortpflanzungsfähigkeit (R_F3) und wirkt fruchtschädigend (R_E1).

In der Zelle wird Cr^{VI} rasch zu Cr^{III} reduziert. Wahrscheinlich ist die intrazelluläre Umwandlung zu Cr^{III} für die Toxizität verantwortlich (Lippard & Berg 1994). Cr^{III}-Verbindungen sind vor diesem Hintergrund überraschender Weise nicht krebserzeugend, ja nicht einmal Gefahrstoffe im Sinne der Gefahrstoffverordnung. Dies wird auf eine schlechtere Resorbierbarkeit der Cr^{III}-Verbindungen zurückgeführt (USEPA 1998).

3 CHEMISCHE UMWANDLUNGSPROZESSE

Das Konzentrationsgleichgewicht von gelöstem Cr^{III} ist in natürlichen Gewässern gegenüber Cr^{VI} niedrig (Richard & Bourg 1991). In Wasser existiert Cr^{III} bei sauren Verhältnissen (pH < 3,5) vorwiegend als Cr³⁺-Ion. Mit steigenden pH-Werten wird Cr³⁺ zu CrOH²⁺, Cr(OH)₂⁺, Cr(OH)₃⁰ und Cr(OH)₄⁻ hydrolysiert (Rai et al. 1987). Im Bereich zwischen pH 6 und pH 12 wird Cr³⁺ vorwiegend als amorphes Chromhydroxid ausgefällt (Palmer & Puls 1994). Während Cr^{III} einerseits bei pH < 4 lösliche Komplexe mit NH₃, OH⁻, Cl⁻, F⁻, CN⁻, SO₄²⁻ und organischen Liganden bildet, sinkt andererseits die Löslichkeit bei pH < 5 mit der Adsorption an Ton oder mineralischen Oxiden (Evanko & Dzombak 1997).

Cr^{VI} liegt bei neutralen bis basischen Bedingungen (pH-Werte > 6,5) als Chromat-Anion [CrO₄²⁻], unter sauren Bedingungen und bei niedrigen Konzentrationen (< 30 mM) als Hydrogenchromat [HCrO₄⁻] und bei hohen Chromkonzentrationen als Dichromat-Anion [Cr₂O₇²⁻] vor (Palmer & Puls 1994, Mohan & Pittman 2006). Dichromate werden häufig an der Oberfläche der Bodenbestandteile adsorbiert, speziell wenn es sich um Eisen- oder Aluminiumoxide handelt.

Die Gleichgewichtslage der beiden Oxidationszustände wird von den Redoxbedingungen im Boden beeinflusst. Die Geschwindigkeit der Redoxreaktionen hängt dabei von den biogeochemischen Zuständen in der Bodenlösung ab, welche hauptsächlich eine Funktion des pH-Wertes, des Redoxzustandes und des im Boden vorhandenen Nährstoffangebotes für mikrobiologische Aktivitäten darstellen. Cr^{VI} wird bei reduktiven Bedingungen zur immobileren und ungiftigeren dreiwertigen Form reduziert. Eine Oxidation von Cr^{III} zu Cr^{VI} kann jedoch unter geeigneten Verhältnissen bei MnO₂-haltigen Böden und Mikroorganismen stattfinden (Richard & Bourg 1991), dieser Prozess ist jedoch träge.

Die im Boden an der Feststoffoberfläche und in der Flüssigphase ablaufenden chemisch/physikalischen Reaktionen können mit entsprechenden Sanierungsmethoden gezielt beeinflusst werden und stellen die Grundlage für Sanierungsstrategien dar. Diese Prozesse beinhalten Redoxreaktionen, Adsorption/Desorption und Ausfällung/Auflösung. Mikrobiologische Prozesse können diese Vorgänge zusätzlich beschleunigen bzw. manipulieren.

3.1 Oxidation – Reduktion

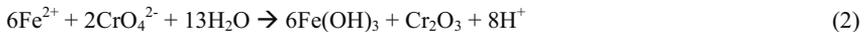
Eine der gängigsten Sanierungsmethoden zur Umwandlung von Cr^{VI} in Cr^{III} stellen Verfahren dar, die gezielt Redoxreaktionen beeinflussen. Ein Elektronendonator wird dabei entweder künstlich in den Untergrund eingebracht oder indirekt aktiviert (Fe^{II}, Fe-Oxide). Elementares Eisen (Fe⁰), Mn^{II}, S²⁻, CH₄ und zahlreiche reduzierende organische Verbindungen wie Humin-, Fulvo- oder Aminosäuren können dafür ebenso verwendet werden.

Die erzwungenen Reaktionen im Boden haben dabei einen potentiellen Einfluss auf den pH-Wert. In den folgenden Reaktionsgleichungen sind Beispiele angeführt (James et al. 1997):

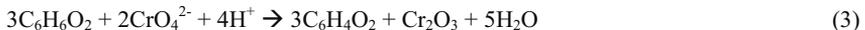


In (1) ist ein Verbrauch von Protonen bei Verwendung von nullwertigem Eisen ersichtlich. Unter gemäßigten pH-Bedingungen werden Fe^{III}-Cr^{III}-Hydroxide und Cr^{III}-Oxide ausgefällt, wodurch nach dem Prinzip von Le Chatelier das Reaktionsgleichgewicht auf die rechte Seite verschoben wird.

Wird Fe^{II} als Elektronendonator eingesetzt, so werden Protonen aus den H₂O-Molekülen abgespalten. Durch die dabei entstehenden H⁺-Ionen kann der Boden in Abhängigkeit der Säurepufferkapazität langsam versauern:



Als Beispiel für eine organische Verbindung wird Hydrochinon unter Verbrauch von Protonen zu Chinon oxidiert:



Eine relevante Frage ist die Beständigkeit frisch reduzierter Cr^{III}-Verbindungen. Studien von James et al. (1997) haben gezeigt, dass 15% von frisch gefälltem Cr^{III} von Manganoxiden reoxidiert werden konnten, während gealterte Ausfällungen diesen Trend nicht bestätigten. Fendorf & Zasoski (1992) haben diese Reoxidation von Cr^{III} bei Überschuss an MnO₂ konstatiert, wobei organische Cr^{III}-Komplexe (etwa mit Huminsäure) leichter oxidierbar sein könnten als unlösliches Cr(OH)₃ und Cr₂O₃. In einer Studie von Eary & Rai (1987) wurde kein Einfluss von gelöstem Sauerstoff (O₂) auf die Reoxidierung von Cr^{III} beobachtet, sondern nur über eine direkte Reaktion mit β-MnO₂(s).

3.2 Adsorption/Desorption

Sorptionsprozesse werden bei Sanierungen von Cr^{VI} indirekt eingesetzt. Dabei wird Cr^{VI} zu Cr^{III} reduziert, ausgefällt und an die Bodenmatrix adsorbiert. Die Effizienz dieser Immobilisierungsstrategie hängt von den Sorptionseigenschaften des Bodens ab. Diese Merkmale beinhalten Tongehalt, die Anteile an Eisen- und Aluminiumoxid (Al₂O₃) und die verfügbare Menge organischer Substanz.

Cr^{III} ist die Hauptspezies, die durch Sorption im Boden zurückgehalten wird. Die Kinetik der Cr^{III}-Sorption ist dabei in Ton, Sand sowie in eisen- und manganhaltigen Böden schnell. Cr^{III} verhält sich bei Adsorption an die Bodenmatrix wie ein positiv geladenes Ion. Steigt der pH-

Wert, wird die Oberfläche der Bodenteilchen deprotoniert, wodurch vermehrt Cr^{III} an die Oberfläche adsorbieren kann. Ein steigender pH-Wert begünstigt somit die Sorption. Auch ein höherer organischer Bodenanteil wirkt sich positiv auf eine erhöhte Sorption von Cr^{III} aus, da mehr Austauschplätze zur Verfügung stehen.

Die sehr gute Wasserlöslichkeit von Cr^{VI} bewirkt seine Mobilität, dennoch kann es unter geeigneten Bedingungen an die Bodenmatrix adsorbieren. Cr^{VI} verhält sich wie ein Anion (wie etwa CrO_4^{2-} und HCrO_4^-), das Bindungsvermögen nimmt also mit zunehmendem pH-Wert ab. Im sauren bis neutralen pH-Bereich werden Cr^{VI} -Konzentrationen primär durch Adsorption an freiliegenden Hydroxylgruppen bestimmt. Dazu zählen etwa Fe-, Mn-, und Al-Oxide, Kaolinit sowie Montmorillonit. Eisenoxide weisen die höchste Affinität für CrO_4^{2-} auf, gefolgt von Al_2O_3 , Kaolinit und Montmorillonit. Infolge der Protonierung dieser Hydroxylgruppen steigt die Adsorption des Cr^{VI} . Dieser Vorgang kann anhand Gleichung (4) beschrieben werden:



Weitere Anionen in der Bodenlösung, wie etwa Chloride (Cl^-), Nitrate (NO_3^-), Sulfate (SO_4^{2-}) oder Phosphate (PO_4^{3-}) konkurrieren mit den Chromationen. Steigt deren Konzentration, so sinkt die Bindungsfähigkeit von Cr^{VI} . Im Grundwasser beispielsweise ist die Adsorption von Cr^{VI} vernachlässigbar (Richard & Bourg 1991).

3.3 Ausfällung/Auflösung

Das Löslichkeitsgleichgewicht zwischen festen und gelösten Formen des Chroms ist ein dritter chemisch/physikalischer Aspekt, der in Sanierungsverfahren eine Rolle spielt. Ausfällungen von Cr^{III} treten vor allem als amorphes $\text{Cr}(\text{OH})_3(\text{s})$ und $\text{Cr}_x\text{Fe}_{1-x}(\text{OH})_3(\text{s})$ auf (Richard & Bourg 1991). Die Löslichkeit von Chrom ist eine Funktion des pH-Wertes, der Komplexbildung mit organischen Stoffen und des Vorhandenseins anderer Ionen in Lösung. Steigt der pH-Wert im Boden, so erhöht sich die OH^- -Konzentration und Chrom wird zunehmend als (Misch-)Hydroxid ausgefällt. Diese Ausfällungen beschleunigen nach dem Prinzip von Le Chatelier wiederum die Reduktion von Cr^{VI} zu Cr^{III} . Organische Bestandteile im Boden können allerdings mit Cr lösliche Komplexe bilden, wodurch eine Entfernung aus der Bodenlösung durch Ausfällung und Adsorption erschwert wird.

Natürliche Ausfällungen von löslichem Cr^{VI} sind nur von untergeordneter Bedeutung, dennoch wurden Hinweise für die Ausfällungen von CaCrO_4 , BaCrO_4 und Cr/Al-Copräzipitaten erwähnt (Palmer et al. 1990).

3.4 Biologische Umwandlung

Mikroorganismen führen oft enzymatische Redoxreaktionen als Teil ihres Stoffwechsels durch. Cr^{VI} kann aber auch nicht-respiratorisch an der Zelloberfläche von Bakterien reduziert werden (Fein et al. 2002). Ein weiterer Mechanismus zur Chromatreduktion schließt die intrazelluläre Fällung mit ein (Cervantes et al. 2001). Die meisten bisher durchgeführten Studien konzentrierten sich bisher auf den ersten Mechanismus. Meist wird dabei versucht, die Umgebungsbedingungen für vorhandene Mikroorganismen zu optimieren, um die biologische Reduktion von Cr^{VI} zu forcieren, wobei Nährstoffe wie Milchsäure, Molasse, Molke und geschützte Rezepturen wie etwa „hydrogen release compounds“ verwendet werden. Zusätzlich besteht die Möglichkeit einer Animpfung (= Inokulation) des Bodens mit ausgewählten Mikroorganismenstämmen (Bioaugmentation). Ein häufig auftretendes Problem besteht darin, dass sich die inokulierten Stämme nicht gegen bereits vorhandene Mikroorganismen-Populationen durchsetzen können (Dörrie & Längert-Mühlegger 2010).

Bei enzymatischer Reduktion zu Cr^{III} sind sowohl aerobe als auch anaerobe Stoffwechselwege möglich. Die nicht biologischen Reduktionsvorgänge von Cr^{VI} stehen dabei in Konkurrenz zu den biologischen. Unter anaeroben Milieubedingungen ist die biologische Reduktion im Verhältnis zur abiotischen Reduktion von Fe^{II} oder Hydrogensulfat (H_2S) langsam. Die mikrobielle Reduktion wird erst in aerober Umgebung kinetisch relevant (Fendorf et al. 2001).

Zu den Mikroorganismen, die Cr^{VI} zu Cr^{III} reduzieren können, zählen u.a. *Pseudomonas*, *Escherichia*, *Enterobacter* und *Achromobacter*, sowie Algen, Hefen und Pilze.

Bestimmte Pflanzen können in ihrem Gewebe Cr^{III} anreichern, das zuvor reduziert und über die Wurzeln aufgenommen worden ist. Chromat muss sich dabei in Kontakt mit der Wurzelzone befinden, womit nur oberflächennahe, gering belastete Standorte geeignet sind.

4 IN SITU-SANIERUNGSMETHODEN

Es gibt gemäß Literatur unterschiedliche Klassifikationen im Bereich der In-situ-Verfahren, grundsätzlich lassen sich diese Methoden jedoch in chemisch/physikalische und biologische Verfahren unterteilen. Oftmals findet sich eine Kombination der Verfahren, wodurch eine strikte Klassifizierung nicht immer möglich ist. Thermische Behandlungsmethoden scheiden im Falle von Chromatschäden aus. In Abhängigkeit der oben genannten Prozesse können Sanierungsmethoden im ungesättigten Bereich wie folgt eingeteilt werden.

4.1 Methoden zur Reduktion der Toxizität

Diese Verfahren basieren auf der Reduktion von Cr^{VI} zu Cr^{III} , welches in Form schwer löslicher Hydroxide aus dem löslichen Gleichgewicht ausscheidet. Diese Methoden können in folgende Hauptgruppen eingeteilt werden:

- Chemische Reduktion (ISCR)
- Mikrobielle Reduktion
- Phytoremediation

4.2 Vollständige/Partielle Entfernung

Eine vollständige Entfernung des Elementes Chrom würde sich hinsichtlich des Konzentrationsgleichgewichts zwischen Fest- und Flüssigphase als langwierig und teuer herausstellen. Eine Verringerung der Chrom-Gesamtgehalte ist bei entsprechenden Standortbedingungen (hohe Durchlässigkeit und geringe Sorptionsfähigkeit des Bodens) jedoch denkbar. Diese Verfahren bedingen meist einen zusätzlichen Behandlungsschritt zur Abreinigung der z.B. kontaminierten Suspension oder des Grundwassers. Zu diesen Verfahren zählen:

- Bodenwäsche
- Bodenspülung
- Lösungsmittelextraktion
- Elektrokinetische Separierung
- Phytoextraktion

4.3 Eingrenzung

Diese Technologien grenzen die Ausbreitung des Schadstoffes ein, indem durch Immobilisierungs- bzw. Isolierungsmaßnahmen eine großflächigere Mobilisierung verhindert wird. Zu diesen Methoden können in der ungesättigten Bodenzone gezählt werden:

- Stabilisierung/Verfestigung
- Phytoimmobilisierung

5 ZUSAMMENFASSUNG

Obwohl Sanierungsverfahren zur Chromatbeseitigung gerne kategorisiert werden, ist eine Einteilung in ein Klassifikationsschema nur bedingt möglich. So stellt bei einer Sanierungsvariante in der ungesättigten Bodenzone die Einbringung eines chemischen Reduktionsmittels, welches Cr^{VI} zu Cr^{III} reduziert, eine Methode zur Reduktion der Toxizität dar. Durch teilweises Ausschwemmen von Cr^{VI} durch bereits oxidierte Reaktionsprodukte (Konkurrenz der Adsorptionsplätze) ist ein gewisser Extraktionseffekt aus dem Boden zu beachten (Partielle Entfernung). Durch Ausfällung und Sorption an die Bodenmatrix der reduzierten Cr^{III} -Spezies kommt es zur Stabilisierung und Immobilisierung des Chroms (Eingrenzung).

LITERATUR

- Bagchi, D., Stohs, S.J., Downs, B.W., Bagchi, M. & Preuss, H.G. (2002) Cytotoxicity and oxidative mechanisms of different forms of chromium. *Toxicology* 180, 1, 5-22.
- BAuA (2009) Bundesanstalt für Arbeitsschutz und Arbeitsmedizin. Verzeichnis krebserzeugender, erbgutverändernder oder fortpflanzungsgefährdender Stoffe, Tätigkeiten und Verfahren nach Anhang VI Teil 3 der Verordnung (EG) Nr. 1272/2008, TRGS 905 und TRGS 906, Stand: Januar 2009; Deutschland.
- Cervantes, C., Campos-García, J., Devars, S., Gutiérrez-Corona, F., Loza-Tavera, H., Torres-Guzmán, J.C. & Moreno-Sánchez, R. (2001) Interactions of Cr with microorganisms and plants. *FEMS Microbiology Reviews* 25, 3, 335-347.
- Dörrie, D. & Längert-Mühlegger, H. (2010) In-situ-Sanierungstechnologien. In: *Technologiequicksand*, Österreichischer Verein für Altlastenmanagement, Wien: Umweltbundesamt.
- Eary, L.E. & Rai, D. (1987) Kinetics of chromium(III) oxidation to chromium(VI) by reaction with manganese dioxides. *Environmental Science & Technology* 21, 12, 1187-1193.
- Evanko, C. & Dzombak, D. (1997) *Remediation of metals-contaminated soils and groundwater*. Technology Evaluation Report prepared for GWRTAC (Ground-Water Remediation Technologies Analysis Center). Pittsburgh, PA, USA.
- Fein, J.B., Fowle, D.A., Cahill, J., Kemner, K., Boyanov, M. & Bunker, B. (2002) Non-metabolic reduction of Cr(VI) by bacterial surfaces under nutrient-absent conditions. *Geomicrobiology Journal* 19, 3, 369-382.
- Fendorf, S.E. & Zasoski, R.J. (1992) Chromium(III) oxidation by delta-MnO₂. 1. Characterization. *Environmental Science & Technology* 26, 1, 79-85.
- Fendorf, S.E., Wielinga, B.W. & Hansel, C.M. (2001) Reduction of Cr in surface and subsurface environments, contributions of biological and abiological processes. Eleventh Annual V. M. Goldschmidt Conference. Hot Springs, Virginia, USA.
- GESTIS (2010) Gefahrstoffinformationssystem der gewerblichen Berufsgenossenschaften. Stoffdatenbank, Chrom(VI)-Verbindungen. Institut für Arbeitsschutz der Deutschen Gesetzlichen Unfallversicherung. Bonn, Deutschland.
- GHS-Verordnung (2008) Amtsblatt der Europäischen Union: Verordnung (EG) Nr. 1272/2008 des europäischen Parlaments und des Rates über die Einstufung, Kennzeichnung und Verpackung von Stoffen und Gemischen, zur Änderung und Aufhebung der Richtlinien 67/548/EWG und 1999/45/EG und zur Änderung der Verordnung (EG) Nr. 1907/2006.
- GKV (2007) Grenzwerteverordnung. Verordnung des Bundesministers für Wirtschaft und Arbeit über Grenzwerte für Arbeitsstoffe und über krebserzeugende Arbeitsstoffe. Stammfassung BGBl.II Nr. 253/2001, Österreich.
- Hininger, I., Benaraba, R., Osman, M., Faure, H., Roussel, A.R. & Anderson, R.A. (2007) Safety of trivalent chromium complexes: No evidence for DNA damage in human HaCaT keratinocytes. *Free Radical Biology & Medicine* 42, 12, 1759-1765.
- James, B.R., Petura, J.C., Vitale, R.J. & Mussoline, G.R. (1997) Oxidation-reduction chemistry of Cr: relevance to the regulation and remediation of chromate-contaminated soils. *Journal of Soil Contamination* 6, 6, 569-580.
- Lippard, S.J. & Berg, J.M. (1994) *Bioorganische Chemie*. Heidelberg, Deutschland: Spektrum Akademischer Verlag.
- Mohan, D. & Pittman, C. (2006) Activated carbons and low cost adsorbents for remediation of tri- and hexavalent chromium from water. *Journal of Hazardous Materials* 137, 2, 762-811.
- Palmer, C.D. & Puls, R.W. (1994) Natural attenuation of hexavalent chromium in groundwater and soils. In: *EPA Groundwater Issue*; EPA/540/5-94/505.
- Palmer, C.D., Wittbrodt, P.R. & Fish, W. (1990) Cr mineral phases at a highly contaminated hard-chrome plating site (abstract). *EOS Newsletter of the American Geophysical Union* 71, 36, 1068.
- Rai, E., Sass, B.M. & Moore, D.A. (1987) Cr(III) hydrolysis constants and solubility of Cr(III) hydroxide. *Inorganic Chemistry* 26, 3, 345-349.
- Richard, F.C. & Bourg, A.C.M. (1991) Aqueous geochemistry of chromium: a review. *Water Research* 27, 7, 807-816.
- Stearns, D.M. (2000) Is chromium a trace essential metal? *BioFactors* 11, 3, 149-162.
- TRGS 905 (2009) Technische Regeln für Gefahrstoffe. Bundesanstalt für Arbeitsschutz und Arbeitsmedizin, Deutschland.
- USEPA (1998) U.S. Environmental Protection Agency. Toxicological Review of Hexavalent Chromium, CAS No. 18540-29-9. Washington, DC, U.S.A.
- Vincent, J.B. (2004) Recent advances in the nutritional biochemistry of trivalent chromium. *Proceedings of the Nutrition Society* 63, 1, 41-47.

Förderung des anaeroben mikrobiologischen Abbaus von MKW in der gesättigten Bodenzone

D. Todorovic, A.P. Loibner & K.E. Scherr

BOKU Wien, Department IFA-Tulln, Institut für Umweltbiotechnologie, Tulln, Österreich

KURZFASSUNG: Die Freisetzung von umweltgefährdenden Stoffen in die Umwelt – Boden, Wasser, Luft – stellt weltweit ein gravierendes Problem dar. In Falle der Grundwassercontamination mit organischen Schadstoffen stellen Sanierungsmaßnahmen unter der Nutzung und Unterstützung von natürlichen biologischen Umsetzungsprozessen effiziente und ökologisch verträgliche Verfahren zur Grundwasserdekontamination dar. Es besteht jedoch erheblicher Bedarf an Forschung und Entwicklung solcher Verfahren, um die Effizienz zu optimieren und somit die Grundlage für eine umfassende Anwendbarkeit zu erreichen. Im Forschungsprojekt NUTZRAUM wurde ein anaerobes, mikrobiologisches In-Situ-Verfahren zur Grundwasserdekontamination entwickelt und im Feld erprobt. Das Ziel ist die Schaffung von technisch-wissenschaftlichem und verfahrenstechnischem Know-How, das in einem praxisnahen Versuch an einem Standort in der Steiermark ausgetestet wird. Somit wird die Basis für weitere zukünftige, großmaßstäbliche Anwendungen sowohl an diesem Standort als auch an weiteren, hinsichtlich Kontaminationsprofil und hydrogeologischer Charakteristika ähnlichen, Standorten geschaffen.

1 EINLEITUNG

Das Schutzgut Grundwasser ist ein sensibler Rezeptor, der durch Umweltverschmutzung vielfältigen Gefährdungen ausgesetzt ist. Hierbei stellen mit organischen Schadstoffen belastete Flächen eine Kontaminationsquelle von großer Bedeutung dar, wobei Mineralölkohlenwasserstoffe (MKW) an einer Vielzahl von Standorten präsent sind (Granzin 2010). Im Sinne des Ressourcenschutzes ist die Entwicklung von Dekontaminationsmethoden, die die nachhaltige Sanierung kontaminierter Grundwasserkörper ermöglichen, von höchster Priorität (Yolcubala 2003). Durch die Nutzung und Förderung natürlich ablaufender Entgiftungsprozesse stellen biologische In-Situ-Methoden innovative, viel versprechende Sanierungstechnologien dar. Diese ermöglichen im Gegensatz zu vielen konventionellen, auf Schadstoffverlagerung (Extraktion, Exkavation) basierenden Sanierungsmethoden die nachhaltige Entfernung – biologische Mineralisierung – von Schadstoffen in-situ (Chapelle 1999, Scherr 2006).

Oxidativer mikrobieller Schadstoffabbau in der ungesättigten Bodenzone ist unter anderem an das ausreichende Vorhandensein von Elektronenakzeptoren und Nährstoffen gebunden. Für den oxidativen mikrobiologischen Abbau von sehr vielen verschiedenen Schadstoffen ist der Sauerstoff der energetisch bevorzugte Elektronenakzeptor. Allerdings sind der Versorgung des Untergrunds mit Sauerstoff aufgrund der oft schlechten Durchlässigkeit des Untergrunds und der damit verbundenen limitierten Sauerstoffnachlieferung sowie der eingeschränkten Löslichkeit von Sauerstoff in Wasser (ca. 10 mg/Liter bei 15 °C) natürliche Grenzen gesetzt (Aichberger 2007).

Im Projekt NUTZRAUM wurden unterschiedliche Möglichkeiten untersucht, die Abbaulimitation für den oxidativen Schadstoffabbau für Mineralöl- und Polyzyklische Kohlenwasserstoffe durch Sauerstoffmangel zu umgehen und den effizienten biologischen Kohlenwasserstoffabbau auch in der (Grundwasser-)gesättigten Zone zu ermöglichen.

Im vorliegenden Beitrag wird ein In-Situ-Sanierungsverfahren für organische Schadstoffe vorgestellt, das auf der Bereitstellung von alternativen Elektronenakzeptoren (AEA) basiert. AEA übernehmen im Untergrund unter reduzierenden Bedingungen die Rolle von Sauerstoff

und ermöglichen durch ihre hohe Wasserlöslichkeit einen effizienten biologischen und weit reichenden Schadstoffabbau in der gesättigten Zone (Widdel 2001, Wentzel 2007).

2 STANDORTBESCHREIBUNG

Die Eignung des Verfahrens als In-Situ-Sanierungsstrategie wurde unter Feldbedingungen an einem mit MKW kontaminierten Standort in der Steiermark überprüft. Der Schadensfall ereignete sich im Frühjahr 2004, wobei ca. 40.000 Liter „Heizöl leicht“ unterirdisch austraten. In der Folge wurde der Kontaminationsherd durch Aushub entfernt, allerdings wurde festgestellt, dass bereits eine Verlagerung der Kontamination mit dem Grundwasserstrom stattgefunden hatte. Betroffen ist ein Areal von ca. 4.000 m². Als Sanierungsmaßnahme erfolgte die Errichtung von Sanierungsbrunnen; die aufschwimmende Ölphase wird ständig abgeschöpft und über einen Ölabscheider behandelt.

2.1 Beschreibung der Untergrundverhältnisse

Der Flurabstand beträgt im Bereich des Altstandortes etwa zwischen 2,3 – 2,8 m. Die Mächtigkeit des Grundwasserleiters beträgt ca. zwischen 0,9 – 1,6 m. Die Durchlässigkeit des Grundwasserleiters liegt bei etwa 10⁻³ m/s. Die Grundwasserströmung ist generell nach Osten gerichtet und wird durch den Betrieb von Sanierungsbrunnen zusätzlich in die gleiche Richtung beeinflusst.

2.2 Gefährdungsabschätzung

Die Schadstoffuntersuchung des im Zuge der Errichtung der Grundwassermessstellen (GWMS) gewonnenen Bohrgutes weist auf eine Verunreinigung des Untergrundes im gesamten Grundwasserbereich hin. Die MKW-Konzentration im GW-Schwankungsbereich (bis zu 35.740 mg/kg) liegt deutlich höher als in den tiefer liegenden Horizonten (3.180 mg/kg). Auf der Grundwasseroberfläche schwimmt Heizöl in Phase mit einer Filmdicke von 1 – 2 cm auf. Darüber hinaus wurde eine eindeutige Belastung des Grundwassers durch MKW von bis zu 1,3 mg/Liter nachgewiesen. Neben den hohen Schadstoffkonzentrationen für den Parameter Mineralölkohlenwasserstoffe wurden auch teilweise hohe Konzentrationen für polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe und aromatische Kohlenwasserstoffe festgestellt. Diese datieren vermutlich von einer älteren Schadstoffverunreinigung zurück. Die Untersuchung der Grundwasserprobe im Anstrom der Kontamination ergab keine auffälligen Belastungen.

Zusammenfassend ergeben die Untersuchungsergebnisse eine erhebliche Verunreinigung des Untergrundes, die eine deutliche Beeinträchtigung des Grundwassers verursacht.

2.3 Grundwasserchemische Parameter

Die Untersuchung der Grundwasserproben vor Ort deutet auf das Vorhandensein von aeroben Verhältnissen im Anstrom des kontaminierten Bereiches (FW) mit einem Sauerstoffgehalt im Wasser von 9,5 mg/Liter hin. Dagegen wurden in den GWMS innerhalb des kontaminierten Bereiches (SB1 bis SB2) anaerobe Verhältnisse festgestellt (Tab. 1).

Tab. 1: Elektrochemische Parameter gemessen im Grundwasser vor dem Demonstrationsversuch: Messung in Förderstrom

GWMS	LDO [mg/Liter]	ORP [mV]	pH	ELF [µS/cm]	Temperatur [°C]
FW	9,5	-68	7,7	477	5,8
SB1	0,3	-214	7,3	529	7,8
P1	0,3	-157	7,1	633	7,3
P2	0,6	-204	7,1	701	7,6
P3	0,2	-164	7,3	635	7,8
SB2	0,2	-289	8,8	1592	7,5

Obwohl die Untersuchung der Grundwasserproben außerhalb des kontaminierten Bereiches geringere Konzentrationen an den AEA Nitrat und Sulfat (4,5 mg/Liter bzw. 8,3 mg/Liter) ergab, wurde im kontaminierten Bereich kein Nitrat gemessen. Sulfat wurde in SB1 (4,7 mg/Liter) und SB2 (59,3 mg/Liter) nachgewiesen. Phosphat konnte in keiner der analysierten Grundwasserproben nachgewiesen werden. Die Untersuchung der Schwermetalle im Grundwasser innerhalb des kontaminierten Bereiches ergab erhöhte Werte für Mangan und besonders für Eisen. Die gemessenen Eisenkonzentrationen bewegen sich im Bereich von 1,0 mg/Liter in SB2 bis 13,1 mg/Liter in P2.

3 VERSUCHSBESCHREIBUNG

Am Standort bestehen drei Sanierungsbrunnen (SB1, SB2 u. SB3). Für die Zwecke des Demonstrationsversuches wurde die vorhandene Infrastruktur aufgrund des zu großen Abstandes zwischen den bestehenden Messstellen mit drei neuen GWMS erweitert (P1, P2 u. P3). Neue GWMS wurden zwischen SB1 und SB2 errichtet und befinden sich somit auf einer imaginären Linie, welche der Grundwasserströmungsrichtung folgt. Der Abstand zwischen den Pegeln beträgt etwa 12 m. Oberstromig der MKW-Kontamination befindet sich ein Feuerwehrbrunnen (FW) welcher für die Ermittlung der Hintergrundwerte einbezogen wird.

Als Einbringungsstelle für die AEA und Nährstoffe diente im Rahmen des Feldversuches der Brunnen SB1, während weitere GWMS als Überwachungs-/Probenahmestellen genutzt wurden. SB3 wurde im Rahmen des Demonstrationsversuches nicht beprobt. Die Grundwasserprobennahme erfolgte mit Hilfe von in den GWMS fix installierten Pumpen. Diese wurden auf eine Höhe von etwa 0,5 m oberhalb des Stauers eingebaut.

Zur Förderung des biologischen Abbaues von MKW im System Boden/Grundwasser wurde die am Standort vorkommende – autochthone – Mikroorganismengemeinschaft durch wiederholte Dotierung mit AEA und Nährstoffen versorgt. Die Versorgung mit Zusätzen erfolgte durch die Infiltration einer wässrigen Lösung an Nitrat als AEA und Phosphat als Nährstoff, und somit ausschließlich mit natürlich vorkommenden Substanzen. Der stöchiometrisch erforderliche Zusatz erfolgte zeitlich versetzt in mehreren Schritten, so dass im Verteilungsbereich die AEA-Konzentrationen vergleichsweise gering gehalten werden konnten. Die Platzierung der Einbringungsstelle erfolgte unter Beachtung der hydraulischen Gegebenheiten am Standort; ein ungestörter Betrieb der bereits am Standort laufenden Sanierungsmaßnahmen war somit möglich. Für die Ermittlung des Ausbreitungsverhaltens und der Verdünnung der getätigten Zusätze wurde ein Grundwassermarkierungsversuch mit Natrium-Fluorescein durchgeführt. In den abstromigen Messstellen erfolgte die regelmäßige Prozesskontrolle durch umfassende Analyse von Grundwasserproben. Die zu untersuchenden Parameter umfassten:

- Ausbreitung und Zehrung der zugesetzten AEA,
- Verlauf der MKW-Konzentration sowie
- weitere prozessrelevante Messgrößen wie Redox-Potential, Sauerstoffkonzentration, pH-Wert, elektrische Leitfähigkeit, Temperatur, Nitritkonzentration sowie Toxizität.

4 ERGEBNISSE UND DISKUSSION

4.1 Grundwassermarkierungsversuch

Im Zuge der Dosierung des AEA Natrium und des Nährstoffes Phosphat wurde der Grundwassermarkierungsversuch durchgeführt. Die aufgenommenen Daten weisen darauf hin, dass die sich im Abstrom von SB1 befindlichen Messstellen in unmittelbarem hydraulischem Zusammenhang mit SB1 stehen (Abb. 1). Bereits 5 Tage nach Versuchsbeginn wurde eine Erhöhung der Farbstoff-Konzentration über den Hintergrundwert im ersten Kontrollpegel P1 festgestellt. Na-Fluorescein erreichte den zweiten Monitoringpegel P2 in etwa 14 Tagen und den dritten P3 in 16 Tagen nach der Infiltration. In der letzten beobachteten Messstelle SB2 aus der Messstellenreihe konnte bisher kein Farbstoff nachgewiesen werden, was auf die starke Verdünnung der Farblösung zurück zu führen ist. Eine starke Verdünnung von Na-Fluorescein wurde in allen Messstellen beobachtet. So wurde in P1 der Farbstoff etwa 200-fach und in P3 sogar 2.000-fach verdünnt.

Grundwassermarkierungsversuch

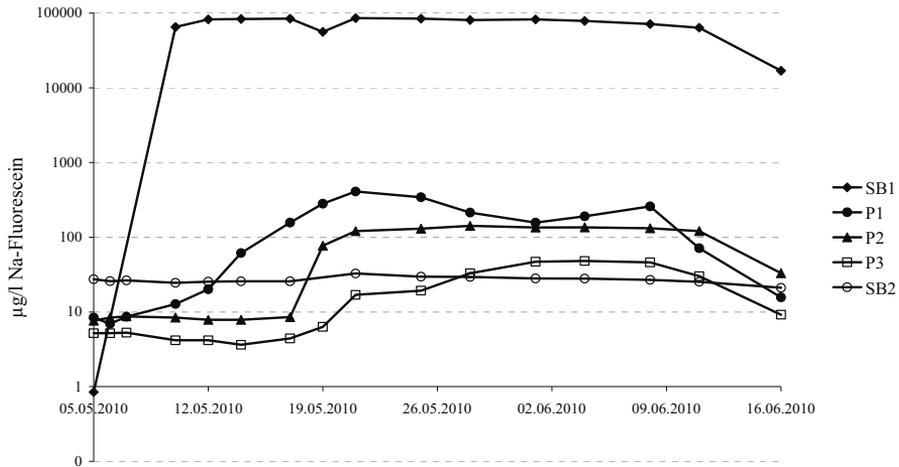


Abb. 1: Verlauf der Na-Fluorescein-Konzentration in den beobachteten Messstellen im Beobachtungszeitraum

4.2 Verhalten der Zusätze im Untergrund

Die Analyse des Grundwassers ergab eine Abnahme der Nitrat-Konzentration in der Zugabestelle innerhalb von 14 Tagen auf etwa 40% des Ausgangswertes. Das gleiche Verhalten des AEA wurde auch nach der zweiten Zugabe beobachtet. Nach einem Monat wurden in der Zugabestelle nur noch 8% des Ausgangswertes gemessen. Unter Einbeziehung der erwarteten Verdünnung gemäß Grundwassermarkierungsversuch wäre der zugesetzte AEA bei konservativem Verhalten in den Kontrollpegeln noch nachweisbar. Allerdings wurde Nitrat in keiner weiteren GWMS nachgewiesen. Daraus lässt sich auf eine rasche mikrobiologische Reduktion des zugesetzten AEA Nitrat, und zwar in der unmittelbaren Nähe der Zugabestelle, schließen. Einen zusätzlichen Nachweis von mikrobiologischer Nitrat-Reduktion liefert die Nachverfolgung der Natrium-Konzentrationen in den Grundwasserproben. Natrium, welches gemeinsam mit Nitrat in Form von NaNO_3 , dem Grundwasser zugegeben wurde, konnte mit Ausnahme der letzten Kontrollpegel in allen Grundwasserproben nachgewiesen werden.

4.3 Beeinflussung der Grundwasserchemie

In Rahmen des anaeroben mikrobiologischen Schadstoffabbaues unter nitratreduzierenden Bedingungen wird Nitrat über Nitrit zu gasförmigem Stickstoff reduziert (Schlegel 2006). Die Untersuchung der Nitrit-Konzentration wurde aus Grundwasserproben aller vorhandenen GWMS durchgeführt. Bereits in Zugabestelle SB1 wurde ein Anstieg der Nitrit-Werte festgestellt. Mit Abnahme der Nitrat-Konzentration nimmt die Nitrit-Konzentration zu. Allerdings stehen die Nitrit-Konzentrationen in keinem stöchiometrischen Verhältnis zu den Nitrat-Konzentrationen, was auf eine quasivollständige mikrobiologische Reduktion des zugesetzten AEA hindeutet. Die maximal gemessene Nitrit-Konzentration im SB1 liegt bei 8,9 mg/Liter und sinkt im Laufe des Versuches ab (Abb. 2). Nitrit nimmt außerdem im Bereich außerhalb der Zugabestelle weiterhin ab bzw. wird teilweise auch verdünnt und konnte somit bereits im ersten Kontrollpegel nicht mehr nachgewiesen werden. In Grundwasserproben der weiteren Kontrollpegel konnten keine signifikanten Nitrit-Konzentrationen nachgewiesen werden. Somit geht von einem bedachten Einsatz von Nitrat als AEA keine Gefährdung für das Grundwasser aus.

Verlauf der Nitrat- und Nitrit-Konz. in SB1

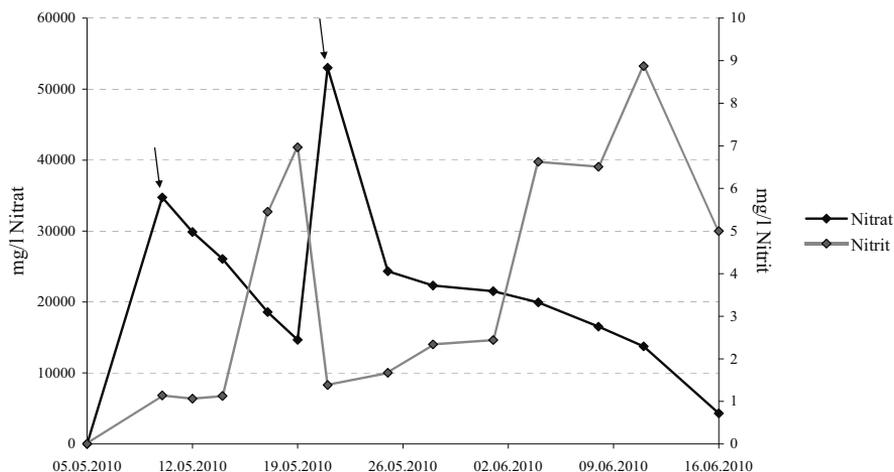


Abb. 2: Verlauf der Nitrat- und Nitrit-Konzentration in der Eingabemesstelle SB1 im Beobachtungszeitraum

Erwartungsgemäß steigt durch die Zugabe an Zusätzen die Leitfähigkeit des Grundwassers in der Eingabemesstelle. Eine Beeinflussung des Grundwassers in den Kontrollpegeln wurde nicht beobachtet. Die Dosierung der AEA verursachte eine signifikante Abnahme des pH-Wertes nur in der Zugabemesstelle.

Eine signifikante Veränderung der Konzentration von gelöstem organischen Kohlenstoff (DOC, dissolved organic carbon) im Beobachtungszeitraum wurde nicht festgestellt. Die DOC-Bestimmung ein Monat nach der zweiten Dosierung ergab eine Erhöhung der DOC-Werte von 20 mg/Liter auf 60 mg/Liter, was vermutlich auf die Entstehung von Zwischenprodukten im Zuge der mikrobiologischen Schadstoffreduktion zurückzuführen ist. Die MKW-Analytik der Grundwasserproben ergab keine Veränderung in den Schadstoffkonzentrationen. Dies war aufgrund der auf der Grundwasseroberfläche schwimmenden Ölphase und somit der konstanten Nachdosierung in das Grundwasser sowie wegen des kurzen Beobachtungszeitraums zunächst zu erwarten. Die zusätzliche Untersuchung der Abbauprodukte in Grundwasserproben wird weitere Informationen über den anaeroben mikrobiologischen Abbau unter Nitratzugabe liefern. Die Untersuchung der Toxizität der Grundwasserproben ergab keine zusätzliche Beeinflussung des Grundwassers durch die Zusätze und deren Zwischenprodukte.

5 ZUSAMMENFASSUNG UND SCHLUSSFOLGERUNG

Im Rahmen des Projektes NUTZRAUM wurde ein Verfahren zum anaeroben mikrobiologischen Abbau des verfügbaren Schadstoffanteils in Grundwasser an einem mit „Heizöl leicht“ kontaminierten Standort in der Steiermark validiert. Dabei wurden die natürlich ablaufenden Entgiftungsprozesse durch die Bereitstellung der für den anaeroben mikrobiologischen Schadstoffabbau notwendigen Elektronenakzeptoren und Nährstoffe unterstützt. Für diese Zwecke wurde als AEA im Untergrund natürlich vorkommendes Nitrat in geringeren Konzentrationen eingesetzt.

Die Durchführung der Forschungsaktivitäten am Standort ermöglichte einen Nachweis der Freilandtauglichkeit der getesteten innovativen, kostengünstigen In-Situ-Sanierungsstrategie. Eine unerwünschte oder unkontrollierbare Beeinflussung des Grundwassers durch die getätigten Zusätze und initiierten Abbauprozesse im Wirkungsbereich des Demonstrationsversuches wurde

nicht beobachtet. Die Untersuchung der gebildeten Zwischenprodukte ist in Durchführung und wird einen weiteren Nachweis des mikrobiologischen Schadstoffabbaus ermöglichen.

6 DANKSAGUNG

Das Projekt NUTZRAUM wird aus Mitteln des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft gefördert und über die Kommunalkredit Public Consulting GmbH abgewickelt.

LITERATUR

- Aichberger, H., Nahold, M., Mackay, W., Todorovic, D., Braun, R. & Loibner, A.P. (2007) Assessing natural biodegradation potential at a former oil refinery site in Austria. *Land Contamination & Reclamation* 15 (1), 1 – 14.
- Chapelle, F.H. (1999) Bioremediation of Petroleum Hydrocarbon-Contaminated Groundwater: The Perspectives of History and Hydrology. *Ground Water* 37, 122 – 132.
- Granzin, S. & Valtl, M. (2010) *Verdachtsflächenkataster und Altlastenatlas*. Wien, Österreich: Umweltbundesamt GmbH.
- Scherr, K., Todorovic, D., Hasinger, M., Philipp, R., Loibner, A.P., Unterbrunner, R., Wieshammer, G., Puschenreiter, M., Wenzel, W., Soja, G., Zivkovic, M., Wesner, W., Wimmer, B., Ecker, A. & Reichenauer, T.G. (2006) In-situ Technologien zur Sanierung von Mineralöl-kontaminierten Böden. In: Gerzabek, M. & Reichenauer, T.G. (Eds.) *Innovative in-situ Methoden zur Sicherung und Sanierung von Ablagerungen und Altstandorten*. Wien, facultas Verlag.
- Schlegel, H.G. (2006) *Allgemeine Mikrobiologie*. Thieme Verlag Stuttgart – New York.
- Wentzel, A., Ellingsen, T.E., Kotlar, H-K., Zotchev, S.B. & Throne-Holst, M. (2007) Bacterial metabolism of long-chain n-alkanes, *Applied Microbiology and Biotechnology* (2007) 76, 1.209 – 1.221.
- Widdel, F. & Rabus, R. (2001) Anaerobic biodegradation of saturated and aromatic hydrocarbons. *Current Opinion in Biotechnology* 12, 259 – 276.
- Yolcubal, I., Dorn, J.G, Maier, R.M. & Brusseau, M.L. (2003) The influence of substrate and electron acceptor availability on bioactive zone dynamics in porous media. *Journal of Contaminant Hydrology* 66, 219 – 237.

Innovatives Vorgehen bei der Sanierung der Altlast N16 Tuttendorfer Breite

G. Luschin

Bundesaltlastensanierungsgesellschaft m.b.H. (BALSA GmbH), Wien, Österreich

R. Adami

Bilfinger Berger Baugesellschaft m.b.H., Wien, Österreich

KURZFASSUNG: Die größte Altlastensanierungsanlage Österreichs ist im Juli 2009 in Betrieb gegangen. Unterschiedlichste Sanierungsmaßnahmen sorgen für die Dekontamination des mit Mineralölkohlenwasserstoffen verunreinigten Grundwassers und Untergrundes am Standort einer ehemaligen Raffinerie in Korneuburg. In einem ersten Schritt wurde die Altlast mittels einer v-förmigen Dichtwand (Funnel) teilweise umschlossen, um die weitere Ausbreitung von Schadstoffen aus dem 18 ha großen Areal dauerhaft zu unterbinden. In diese Dichtwand wurden reaktive Filterelemente (Gates) eingebaut. Durch dieses Funnel & Gate – System wird der gesamte, in die Altlast fließende Grundwasserstrom erfasst und bei der Durchströmung der Gates abgereinigt. Im Schutz dieses „Funnel-&-Gate-Systems“ wurden Sanierungsbrunnen errichtet, aus denen die am Grundwasser aufschwimmende Mineralölphase abgesaugt wird. Als weitere Maßnahme wurde eine Anlage zur mikrobiologischen In-Situ-Sanierung errichtet. Dabei wird durch das Einbringen von Nährstoffen in den Untergrund der Schadstoffabbau durch natürlich vorhandene Bakterien stark forciert. Zur Überprüfung der Wirksamkeit der Sanierungsmaßnahmen werden während des Betriebes der Anlage umfangreiche hydraulische und chemische Kontrolluntersuchungen innerhalb und außerhalb der Altlast durchgeführt.

1 EINLEITUNG

Die Altlast N16 „Tuttendorfer Breite“ befindet sich ca. 10 km nördlich von Wien, am südlichen Stadtrand von Korneuburg, ca. 450 m vom linken Donauufer entfernt. Die Fläche der Altlast beträgt 18,06 ha.

Die hydrogeologischen Verhältnisse im Bereich der Altlast sind vor allem durch die Nähe der Donau geprägt. Den Grundwasserleiter des Gebietes stellen die alluvialen Donauschotter dar. Der 3 – 10 m mächtige, aus Kiesen und Sanden bestehende, gut durchlässige Grundwasserleiter wird von einer Auelehmschicht mit Mächtigkeiten zwischen 1,5 – 8 m überlagert. Diese alluviale Deckschicht besteht aus zumeist schluffigen Feinsanden mit Resten natürlicher organischer Substanz. Die alluvialen Ablagerungen des Grundwasserleiters sind von feinkörnigen tertiären Sedimenten, dem Grundwasserstauer, unterlagert. Hierbei handelt es sich um sandige Tonmergel mit geringer Wasserdurchlässigkeit, welche in rund 13 m unter der Geländeoberkante anstehen. Im Bereich des Altlastenareals herrschen sehr komplexe Grundwasserströmungsverhältnisse vor, die je nach Wasserstand der Donau starken Schwankungen unterworfen sind. Der natürliche Grundwasserabstrom im Altlastenbereich verläuft bei mittleren Grundwasserständen nahezu donauparallel von Norden nach Süden. Bei hohen Donau- und Grundwasserständen verläuft die Grundwasserströmungsrichtung gegen Osten von der Donau in Richtung Altlast, nahezu normal auf den westlichen Dichtwandschenkel des Funnel & Gate Systems. Bei niedrigen Grundwasserständen kommt es zu einer Umkehr der Strömungsrichtung in südwestlicher Richtung. Bei diesen Verhältnissen findet eine Exfiltration des Grundwassers in die Donau statt.

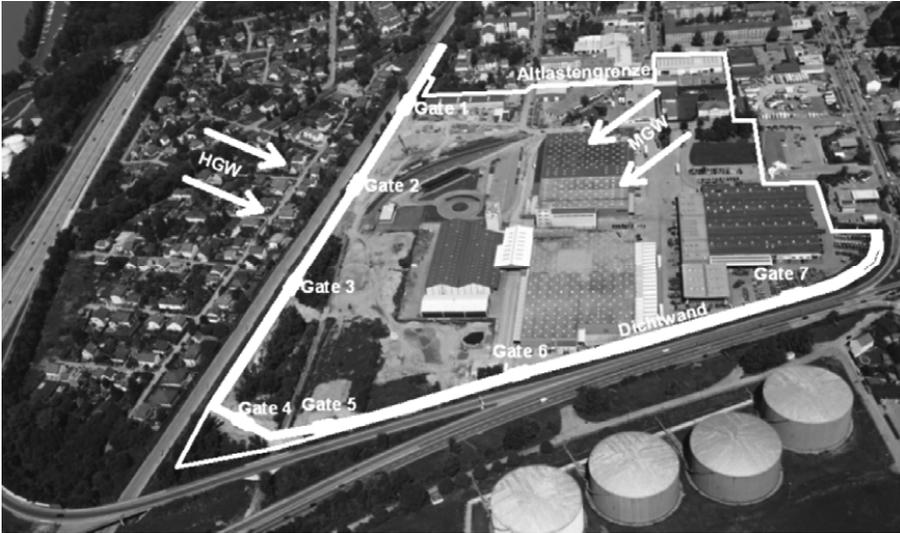


Abb. 1: Luftbild mit Funnel & Gate – System, Altlastengrenze, Grundwasserfließrichtung bei mittleren und hohen Grundwasserständen

2 HISTORISCHE ENTWICKLUNG

Im Jahre 1927 wurde am Gelände der heutigen Altlast eine Mineralölraffinerie errichtet, die bis zu ihrer Schließung 1961 von verschiedenen Unternehmen betrieben wurde. Vor allem durch die Zerstörungen während des 2. Weltkrieges gelangten bedeutende Mengen von Mineralöl bzw. Mineralölprodukten in den Untergrund. Nach Kriegsende wurde die Anlage wieder hergestellt und der Betrieb mit der gleichen Kapazität wie vor dem Krieg aufgenommen. 1961 wurde die Raffinerie stillgelegt und in den Folgejahren bis 1979 demontiert, wobei bei den Abwrackarbeiten erhebliche Restbestände an Erdöl am Gelände in den Untergrund versickert sind. Ab 1980 begann die Neubebauung des Geländes. Heute wird ein Großteil des Geländes gewerblich genutzt und ist mit Bürogebäuden, Lagerhallen und Verkehrsflächen überbaut.

Auf Grund der Hochwasserereignisse in den Jahren 1965 und 1966 trat Öl in mehreren Haus- und Nutzwasserbrunnen am Altlastenareal bzw. im Umfeld der Altlast auf und machte diese unbrauchbar. Im August 1991 musste der Badebetrieb in einem naheliegenden öffentlichen Bad eingestellt werden, da Mineralöl im geförderten Brunnenwasser festgestellt worden war.

Im April 1992 wurde auf Grund der Vorkommnisse im öffentlichen Bad seitens des damaligen Bundesministeriums für Umwelt, Jugend und Familie die Verdachtsfläche „Tuttendorfer Breite“ als Altlast ausgewiesen. Die Klassifizierung der Altlast mit der Prioritätenklasse I fand im November des gleichen Jahres statt.

3 SCHADENSBILD

Im Zuge der vom Bundesministerium beauftragten Untersuchungen im Jahr 2003 konnte aus den Ergebnissen ein detailliertes Schadensbild rekonstruiert werden, welches sich zusammenfassend wie folgt darstellt:

- Mineralölkohlenwasserstoffe im Grundwasser in gelöster Form,
- Mineralölkohlenwasserstoffe am Grundwasser als Mineralölphase mit einer maximalen Mächtigkeit von 15 cm und
- Mineralölkohlenwasserstoffe im Untergrund an der Bodenmatrix absorbiert in der ungesättigten und gesättigten Bodenzone.

4 PROJEKTENTWICKLUNG

Im August 2005 erhielt die BALS A GmbH vom Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft die Zustimmung zur Aufnahme der Bearbeitungstätigkeit hinsichtlich der Sanierung der Altlast N16 „Tuttendorfer Breite“.

Auf Basis der Voruntersuchungen bzw. der Variantenstudie aus den Jahren 2002 bis 2003 wurde seitens der BALS A GmbH ein Projektvorschlag für die Umsetzung der erforderlichen Sanierungsmaßnahmen ausgearbeitet und dem Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft vorgelegt. Als am besten geeignete Maßnahme hat sich im Sinne des Prinzips der Verhältnismäßigkeit und einer entsprechenden Kosten-Nutzen-Analyse die Sanierung des Standortes mittels einer teilweisen Dichtwandumschließung kombiniert mit der Technologie reaktiver Wände (Funnel & Gate) sowie Maßnahmen zur Ölabsaugung herausgestellt.

Nach erfolgter Begutachtung und Zustimmung zum Projektvorschlag durch das Ministerium im April 2006 erfolgte die wasserrechtliche Einreichplanung. Im Juli 2007 erteilte der Landeshauptmann von NÖ der BALS A GmbH die wasserrechtliche Bewilligung für die Sanierung der Altlast N16 „Tuttendorfer Breite“.

Parallel zur wasserrechtlichen Einreichung erfolgte unter Beiziehung von Vergabeexperten die Auswahl eines geeigneten Vergabeverfahrens, welches im Oktober 2007 eingeleitet wurde. Die Beschaffung der erforderlichen Sanierungsleistungen erfolgte im Wege eines europaweit veröffentlichten Verhandlungsverfahrens mit vorheriger Bekanntmachung. Ausgeschrieben wurden die Errichtung der genehmigten Sanierungsmaßnahme und der Betrieb auf 10 Jahre (Basisvariante). Ein weiterer Bestandteil der Ausschreibung waren von den Bietern vorzuschlagende zusätzliche Maßnahmen zur Basisvariante, durch die eine Beschleunigung des Abbaues bzw. der Reduktion der Schadstoffe erreicht werden sollte. Die Ausschreibung der Leistungen wurde im Wesentlichen funktional mit konstruktiven Leistungsbereichen abgefasst.

Durch das gewählte Vergabeverfahren wurde die Möglichkeit geschaffen, innovative Lösungen und Erfahrungen der einzelnen Bieter abzufragen und ins Projekt einzubringen. Die so angebotenen Lösungen wurden von einer Fachjury beurteilt und entsprechend dem festgelegten Bewertungssystem bewertet. Die Detailplanung für das angebotene Sanierungssystem oblag dem Bieter unter der Voraussetzung der Gleichwertigkeit zum genehmigten Sanierungssystem.

Als Bestbieter ging aus dem Vergabeverfahren die Arbeitsgemeinschaft Tuttendorfer Breite bestehend aus Bilfinger Berger Baugesellschaft m.b.H und Alpine Bau GmbH hervor.

Im Juli 2008 wurde mit der Errichtung des Sanierungssystems begonnen. Die Bauzeit dauerte 1 Jahr. Die Sanierungsanlage ist mit Juli 2009 in Betrieb gegangen.

5 DETAILPLANUNG UND BAUPHASE

Die Durchführung der Sanierungsarbeiten einschließlich einer 10-jährigen Betriebsphase erfolgte bzw. erfolgt durch die ARGE Tuttendorfer Breite unter technischer Federführung der Bilfinger Berger Baugesellschaft m.b.H.

5.1 Dichtwand und Filterelemente (Funnel & Gate – System)

Die Teilumschließung (Funnel) wurde mit einer 1.165 m langen v-förmigen Dichtwand (Einphasenschlitzwand) mit einer Stärke von 60 cm ausgeführt. Die Einbindetiefe in den dichten Grundwasserstauer war gemäß Wasserrechtsbescheid mit 2,00 m vorgegeben, womit sich Dichtwandtiefen von ca. 11 – 16 m ergaben.

Durch die Teilumschließung wird der gesamte durch die Altlast fließende Grundwasserstrom erfasst und gezielt zu den in der Dichtwand angeordneten Filterfenstern (Gates) geleitet. Gemäß wasserrechtlichem Einreichprojekt waren sieben mit Aktivkohle gefüllte Filterfenster vorgesehen. Die technische Gestaltung der Filterfenster lag im Verantwortungsbereich des Auftragnehmers.

Jedes Filterfenster wurde mit drei Großbohrungen DN 2200 mm hergestellt, in die vorgefertigte Filterelemente eingebaut wurden. Der dichte Anschluss der einzelnen Filterelemente untereinander und zu der Dichtwand wurde mit Bohrpfählen DN 1200 mm erzielt. Die Filterelemente

beinhalten jeweils drei in Serie geschaltete Kammern für die Aktivkohlefüllung, die in Abhängigkeit von der Aktivkohlebeladung einzeln entleert und neu befüllt werden können. Ebenso verfügt jedes Filterelement über Reinigungsöffnungen, über die die gesamten Filteranstrom- und Filterabstromflächen gereinigt werden können. Bei der konstruktiven Gestaltung der Filterfenster handelt es sich um ein patentiertes System der Bilfinger Berger Baugesellschaft m.b.H. Zur endgültigen Auslegung der Filterelemente und zum Nachweis der Funktionsfähigkeit wurde frühzeitig in der Bauphase ein Probefilterelement hergestellt und über 6 Monate betrieben.



Abb. 2 & 3: Herstellung Dichtwand und Einbau Filterelemente

5.2 *Passives Grundwasserausgleichsystem*

Im Fall eines Donauhochwassers liegt am Standort eine Grundwasserströmung von der Donau in Richtung Altlast vor. Dies würde im Anstrombereich des westlichen Dichtwandschenkels zu einem nicht tolerierbaren Grundwasseraufstau führen. Zur Vermeidung dieses Aufstaus war im Wasserrechtsprojekt ein passives Grundwasserausgleichsystem entlang des donauparallelen Dichtwandschenkels vorgesehen, das gewährleistet, dass bei Donauhochwässern das ansteigende Grundwasser an der Anstromseite der Dichtwand gefasst und ohne Einsatz von Fremdenergie durch die Dichtwand zur Innenseite der Teilumschließung geleitet wird. Ein Austrag von kontaminiertem Grundwasser aus der Altlast ist aufgrund von Rückflussverhinderern nicht möglich. Das damit zusätzlich von außen in den Altlastenbereich fließende Grundwasser strömt über die Gates wieder aus dem Sanierungsareal hinaus.

Für die passiv wirkenden Durchlässe durch die Dichtwand wurden sog. „Hydroventile“ eingebaut, ein patentiertes System der Bilfinger Berger Baugesellschaft m.b.H.

5.3 *Ölabsaugbrunnen*

Zur Entfernung von aufschwimmenden Ölphasen im Sanierungsareal waren im Wasserrechtsprojekt Ölabsaugbrunnen vorgesehen. In hochkontaminierten Bereichen wurden 8 Ölabsaugbrunnen am Gelände positioniert. Dort wo es die Bebauung des Areals erlaubte, wurden die Brunnen als „Großbrunnen“ erdbaumäßig hergestellt, d.h. es erfolgte ein Aushub bis unter Grundwasser und in dem offenen Grundwasser des Aushubbereiches wurde über mehrere Wochen Öl aus dem Grundwasser abgeskimmt. Die Aushubbereiche wurden danach wieder verfüllt und im Zuge der Verfüllung wurden Schachtbrunnen zur Ölabsaugung in der Betriebsphase eingebaut. Die Ölabsaugbrunnen am Areal sind über unterirdisch verlegte Pumpleitungen miteinander verbunden, sodass in der Betriebsphase zur Mobilisierung von Ölphasen ein zusätzliches künstliches Grundwassergefälle hergestellt werden kann.

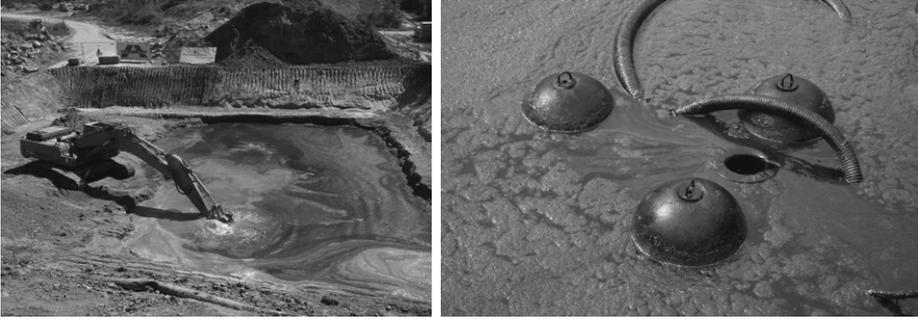


Abb. 4 & 5: Herstellung „Großbrunnen“ und Ölabsaugung (Skimmen) während der Bauphase

5.4 Zusätzmaßnahmen zur Schadstofffrachtung: mikrobiologische In-Situ-Sanierung

Zur weiteren Schadstoffentfrachtung auf dem Sanierungsareal konnten im Zuge des Vergabeverfahrens von den Bietern Zusätzmaßnahmen angeboten werden, die einen zusätzlichen Abbau der Mineralölkohlenwasserstoffe bewirken.

Von der ARGE Tuttendorfer Breite war dazu ein System zur mikrobiologischen In-Situ-Sanierung sowohl der ungesättigten als auch der gesättigten Grundwasserzone vorgesehen. Aufgrund der Ergebnisse der Voruntersuchungen war ersichtlich, dass die vorhandenen Kohlenwasserstoffe grundsätzlich gut mikrobiologisch abbaubar sind, jedoch der Abbau durch einen Mangel an Elektronenakzeptoren gehemmt ist. Das für die Sanierung entwickelte Konzept sieht dazu zwei Systeme vor. In der ungesättigten Zone erfolgt die Sauerstoffzufuhr über eine Bodenluftabsaugung, in der gesättigten Zone erfolgt die Infiltration einer Natriumnitrat-Lösung, die die Versorgung der Mikroorganismen sicherstellt. Sowohl die Luftabsaugung als auch die Natriumnitrat-Infiltration erfolgt über insgesamt 40 am Sanierungsareal verteilte Lanzen, deren Betriebsweise strangweise von Saug- zu Infiltrationsbetrieb umgestellt werden kann.

In Zusammenarbeit mit allen Beteiligten und insbesondere auch mit den Amtssachverständigen und der Wasserrechtsbehörde wurden die Betriebsweise des Systems und ein zusätzliches Grundwassermonitoring festgelegt. Zur Überprüfung des Systems wurde das Verfahren in einem Großversuch erfolgreich vor Ort getestet. Die laufende Überprüfung und Steuerung des Sanierungsfortschritts erfolgt anhand verschiedener Messparameter. In der ungesättigten Zone ist dies die Gaszusammensetzung der abgesaugten Bodenluft, in der gesättigten Zone sind dies verschiedene Parameter im Grundwasser (z.B. KW-Gehalte, Nitrat- und Nitrit-Gehalte, etc.).

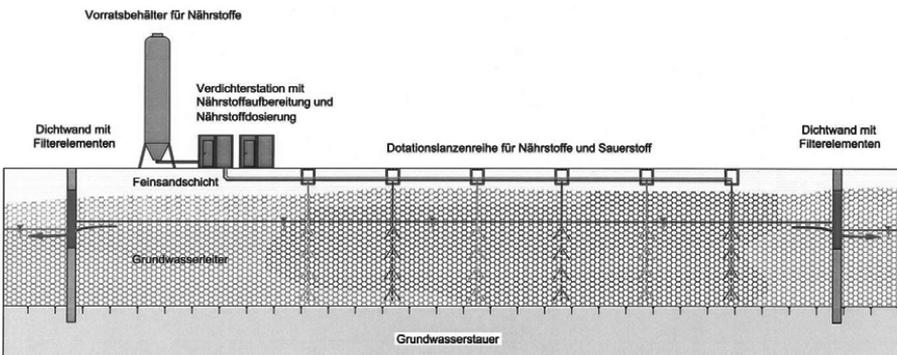


Abb. 6: Prinzipskizze mikrobiologische In-Situ-Sanierung

5.5 Grundwasserbeweissicherung

Zur Überprüfung der Wirksamkeit während der Bauphase und in der Betriebsphase wurden bzw. werden umfangreiche hydraulische und chemische Kontrolluntersuchungen durchgeführt. Die dafür verwendeten Grundwasserpegel sind dazu teilweise mit automatischen Messaufnehmern ausgestattet, die über Mobilfunk in regelmäßigen Zeitintervallen die Wasserstandsdaten der einzelnen Pegel an einen zentralen Server weiterleiten. Zusammen mit der mitgelieferten Software ist die Abfrage der Grundwasserstände und eine entsprechende Visualisierung sowie Datenauswertung jederzeit über Internet möglich.

Die qualitative Grundwasserbeweissicherung erfolgt über regelmäßige Probenahme und Analytik des Grundwassers durch ein akkreditiertes externes Labor, womit der Erfolg der Sanierungsmaßnahmen nachgewiesen wird.

6 BETRIEBSPHASE

Der Betrieb des Sanierungssystems wurde im Juli 2009 durch die ARGE Tuttendorfer Breite aufgenommen und wird nach derzeitigem Stand bis Juli 2019 durchgeführt. Der Betrieb umfasst die laufende Wartung und Kontrolle des Funnel & Gate – Systems einschließlich des Grundwasserausgleichsystems, den Betrieb der Ölabsaugbrunnen und der mikrobiologischen In-Situ-Sanierung sowie die laufende Grundwasserbeweissicherung.

Das erste Betriebsjahr hat gezeigt, dass die unterschiedlichen Elemente des Sanierungssystems plangemäß arbeiten und bereits zu einer deutlichen Schadstoffreduktion geführt haben.

7 SCHLUSSFOLGERUNG, ZUSAMMENFASSUNG

Die bisherige Abwicklung der Sanierung der Altlast Tuttendorfer Breite hat gezeigt, dass die Kombination verschiedener Sanierungstechnologien eine nachhaltige Verbesserung des Umweltzustandes am Standort erwarten lässt. Zielführend dabei waren auch die im durchgeführten Vergabeverfahren den anbietenden Fachfirmen eingeräumten Freiräume zur Einbringung ihrer technischen Kreativität. Dieser Umstand hat letztendlich entscheidend zur technischen und wirtschaftlichen Optimierung dieses Altlastensanierungsprojekts beigetragen.

LITERATUR

- ARGE Analytik (2003) Abschlussbericht der Untersuchungen der Aktualisierung des Schadensbildes im Auftrag des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft. Graz, Österreich: Arbeitsgemeinschaft GeoK-TB f. Geologie und Umwelttechnik/Görtler Analytical Services.
- ARGE Vorversuche Tuttendorfer Breite (2003) Endbericht der Technikums- und Feldvorversuche zur Sanierung der Altlast N16 Tuttendorfer Breite im Auftrag des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft. Wien, Österreich: Arbeitsgemeinschaft OMV Proterra und I.M.U. Institut für Mineralölprodukte und Umweltanalytik ZT-GesmbH.
- ARGE Altlast Tuttendorfer Breite (2003) Endbericht zur Variantenstudie im Auftrag des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft. Linz, Österreich: Arbeitsgemeinschaft G.U.T. Gruppe Umwelt + Technik GmbH und Inerta Abfallbehandlungsgesellschaft mbH.
- BALSA GmbH (2005) Projektvorschlag. Wien, Österreich .
- BALSA GmbH (2006) Wasserrechtliches Einreichprojekt. Wien, Österreich.
- BALSA GmbH (2007) Zusätzliche Unterlagen zum wasserrechtlichen Einreichprojekt. Wien, Österreich.
- Wimmer, S. (2006) Grundwassermodell zur Optimierung einer Sanierungsvariante. Wien, Österreich: Pöry Energy GmbH.
- Wimmer, S. (2006) Simulation einer HW 100 Welle Drainage und Versickerung. Wien, Österreich: Pöry Energy GmbH.
- Wimmer, S. (2007) Machbarkeit eines passiven Grundwasserausgleichs. Wien, Österreich: Pöry Energy GmbH.

Die definitive Sanierung der Sondermülldeponie Bonfol – Erste Erkenntnisse

R. Luttenbacher

Gesamtprojektleiter bei Betriebs-AG, Bonfol, Jura, Schweiz

KURZFASSUNG: Die Sondermülldeponie Bonfol im Kanton Jura, Schweiz, ist ein Erbe unserer Vergangenheit. In der ehemaligen Tongrube lagerte die Basler Chemische Industrie während 16 Jahren ihre Produktionsabfälle ab, aber auch der Kanton Bern, regionale Industrien sowie die Schweizer Armee belieferten die Deponie. Sie wurde 1976 stillgelegt und mit einem Tondeckel verschlossen. Als Konsequenz der Altlastenverordnung von 1998 müssen die 114.000 Tonnen Sonderabfälle fachgerecht und nachhaltig entsorgt werden.

Seit 2000 arbeiten Experten der Basler Chemischen Industrie an dem Projekt der definitiven Sanierung. Neben technischen, organisatorischen und Sicherheitsfragen bei Aushub, Vorbereitung und Entsorgung der Sonderabfälle gilt es auch hohe Ansprüche an die Kommunikation und Beziehungspflege zu den relevanten Ansprechgruppen zu befriedigen.

Im April 2010 wurden nach Bewilligung der Behörden die ersten Abfälle aus der Deponie ausgehoben. Die Abfälle werden für den Transport stabilisiert und in Spezialcontainer von 10 m³ verladen. Nach 2 Tagen auf dem Freilager werden die Abfälle per Bahn in die Sonderabfallverbrennungsanlagen in Deutschland oder Antwerpen gebracht. Rémi Luttenbacher, Gesamtprojektleiter bei Betriebs-AG, erklärt die Umsetzung des Konzepts und berichtet von ersten Erfahrungen aus der aktiven Phase der definitiven Sanierung.

1 EINLEITUNG

Seit Einführung der Altlastenverordnung 1998 werden Altlasten- und Deponiefragen im öffentlichen Leben der Schweiz sehr offen behandelt. Medien, Politiker und Bürgervereinigungen nehmen sich des Themas an, der öffentliche und politische Druck – angefacht von NGOs wie Greenpeace – wächst. Die Deponien sollen umgehend und fachgerecht saniert werden. Dabei stecken die Technologien und Arbeitsweisen der Deponiesanierung noch in den Kinderschuhen. 2000 wurde die Sanierung der Sondermülldeponie in Bonfol im Kanton Jura (Nordostschweiz) gefordert. Seitdem arbeiten zahlreiche Experten daran, die Pionierleistung zu vollbringen, die modernste Technik in vielen Bereichen zusammenzuführen und aufeinander abzustimmen. Mit dem Beginn des Abfallaushubs im April 2010 wurde das bis dahin theoretische Konzept auf die praktische Umsetzbarkeit geprüft.

2 DIE DEPONIE IN BONFOL IST EIN ERBE UNSERER VERGANGENHEIT

Die jurassische Gemeinde Bonfol liegt im Nordosten der Schweiz, an der Grenze zu Frankreich. In einer ehemaligen Tongrube lagerten die Basler Chemische Industrie (BCI), der Kanton Bern, das regionale Gewerbe sowie die Schweizer Armee von 1961 bis 1976 auf einer Fläche von rund 20.000 m² 114.000 Tonnen Sonderabfälle ab, 70% davon in Fässern. 1976 wurde die Deponie Bonfol stillgelegt und mit einem Tondeckel versehen.

Die Ablagerung von Abfallprodukten aus der Chemieproduktion in der undurchlässigen Tongrube von Bonfol galt in ihrer Zeit als vorbildlich und richtungweisend. Mit den verbesserten technischen Möglichkeiten der Abfallentsorgung und dem gestiegenen Umweltbewusstsein ist die Deponie mehr und mehr zu einer Hypothek für die Zukunft geworden.

Zwischen 1986 – 1995 wurden ausgedehnte Sicherungsmaßnahmen getroffen, damit die Einwirkungen der Deponie für die Umwelt möglichst gering bleiben: Drainagesystem, Kläranlage, neue Abdeckung. Heute umfasst das Überwachungskonzept 75 Kontroll- und Messstellen.

Im Jahr 2000 haben sich der Kanton Jura und Vertreter der Basler Chemischen Industrie auf eine Vereinbarung über die definitive Sanierung der Sondermülldeponie geeinigt.

Nach Prüfung mehrerer Varianten wurde gemeinsam mit den Verantwortlichen des Kantons Jura und den Bundesbehörden entschieden, die Sonderabfälle der Deponie Bonfol auszuheben und in einer externen Sonderabfallverbrennungsanlage zu entsorgen (siehe Abb. 1). Die belasteten Bodenanteile werden thermisch behandelt werden.

2003 wurde das Sanierungsprojekt gemäß Altlastenverordnung erstellt.

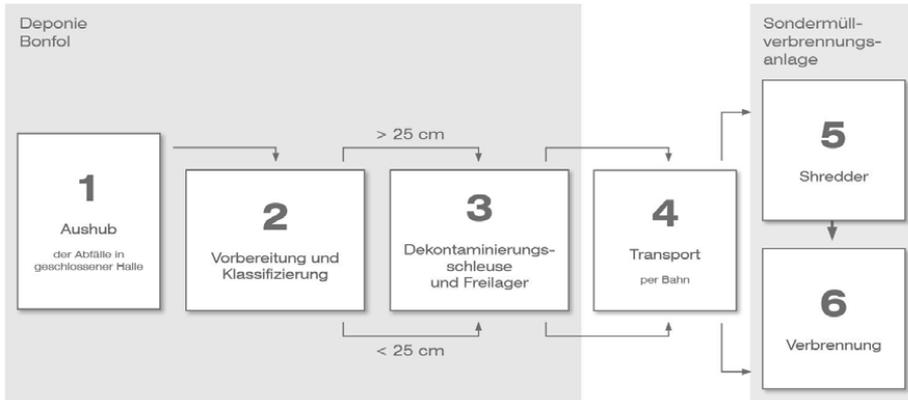


Abb. 1 : Der Weg des Abfalls aus der Sondermülldeponie Bonfol

Die Sanierung wird unter Berücksichtigung der geltenden kantonalen und eidgenössischen Gesetzgebung und von deren Ausführungsbestimmungen durchgeführt. Die Einhaltung wird durch die kantonalen und die eidgenössischen Behörden sichergestellt.

Im Umfang der gesetzlichen Vorgaben trägt die BCI die Sanierungskosten. Die Projektkosten werden auf rund 350 Mio. Schweizer Franken (ca. 250 Mio. Euro) geschätzt. Der Zeitplan sieht vor, die Sanierung bis im Jahr 2015 fertig zu stellen.

3 ALTLASTENSANIERUNG IM GROSSFORMAT IST PIONIERARBEIT

Mit der Sanierung hat die Basler Chemische Industrie (BCI) die BCI Betriebs-AG beauftragt. Das kleine Expertenteam kümmert sich um die Detailplanung, die Organisation und die Umsetzung der Sanierung vor Ort und ist kompetente Ansprechpartnerin für alle Fragen rund um die Deponie Bonfol. Die elf Mitarbeitenden der BCI Betriebs-AG streben eine nachhaltige Lösung der Risiken an, die durch die Sondermülldeponie Bonfol bestehen. Dabei nehmen sie eine Pionierrolle ein, denn es liegen weltweit wenige Erfahrungswerte für die Sanierung einer so großvolumigen Sondermülldeponie vor. Die BCI Betriebs-AG hat mit Experten, Planungs- und Sanierungspartnern seit einer frühen Phase des Projekts das beste Vorgehen beraten.

Die Aufteilung in 3 Lose hat die Prozesse und Verantwortlichkeiten klar definiert:

- Los A: Erstellung Infrastruktur und Aushub der Abfälle mit einem Kran-Greifer-System,
- Los B: Vorbereitung, Transport und Verbrennung der Abfälle und
- Los C: Aushub, Transport und Behandlung des kontaminierten Bodenmaterials.

Vergeben wurde Los A an das Konsortium „Groupement DIB“ (eine Kooperation aus Schweizer Firmen und deutschen Unternehmen), Los B und C an HIM GmbH aus Deutschland.

3.1 Sanierung in 5 klar definierte Phasen

Die Sanierung der Deponie Bonfol läuft in fünf klar definierten Etappen ab (siehe Abb. 2).



Abb. 2: Die fünf Phasen der definitiven Sanierung der Sondermülldeponie in Bonfol

Nach der umfangreichen Bauplanung für die Infrastruktur und Prüfung der Konzepte durch die kantonalen Behörden hat die bci Betriebs-AG im Frühling 2007 die Ausführungsprojektierung eingeleitet. Mit dem Beginn der Infrastrukturarbeiten wurde teilweise parallel dazu im Sommer 2007 die dritte Projektphase gestartet, in der sämtliche für die Sanierung notwendigen Bauten erstellt oder erweitert werden.

Die eigentliche Deponiesanierung wurde Anfangs 2010 mit dem Abtragen des Deponiedeckels eingeleitet. Die Pilotphase begann am 6. April 2010. Während dieser drei Monate konnten ohne Zeit- oder Mengendruck die Technik und Abläufe bei Aushub, Analyse und Stabilisierung, beim Sieben und Abfüllen der Abfälle und dem Handling der speziell angefertigten Container getestet werden. Das Logistik- und Entsorgungskonzept in Spezialanlagen wurde ebenfalls getestet. Der Aushub der Abfälle dauert laut Projektplan bis 2014.

Nach Ende der Sanierung werden in der Projektphase fünf die Hallen zurückgebaut und die Infrastruktur demontiert. Mit der Wiederaufforstung des Geländes wird die Sanierung voraussichtlich 2015 abgeschlossen. Bis sich jedoch der Wasserhaushalt im Gebiet wieder stabilisiert hat, werden noch weitere vier bis fünf Jahre vergehen. In dieser Zeit erfolgt als Nachsorge eine lückenlose Überwachung der Grund- und Oberflächenwasserqualität.

3.2 Aushub in geschlossenem System

Zum Schutz von Mensch und Umwelt erfolgt der Aushub der Abfälle in einer geschlossenen Halle, die permanent unter Unterdruck steht. So können diffuse Emissionen ebenso verhindert werden wie eine Auswaschung durch Regenwasser.

Die Aushubarbeiten werden in einer Halle ausgeführt, die nur 60% des Deponiekörpers abdeckt. Nach einer ersten Aushubphase im südlichen Teil der Deponie wird die Halle auf die nördliche Hälfte der Deponie versetzt. Der Unterbruch für die Arbeiten vor, während und nach der Verschiebung der Halle auf Gleitschienen mittels Litzenhubverfahren sind mit rund 12 Wochen im Jahr 2012 kalkuliert.

Die Abfälle werden mit einem ferngesteuerten Kran-Greifer-System ausgehoben (siehe Abb. 3) und in Loren von 20 m³ Volumen gegeben, die das Material halbautomatisch zur Vorbereitungshalle bringen (siehe Abb. 4).



Abb. 3: Der Greifer über den Abfällen

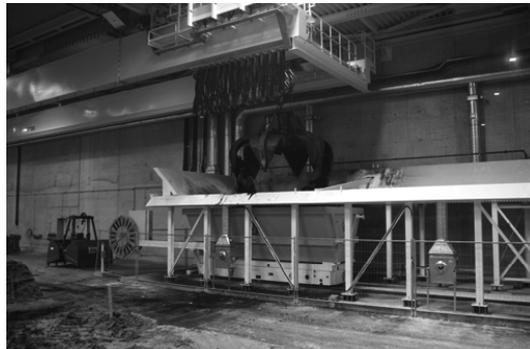


Abb. 4: Abschütten des Greiferinhalts in die Lore

Durch die möglichst weitreichende Automatisierung der Prozesse wird die Anzahl der in der Aushubhalle beschäftigten Mitarbeitenden auf ein Minimum reduziert. In Ausnahmefällen oder bei spezifischen Tätigkeiten kommen bemannte Bagger zum Einsatz, deren Kabine abgedichtet ist und unter leichtem Überdruck steht.

Das gefasste Sickerwasser wird aus der Aushubhalle abgeführt, zwischengelagert und nach Basel zur Behandlung in einer industriellen Abwasserreinigungsanlage transportiert. Das Abwasser aus Reinigungsarbeiten wird in einer mehrstufigen Kläranlage vor Ort behandelt. 36 Bohrungen erlauben die Überwachung des lokalen und regionalen Grundwasserträgers.

Die Abluft aus der Halle wird oxidativ gereinigt und die Luftqualität am Ausgang des Kamins laufend kontinuierlich überwacht. So ist sichergestellt, dass die strengen Auflagen der schweizerischen Luftreinhalteverordnung (LRV) jederzeit erfüllt werden.

Da sich die bei Betriebs-AG ihrer großen Verantwortung für Umwelt und Bevölkerung bewusst ist, werden sowohl die Abwasserreinigungsanlage als auch die Abluftbehandlungsanlage auf der ehemaligen Sondermülldeponie Bonfol durch Fachleute der bei Betriebs-AG betrieben. Dabei werden sie durch ausgewiesene Experten der jeweiligen Gebiete unterstützt.

3.3 Sorgfältige Vorbereitung sorgt für mehr Sicherheit

Die ausgehobenen Abfälle müssen vor ihrem Transport zur Verbrennung aufgrund ihrer physikalisch-chemischen Eigenschaften vorbereitet werden, damit die Sicherheit während des Transports gewährleistet ist und die Annahmebedingungen der Sonderabfallverbrennungsanlagen erfüllt werden. Von den Abfallchargen wird jeweils eine Probe genommen, die im Labor auf ihre chemische Reaktionsfähigkeit hin untersucht wird. Wenn nötig, erfolgt eine Stabilisierung der Abfallcharge mit Sägespänen und/oder gelöschtem Kalk.

Die so stabilisierten Abfälle gelangen auf ein Siebdeck, das Stücke über 25 cm Größe zurückhält. Diese werden vor der weiteren Behandlung triagiert und in separate Transportcontainer abgefüllt. Das Grobgut wird in einer Shredderanlage der HIM GmbH in Biebesheim (Deutschland) vor der Verbrennung zerkleinert.

Das Feingut wird in separate, eigens für das Sanierungsprojekt Bonfol entwickelte Transportcontainer abgefüllt (siehe Abb. 5). Von den befüllten Containern wird jeweils eine weitere Probe zur Transportklassifikation und zur Bestimmung der Verbrennungsart genommen. Danach gelangen sie über eine Dekontaminierungsschleuse in ein Freiluftlager, das Platz für 120 Container bietet.

Die gefüllten Container werden aus Sicherheitsgründen für 2 Tage dort zwischengelagert, bevor sie mit der Bahn zu den Sondermüllverbrennungsanlagen transportiert werden. Container mit Abfällen, die während ihrer Vorbereitung auffällig waren, werden in einer Quarantänezone zwischengelagert, die mit speziellen Überwachungs- und Sicherheitseinrichtungen ausgerüstet ist. Neben dem Sonderabfall fallen beim Aushub auch andere Materialien wie beispielsweise kontaminierter Ton der Deponiesohle in großer Menge an. Verunreinigtes Tonmaterial wird in der Aushubhalle zwischengelagert und je nach Kontaminierungsgrad extern in einer thermischen Bodenbehandlungsanlage oder in einem Zementwerk behandelt. Der nicht belastete Anteil an Ton und Bodenmaterial wird wieder in die geleerte, sanierte und durch die Behörden abgenommene Grube eingebaut werden.



Abb. 5: Freilager mit leeren Transportcontainern



Abb. 6: Verladung gefüllter Container auf Bahnwaggons

3.4 Fachgerechte und nachhaltige Entsorgung

Der vorbereitete Sondermüll wird in Spezialcontainern per Bahn zu den externen Sonderabfallverbrennungsanlagen der HIM GmbH und weiteren Entsorgungsfachbetrieben transportiert. Insgesamt ist die Verbrennung in drei Anlagen in Deutschland und in einer in Belgien geplant. Durch den Transport per Bahn werden das Risikopotential und die Umweltbelastung minimiert.

Die Sonderabfallverbrennungsanlagen der HIM GmbH und von deren Partnerfirmen zählen zu den modernsten Anlagen ihrer Art. In Drehrohröfen wird der Abfall bei Temperaturen von über 1.200 °C verbrannt und in chemisch stabile Schlacke umgewandelt. Die Reinigung der Rauchgase erfolgt in einem mehrstufigen Prozess, sodass die Abluft die strengen Auflagen der deutschen und belgischen Gesetzgebung erfüllt.

3.5 Nachsorge sichergestellt

Nach Beendigung der Sanierungsarbeiten werden die Hallen demontiert und das Gelände wieder aufgeforstet. Dies wird voraussichtlich im Jahr 2015 der Fall sein. Bis sich jedoch der Wasserhaushalt im Gebiet wieder stabilisiert hat, werden noch weitere vier bis fünf Jahre vergehen. In dieser Zeit erfolgt eine lückenlose Überwachung der Grund- und Oberflächenwasserqualität.

4 UMFASSENDES SICHERHEITSKONZEPT

Im Zuge der Planungsarbeiten für die Sanierung der Sondermülldeponie Bonfol hat die bei Betriebs-AG gemeinsam mit den Behörden und Sicherheitsexperten ein umfassendes Sicherheitskonzept ausgearbeitet, das auf Risikoanalysen unter anderem im Rahmen der eidgenössischen Störfallverordnung basiert. Die bedeutendsten Risiken sind:

- Brand an der Abfallfront in der Aushubhalle,
- Explosion an der Abfallfront in der Aushubhalle,
- Freisetzung einer toxischen Substanz in der Vorbereitungshalle,
- Einsturz der Aushubhalle und
- Beschädigung der unteren Abdichtung der Deponiegrube.

Diese Risiken werden mit technischen, organisatorischen und individuellen Schutzmaßnahmen auf ein akzeptables Minimum reduziert. Sie werden im Projektverlauf periodisch neu analysiert. Sollten sich zusätzliche oder erhöhte Risiken ergeben, würde dies zu entsprechenden Maßnahmen oder Anpassungen im Projekt führen.

Das Sicherheitskonzept beinhaltet weitreichende Präventivmaßnahmen, die im Ereignisfall eine rasche Intervention sicherstellen und die Auswirkungen auf Mensch und Umwelt minimieren. Dabei kommen technische Maßnahmen wie feuerfeste Materialien, Rauchdetektoren, wärmeempfindliche Infrarotkameras, automatische Sprinkler- und Sprühflutanlagen oder Löschschaumkanonen zum Einsatz. Ebenso wird eine Krisenorganisation aufgebaut, der neben den Blaublichtorganisationen (Feuerwehr, Polizei, Rettungsdienste) auch Arbeitsmediziner, Fachleute für Luftmessungen sowie Boden- und Wasseranalysen angehören.

Zwei Einsatzübungen mit den kantonalen Einsatzkräften im Januar und März 2010 haben die Funktionstüchtigkeit der Krisenorganisation aufgezeigt. Dennoch waren in den Übungen vor allem Schnittstellenprobleme zwischen verschiedenen Einsatzkräften festzustellen. In den Debriefings wurden diese Erfahrungen festgehalten und Maßnahmen zur Verbesserung der Effektivität definiert.

5 EIN GUTES DIALOGUMFELD SCHAFFEN

Während der Planung und der Realisierung der Sanierung standen die bei Betriebs-AG sowie die Basler chemischen und pharmazeutischen Unternehmen, welche ihre Abfälle in der Deponie Bonfol eingelagert hatten, im Blickpunkt der Öffentlichkeit. Anwohnerinnen und Anwohner, Behörden, NGOs wie Greenpeace, WWF oder Pro Natura sowie die Medien verfolgten alle Sanierungsschritte sehr genau und standen dem Projekt oft kritisch gegenüber.

Die grenznahe Lage der Sondermülldeponie Bonfol bedingt, dass nicht nur die Schweizer Anspruchsgruppen über alle Projektschritte informiert werden, sondern macht auch den Einbezug der französischen Anwohnerinnen und Anwohner, Behörden und Medien zwingend nötig. Dies erfordert von den Projektverantwortlichen großes kommunikatives Engagement.

Die bci Betriebs-AG nimmt Fragen, Anregungen und Befürchtungen der Bevölkerung ernst. Sie fördert den Dialog und informiert Betroffene und Interessierte regelmäßig, transparent und umfassend. Bereits zu einem sehr frühen Zeitpunkt hat sie deshalb im Jahr 2000 gemeinsam mit dem Kanton Jura die „Commission d'Information“ gegründet, die sämtliche an der Sanierung interessierten Kreise vereint.

Seit dem Beginn der Infrastrukturbauten hat sich das Misstrauen der Anwohner abgeschwächt. Auch die Kontakte zu den Politikern und Behörden des Kantons Jura haben sich in den letzten Jahren deutlich gebessert.

Öffentliche, regelmäßige Führungen über die Baustelle, die zum Teil durch die Gemeinde Bonfol organisiert werden, haben ein gutes Stück dazu beigetragen, Vertrauen zu schaffen und dem Projekt und dem Team ein Gesicht zu geben. Regelmäßig erscheinende Newsletter erklären der Bevölkerung und interessierten Abonnenten die aktuellen Arbeiten und Themen auf der Sondermülldeponie. Durch eine proaktive Medienarbeit wird die Sanierung kontinuierlich begleitet und auch allfällige Besonderheiten oder Probleme erläutert. Die interaktive Website in den Sprachen Deutsch und Französisch erlaubt es interessierten Personen, auf unterschiedlichen Niveaus Informationen zur Sanierung zu erhalten, sei es als detaillierter Umweltbericht oder mittels Filmen und Animationen.

Oberstes Kommunikationsziel ist dabei, in der Öffentlichkeit nicht wie bis anhin als Problemverursacher, sondern Problemlöser wahrgenommen zu werden.

6 SCHLUSSFOLGERUNG, ZUSAMMENFASSUNG

Der Aushub der ersten 4.000 Tonnen Abfälle, ihre Vorbereitung und der Abtransport in die Verbrennungsöfen haben gezeigt, daß das Sanierungskonzept der Sondermülldeponie bislang aufgeht. Die technischen Einrichtungen, die Abläufe und die Koordination zwischen den unterschiedlichen Unternehmen, die an der Sanierung beteiligt sind, funktionieren gut.

Der Start der Aushub- und Vorbereitungsarbeiten hat erwartungsgemäß auch Themen aufgezeigt, bei welchen Verbesserungsbedarf bestand. Einige davon, etwa bezüglich technische Einrichtungen oder der Kommunikation zwischen den verschiedenen Firmen konnten rasch mit einfachen Lösungen geklärt werden. Andere, komplexere Fragestellungen müssen mit ausgewiesenen Experten analysiert werden, um praktisch umsetzbare Lösungen zu finden. Auch hierbei gilt: Bei einem Pionierprojekt erfordern besondere Umstände eine genaue, wissenschaftliche Untersuchung und die Vereinigung des Fachwissens verschiedener Bereiche.

Die Kommunikation mit den unterschiedlichen Anspruchsgruppen wie der Bevölkerung, Behörden, NGOs und die Medien müssen gepflegt werden. Es ist sinnvoll, sich in guten Zeiten um die Stakeholder zu bemühen, um in möglichen schwierigeren Zeiten von einem Vertrauenskredit zehren zu können. Um das zu erreichen, muss jedoch heutzutage große Offenheit und Transparenz gezeigt werden, und das auf einem gleich bleibend hohem Niveau.

Die bci Betriebs-AG ist zuversichtlich, die definitive Sanierung der Sondermülldeponie Bonfol zu einem guten Ende führen zu können.

Weitere Informationen unter: www.bci-info.ch.

Erfahrungen aus der ersten Rückbauetappe der Sondermülldeponie Kölliken

J.L. Tardent

Sondermülldeponie Kölliken, Kölliken, Schweiz

KURZFASSUNG: Die mitten in einem Wohngebiet liegende Sondermülldeponie Kölliken wurde 1978 – 1985 durch ein Konsortium (Kantone Aargau und Zürich, Stadt Zürich und Basler Chemische Industrie) betrieben. Zuzufolge umweltrelevanter Unzulänglichkeiten wurde sie noch vor der vollständigen Verfüllung durch den Gemeinderat geschlossen. Insgesamt wurden ca. 300.000 m³ bzw. 460.000 Tonnen Sonderabfälle in Fässern, Säcken sowie in loser Schüttung abgelagert. Von 1986 – 2006 wurden durch das Konsortium umfangreiche Erkundungs- und Sicherungsarbeiten im Umfang von rund 100 Mio. Euro durchgeführt. Da die Deponie längerfristig weiterhin eine Gefährdung der nahe gelegenen Grundwasserleiter darstellt, soll sie gemäss Verfügung der kantonalen Aufsichtsbehörde vollständig rückgebaut werden. Dazu wurden 2006/2007 drei dichte, im Unterdruck stehende Hallen gebaut. Die Abluft der Hallen wird abgesaugt und über Staubfilter und Aktivkohlefilter gereinigt. Im Herbst 2007 wurde mit den Rückbauarbeiten begonnen. Diese sollen Ende 2015 abgeschlossen sein. Die Kosten dafür belaufen sich auf ca. 450 Mio. Euro.

1 HISTORISCHE ENTWICKLUNG

In Kölliken sind in einer stillgelegten Tongrube mitten im Wohngebiet ab 1978 rund 300'000 m³ Sondermüll eingelagert worden. Verantwortlicher Betreiber ist das Konsortium Sondermülldeponie Kölliken, an welchem die Kantone Aargau und Zürich mit je 41,66% und die Stadt Zürich sowie ein Konsortium der Basler Chemischen Industrie mit je 8,34% beteiligt sind.

In den Jahren 1987 – 2000 wurde die Deponie mit zahlreichen Bauten und technischen Einrichtungen wie z.B. Oberflächenabdichtung der Deponie, ausgedehntes Monitoringsystem im Umfeld der Deponie, Brunnengalerie im Abstrom der Deponie, hydraulische Abschirmung, bestehend aus 129 Drainagebrunnen am Südrand der Deponie gesichert.

Als ultimative Sanierungsmassnahme war von Seiten des Konsortiums immer wieder der Rückbau der Deponie geprüft und untersucht, lange Zeit aber als nicht dem Stand der Technik entsprechend und als zu teuer beurteilt worden. Gestützt auf eine im Jahr 2000 durchgeführte Machbarkeitsstudie wurde mit der Projektierung und Realisierung des vollständigen Rückbaus der Deponie begonnen.

2 PROJEKT

Für die Realisierung wurde das Projekt in drei Lose aufgeteilt und entsprechend ausgeschrieben:

- Los I Infrastrukturbauten
- Los E Rückbau, Transport und Entsorgung
- Los P+A Probenahme und Analytik

3 HALLEN

Für den vorgesehenen Rückbau der Sondermülldeponie wurden 2006/2007 drei grosse Hallen erstellt: Abbauhalle, Manipulationshalle und Lagerhalle.



Abb. 1: Dichte Hallen für den Deponierückbau

Die Abbauhalle wurde als stützenfreie Konstruktion ausgeführt. Das Hallendach ist dabei an Bogentragwerken aufgehängt. In ihr erfolgt der Rückbau der Deponie. Die Manipulationshalle weist ebenfalls eine stützenfreie Konstruktion auf. Hier findet die Beprobung, Sortierung und Neuverpackung der Abfälle statt. Die in konventioneller Bauweise mit Stützen erstellte Lagerhalle dient der Zwischenlagerung der fertig verpackten Abfälle bis zum Abtransport. Sämtliche Hallen stehen im Unterdruck, damit keine Stoffe aus dem Halleninnern entweichen können und somit die direkt am Deponierand wohnende Bevölkerung nicht durch Emissionen gestört wird. Die abgesaugte Luft wird mit einem Staubfilter und einer zweistufigen Aktivkohleanlage gereinigt.

Zur Hangsicherung wurden entlang des Einlagerungsperimeters Bohrpfähle abgeteuft und mit Vorspannkern gesichert. Die Pfähle wurden mit einem Kopfriegel verbunden, welcher gleichzeitig als Fundation der Hallenkonstruktion dient.

Ebenfalls wurde für den Abtransport der Abfälle ein Bahnanschluss erstellt.

Die Rückbaubereiche sind konsequent von den saubereren Bereichen abgetrennt. Das Betreten der Manipulations- und Rückbauhalle erfolgt ausschliesslich über eine Schwarz-Weiss-Anlage und über Schleusen. Das Betreten des Schwarz-Bereiches darf nur mit vollständiger Schutzausrüstung erfolgen. Die klimatisierten und mit unabhängiger Frischluftversorgung versehenen Fahrzeuge können hingegen ohne Schutzausrüstung über Dockingstationen direkt aus dem Weissbereich heraus bestiegen werden, von wo ebenfalls das Betanken der Fahrzeuge mit Diesel und Frischluft erfolgt.

4 RÜCKBAU DES DEPONIEINHALTS

4.1 Deponieinhalt

Der Inhalt der Deponie besteht aus lose geschütteten Abfällen, aus Fässern und aus sackähnlichen Gebinden. Der Rückbau erfolgt deshalb kleinräumig, schichtweise von oben nach unten.

Insgesamt müssen nebst rund 460.000 Tonnen Sondermüll auch ca. 94.000 Tonnen Abdeckmaterial und rund 76.000 Tonnen kontaminierte Deponiesohle rückgebaut und zur Behandlung in externe Behandlungsanlagen verbracht werden.

4.2 *Probenahme und Analytik*

Die Beprobung der Materialien erfolgt durch die Probenehmer an den Haufwerken bzw. aus den Fässern in den Handlingcontainern zum Teil im Schwarzbereich. Sie sind dafür mit den notwendigen Schutzausrüstungen versehen. Die Proben werden aus dem Schwarz-Bereich ausgeschleust und analysiert. Da der Platz rückgebauten Abfälle in den Zwischenlagern begrenzt ist, müssen die Analysenresultate innerhalb von 48 Stunden vorliegen. Dies bedingt, dass alle Proben innerhalb dieser Zeit auf bis zu 120 Einzelsubstanzen untersucht werden müssen. Aus diesem Grund wurde ein vollständig ausgerüstetes Vor-Ort-Labor neben der Deponie errichtet.

Aufgrund der Analysenergebnisse gibt ein festgelegtes Raster den für diesen Abfallstoff geeigneten Entsorgungsweg (Entsorgungsschiene) vor. Die Einteilung erfolgt in insgesamt 12 Entsorgungsschienen (z.B. Oberflächendeponie, thermische Bodenbehandlung, Untertage-deponie, Sonderabfallverbrennung, etc.).

4.3 *Ausschleusung der Abfälle*

Nach der analytischen Zuordnung der rückgebauten Abfälle zu einer der Entsorgungsschienen werden die Abfälle in dichte Spezialcontainer abgefüllt, aus dem Schwarzbereich ausgeschleust und bis zum Vorliegen der Entsorgungsbewilligung in der Lagerhalle zwischengelagert.

Die Container werden anschliessend mit einem Stacker auf Lastwagen bzw. auf Bahnwaggons verladen. Die beladenen Waggons werden zu Zügen zusammengestellt, die den Sondermüll zu den Entsorgungsorten transportieren.

Für jede Entsorgungsschiene hat der Auftragnehmer mindestens zwei Entsorgungsanlagen unter Vertrag zu halten, so dass auch bei Ausfall einer Anlage eine Entsorgung jederzeit gewährleistet werden kann.

4.4 *Überwachung*

Die Überwachung der einzelnen Entsorgungsschritte erfolgt mittels eines computergestützten Deponiemanagement-Systems (DMS). Jede einzelne Tätigkeit, vom Moment der Bergung des Abfallstoffes bis zu dessen endgültiger Behandlung in einer Entsorgungsanlage, wird dort registriert. Das DMS gibt somit jederzeit lückenlos Auskunft über den Verbleib des Abfallstoffes. Es dient ebenfalls dem Nachweis der umweltkonformen Entsorgung der Abfälle.

4.5 *Abluftbehandlung*

Da durch die Rückbauarbeiten giftige, stinkende oder Staub entwickelnde Stoffe freigesetzt werden können und damit davon nichts in die Umwelt entweicht, herrscht in allen Hallen ein Unterdruck. Die Luft im Halleninnern wird über Lüftungsrohre kontinuierlich abgesaugt (bis 215.000 m³/Stunde im Normalbetrieb). Die Abluftbehandlungsanlage befindet sich in einem separaten Trakt der Lagerhalle. Die Luft wird zunächst durch einen Staubfilter und anschliessend durch einen zweistufigen Aktivkohlefilter vollständig gereinigt. Die relevanten Abluftwerte werden im Hochkamin kontinuierlich gemessen und aufgezeichnet.

4.6 *Sicherheit*

Sämtliche Hallen sind mit Rauch- und Brandmeldern, die Lager- und die Manipulationshalle zusätzlich mit Sprinkleranlagen ausgerüstet. Die Aktivkohlecontainer der Abluftbehandlungsanlage sind für den Brandfall mit einer automatischen CO₂-Flutung versehen.

Für alle relevanten Szenarien bestehen umfassende auf Risikoanalysen basierende Sicherheitskonzepte. Mit den zuständigen Feuerwehren wurde eine speziell geschulte Pikettgruppe gebildet und entsprechende Alarm- und Einsatzpläne ausgearbeitet. Die Entrauchung der Halle im Brandfall erfolgt über die Abluftanlage.

Während der Rückbauarbeiten der Deponie sind Vor-Ort insgesamt rund 60 Personen beschäftigt. Davon befassen sich ca. 10 Personen direkt mit dem Rückbau und 15 Personen mit der Rückbauüberwachung in der Schaltwarte bzw. mit der Rückbauleitung. Für die Probenahme sind 3 – 5 und im Labor ca. 20 Personen tätig. Von Seiten des Bauherrn sind 9 Personen für die Oberbauleitung, die Projektleitung, die Rückbauüberwachung und das Controlling zuständig.

5 ERFAHRUNGEN AUS DER ERSTEN RÜCKBAUETAPPE

Da die Manipulationshalle auf kontaminiertem Grund steht, musste dieses Material in einer ersten Etappe (November 2007 bis Oktober 2009) rückgebaut und entsorgt werden.

Nach der Fertigstellung und Prüfung der Dichtheit der Hallen wurde im November 2007 mit dem Rückbau des kontaminierten Materials in der Manipulationshalle begonnen. In dieser ersten Rückbauphase, welche gleichzeitig Testbetrieb für die zweite Rückbauphase ist, erfolgten die Triage und die Neuverpackung des rückgebauten Materials in provisorischen Anlagen in der Lagerhalle. Der Abtransport des Sondermülls erfolgte über die Strasse, da der Bahnanschluss erst für die zweite Rückbauetappe fertig erstellt werden kann.

Zuerst wurde die in diesem Bereich 2 – 4 m dicke Deponieabdeckung abgetragen, beprobt und triagiert. Dieses nicht bzw. zum Teil schwach belastete Material konnte, wie im Konzept vorgesehen, grösstenteils auf Oberflächendeponien verbracht werden.

Ab Februar 2008 wurde mit dem Rückbau des eigentlichen Deponiekörpers begonnen. Das lose abgetragene Material wurde dabei nach optischen Gesichtspunkten triagiert und zu Haufwerken von ca. 500 m³ geschüttet. Die Probenahme erfolgte vorerst händisch an diesen Haufwerken.



Abb. 2: Fässer an der Abbaufont



Abb. 3: Zustand der Big Bags

Die geborgenen Fässer wurden, sofern möglich, in Handlingcontainer gestellt. Bei defekten Fässern wurde zudem auch das umliegende lose Material in den Handlingcontainer verbracht. Die freigelegten Fässer und Big-Bags in diesem Bereich erwiesen sich als derart stark korrodiert bzw. zerstört, dass die Bergung einzelner Gebinde grösstenteils nicht mehr möglich war. Dieses Material wurde ebenfalls in Handlingcontainer geschüttet. Die Probenahme erfolgte ebenfalls händisch aus den Handlingcontainern.

In der Nacht vom 25./26. Juni 2008 entzündete sich in der Abbauhalle in einem Handlingcontainer metallisches Magnesium und zerstörte Teile der Infrastruktur. Dies führte zu einem Unterbruch von rund sechs Monaten, während welchem das Sicherheitskonzept überarbeitet und verschiedene neue Sicherheitsvorkehrungen getroffen wurden.

So wurde z.B. die händische Probenahme an Haufwerken und Fässern durch eine mechanische Probenahme mit Baggern und Stechröhen ersetzt. Der Inhalt der Stechröhen wird anschliessend in einem speziellen gesicherten Raum durch die Probenehmer entleert und daraus die Laborproben entnommen.

Ebenfalls wurden Infrarot-Kameras installiert, welche flächendeckend den Deponiekörper, die Abbaufont und die rückgebauten Abfälle ständig überwachen und bei einem Temperaturanstieg Alarm auslösen.



Abb. 4: Mechanische Probenahme mit Probenahmerohren



Abb. 5: Entleeren der Probenahmerohre

Die erste Rückbauetappe konnte im September 2009 mit rund einem Jahr Verspätung abgeschlossen werden. Die im Projekt vorgesehen durchschnittliche Rückbauleistung von 500 Tonnen/Tag wurde mit 430 Tonnen/Tag deutlich verfehlt.

Insgesamt wurden bisher 158.000 Tonnen Material rückgebaut und entsorgt (26% der Gesamtmenge). Davon stammten rund 53.000 Tonnen aus der nicht bzw. nur schwach kontaminierten Abdeckschicht, 94.000 Tonnen aus dem Deponiekörper und 11.000 Tonnen aus der kontaminierten Deponiesohle.

62% konnten in der Schweiz behandelt und entsorgt werden. 38% wurden ins Ausland exportiert und dort in einer Thermischen Bodenbehandlung oder in einer Hochtemperaturverbrennung behandelt (D, NL).

Die Ergebnisse der im September 2009 abgeschlossenen ersten Rückbauetappe haben gezeigt, dass tendenziell eine Verschiebung in aufwändigere und damit teurere Entsorgungsschienen stattfindet, was eine Verteuerung des Projektes bedeutet.

Bei der Planung unterschätzt wurden die beim Rückbau des Deponiekörpers freigesetzten grossen Mengen an VOC (volatile organic compound), was sich in den Konzentrationen dieser Stoffe in der Hallenluft auswirkte. Die grossen Mengen sowie das Gemisch unterschiedlichster Kohlenwasserstoffverbindungen führten dazu, dass die Aktivkohlefilter weit häufiger als geplant ausgetauscht werden mussten.

Ein weiteres Problem bereitete der sich während des Tages bildende Hallendunst. Dieser führte an gewissen Tagen dazu, dass der Rückbau aus Sicherheitsgründen (Sichtweite) vorzeitig eingestellt werden musste. Die Dunstbildung ist auf verschiedenste Parameter zurückzuführen wie VOC, Staub hygroskopischer Salze, Luftfeuchtigkeit, hohe Temperaturen, etc.

Mittels einer aufwändigen Sondierkampagne (Baggerschächte und Kurzkernbohrungen) wurde versucht, die Art, das Verteilungsmuster und die Tiefe der chemischen Belastung des Deponieuntergrundes zu erkunden. Es zeigte sich, dass je nach Ausprägung des direkt an der Deponiesohle anstehenden Molassefelses unterschiedliche Schadstoffbelastungen und Transportwege vorliegen dürften.

6 ZWEITE RÜCKBAUETAPPE

6.1 Änderungen gegenüber der ersten Rückbauetappe

Zur Verbesserung der Repräsentativität der Proben soll in der zweiten Rückbauphase statt der bisherigen grossen Haufwerke das grob gesiebte lose Deponiegut in mobilen Lagerboxen zu Haufwerken von lediglich noch ca. 50 m³ geschüttet werden. Daraus werden mit dem Bagger Primärproben entnommen und in einen Handlingcontainer geschüttet. Fässer bzw. loses Material aus defekten Fässern oder defekten Big Bags werden ebenfalls in Handlingcontainer von 8 m³ Inhalt abgefüllt. Die Handlingcontainer werden anschliessend in einen speziell gesicherten Probenahmebereich verbracht. Hier können die Probenehmer aus dem gesicherten Weissbereich heraus mittels eines fernsteuerbaren Roboterarms ihre Analysenproben ent-

nehmen. Diese werden anschliessend aus dem Schwarzbereich ausgeschleust und zur Analyse ins Labor gebracht.

Gestützt auf die Analyse wird dann entschieden, welche Haufwerke zu Transporteinheiten zusammengeführt werden können.

6.2 Umbauarbeiten für die zweite Rückbauetappe

Nach Abschluss der Rückbauarbeiten der ersten Rückbauetappe wurde der angeschnittene Deponiekörper mit Folien luftdicht abgedeckt und sämtliche Halleiteile einer intensiven Reinigung unterzogen, so dass sie durch den Arbeitshygieniker für die folgenden Umbauarbeiten als Weiss-Bereich freigegeben werden konnte.

Im November 2009 wurde die ausgehobene Grube in der Manipulationshalle mit Wandkies auf das erforderliche Niveau aufgefüllt und eine Bodenplatte betoniert.

Nach dem Rückbau der provisorischen Anlagenteile der ersten Rückbauetappe wurden die notwendigen Wände, die Lagerboxen sowie die Einrichtungen für die Schwarz-Weiss-Bereiche für die zweite Rückbauetappe installiert.

Nach Abschluss aller baulichen Arbeiten konnten im Juni 2010 mit dem Einbau der technischen Einrichtungen der Lüftung, der Abluftreinigung, der Probenahme, der Sortierung, der Neuverpackung und der Zwischenlagerung des Deponiegutes begonnen werden.

Nach Abschluss der Umbauarbeiten wird ab Herbst 2010 der eigentliche Rückbau der verbleibenden ca. 460.000 Tonnen kontaminierten Materials in der Abbauhalle beginnen.

7 PROJEKTENDE

Nach dem Rückbau der Deponie, der voraussichtlich bis Ende 2014 dauert, werden innerhalb eines Jahres die Abbauhalle, die Manipulationshalle und die Lagerhalle wieder vollständig entfernt.

Während den folgenden Jahren werden die weiteren Entwicklungen abgewartet und das Gebiet ständig beobachtet und kontrolliert. Es erfolgt zunächst eine Zwischenrekultivierung. Die ausgehobene Grube wird mit einer sauberen Kiesschicht abgedeckt. Anschliessend wird eine Bodenschicht eingebracht und das Areal begrünt.

Der Untergrund und das Grundwasser werden während drei bis vier Jahren intensiv überwacht. So können die Wirksamkeit und die Nachhaltigkeit der Massnahmen überprüft werden. Sind die Messwerte in Ordnung, so wird das Areal in Zusammenarbeit mit der Gemeindebehörde einer endgültigen Rekultivierung und einer geeigneten Nutzung zugeführt.

Das Ziel der Gesamtanierung ist es, die Wiederherstellung eines Zustandes zu erreichen, in dem das Areal der ehemaligen Sondermülldeponie Kölliken künftigen Generationen mit gutem Gewissen überlassen werden kann.

8 KOSTEN

Die Kosten der Sicherungs- und Sanierungsarbeiten seit der Schliessung der Deponie 1986 bis zum Beginn des Deponierückbaus im Jahr 2006 beliefen sich auf 100 Mio. Euro. Die Kosten für den Deponierückbau bis 2015 werden nach heutiger Abschätzung weitere rund 450 Mio. Euro betragen.

Verbesserung des Langzeitverhaltens von Deponien durch Sicker-wasserinfiltration

G. Rettenberger

Ingenieurgruppe RUK, Stuttgart & FH Trier, Stuttgart/Trier, Deutschland

KURZFASSUNG: Bei Deponien für unvorbehandelten Siedlungsabfall mit entsprechend hohem Anteil an abbaubarer organischer Substanz ist die Geschwindigkeit des mikrobiellen Abbaus davon abhängig, welchen Wassergehalt das Deponiegut aufweist. Bei vielen Deponien ist ein ausreichend hoher Wassergehalt nicht gegeben. Nach Aufbringen einer Oberflächenabdichtung kommt es zudem zu einem Austrocknungsprozess. Eine Maßnahme, um dies zu vermeiden, ist die gezielte Infiltration von Wasser. Durch die Infiltration kann in der Deponie der optimale Wassergehalt eingestellt werden. Die Infiltration ist damit Grundlage für eine effiziente Gasverwertung und eine möglichst kurze Nachsorgephase. Beschrieben werden die Grundlagen der Infiltration, die für die Infiltration erforderliche technische Ausrüstung sowie die Effizienz anhand von Praxisbeispielen.

1 EINLEITUNG

Die Deponieverordnung (DepV 2009) eröffnet in Deutschland die Möglichkeit, mittels einer Stabilisierung des Deponiekörpers (Befeuchtung und/oder Belüftung) das Gefährdungspotenzial zu vermindern und so zu einer schnelleren Beendigung der Nachsorgephase gelangen zu können. Die Effizienz einer Befeuchtung mittels Sickerwasserinfiltration ergibt sich aus der Erkenntnis, dass Deponien insbesondere nach Aufbringung einer Oberflächenabdichtung austrocknen, so dass die Gasentwicklung unterdrückt wird und eine Stabilisierung durch Auslaugung unterbleibt. Somit verbleibt noch abbaubare bzw. auslaugfähige Substanz in nennenswerten Größenordnungen im Deponiekörper, eine Stabilisierung wurde nicht erreicht. Wenn es gelingt, den Deponiekörper ausreichend und homogen zu durchfeuchten, kann davon ausgegangen werden, dass

- die abbaubare organische Substanz weitgehendst abgebaut werden kann, was zunächst zu einer Erhöhung der Gasentwicklung führt,
- die Sickerwasserinhaltsstoffe deutlich zurückgehen und somit
- der Nachsorgezeitraum verkürzt wird und
- geringere Kosten für die Sickerwasserreinigung und Nachsorge entstehen und höhere Erträge bei der Gasverwertung zu erwarten sind.

Wie und in welchem Umfang dies gelingt, wird im Folgenden aufgezeigt.

2 GRUNDLAGEN

In unvorbehandelt deponiertem Siedlungsabfall wird mikrobiell abbaubare organische Substanz anaerob zu Methan und Kohlenstoffdioxid abgebaut, wobei Deponiegas entsteht. Die Mikroorganismen benötigen für die Umsetzungsprozesse beim mikrobiellen Abbau einen Mindestwassergehalt. Zudem ist für den Transport von Nährstoffen zu den Mikroorganismen und den Abtransport von hemmend wirkenden Abbauprodukten eine Wasserbewegung erforderlich.

Von Welling (1998) wurde nachgewiesen, dass der ideale Wassergehalt für die Mikroorganismen im Deponiekörper abhängig vom Organikanteil des Abfalls zwischen 40 – 55% der Feuchtmasse liegt. Darüber nimmt der Abbau nur noch unwesentlich zu. Aufgrund der Wasser-

haltefähigkeit werden solch hohe Wassergehalte allerdings im bewässerten Deponiekörper ohnehin nicht erreicht. Gehemmt ist der Abbau bei einem mittleren Wassergehalt unter 30% der Feuchtmasse. Der Zusammenhang ist in der Abb. 1 dargestellt. Dort bedeuten:

- G_{WG} = gebildetes Gasvolumen bei einem eingestellten Wassergehalt und
- G_e = gebildetes Gasvolumen bei optimalem Wassergehalt.

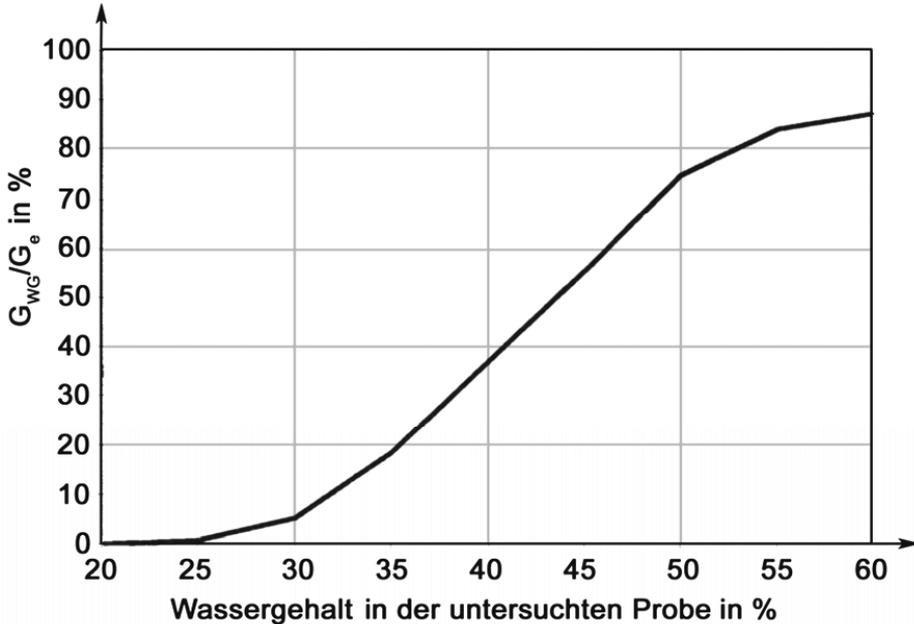


Abb. 1: Einfluss des Wassergehaltes auf die Gasbildung beim anaeroben Abbau

Durch die Wiederbefeuchtung wird die Abbaugeschwindigkeit erhöht, also die Halbwertszeit der Gasbildung verringert, wobei von Welling nachgewiesen wurde, dass bei zuvor trockenstabilisiertem Abfall durch eine erneute Befeuchtung die Abbaugeschwindigkeit geringer ist als bei Abfall, der bereits in seinem Ausgangszustand einen ausreichenden Wassergehalt aufweist.

Die zunehmende Austrocknung des Deponiekörpers von oben findet zwar bei oberflächenabgedichteten Deponien besonders schnell statt, insbesondere wenn die Oberflächenabdichtung eine Konvektionssperre enthält (z.B. Kunststoffdichtungsbahn). Aber auch bei nicht abgedichteten oder nur abgedeckten Deponien kommt es zu einer Austrocknung von Deponiebereichen, da ein großer Teil des eingedrungenen Niederschlagswassers über bevorzugte Fließwege, die sich über die Zeit ausgebildet haben, schnell abfließt.

Eine Infiltration hat gegenüber dem Niederschlagseintritt den Vorteil, dass die Infiltration an Stellen erfolgen kann, an denen bevorzugte Fließwege sich noch nicht ausgebildet haben und damit die Chance höher ist, dass das Wasser mit den Bereichen in Kontakt kommt, an denen ein Wasserverbrauch stattfindet.

Es liegt nahe, für die Infiltration Sickerwasser zu verwenden, also eine Kreislaufführung des Sickerwassers zu installieren, da bei der Verwendung von Frischwasser oder Brauchwasser zusätzliches Sickerwasser erzeugt würde. Zudem werden die organischen Sickerwasserbestandteile bei der Infiltration zur Gasbildung genutzt.

Bei der Auslegung der Infiltrationsmaßnahme ist zu berücksichtigen, dass die Speicherkapazität des Abfalls aufgrund des Abbaus der organischen Fraktion abnimmt, so dass zum einen weniger neu zugeführtes Sickerwasser gespeichert werden kann und zum anderen bereits gespeichertes Wasser wieder freigesetzt wird.

Infiltrationsmaßnahmen müssen in ausreichender Entfernung zu Bereichen, bei denen ansonsten eine Gefährdung der Standsicherheit z.B. durch basisnahen Auftrieb, durch verminderte

Scherfestigkeit (Reibung, Kohäsion), durch Strömungskräfte oder durch Hohlraumbildung gegeben wäre, erfolgen (z.B. steile Böschungen).

Im Verlauf der Infiltrationsmaßnahme kann deren Erfolg mittels Auswertung folgender Ganglinien kontrolliert und entsprechend den Ergebnissen deren Betrieb angepasst werden:

- Deponiegasqualität und -menge und
- Qualität und Menge von Wasserzu- und -abfluss.

Zusätzlich können zur Kontrolle ggf. zerstörungsfrei arbeitende geophysikalische Verfahren eingesetzt werden.

3 RECHTLICHE VORGABEN

Nach deutschem Recht (DepV 2009) müssen für die Zulassung einer Sickerwasserinfiltration nachfolgende Mindestanforderungen erfüllt sein:

- Sickerwasserfassung,
- aktive Deponiegasfassung + weitgehende Verhinderung von Deponiegasfreisetzung,
- relevante Mengen biologisch abbaubarer organischer Substanz,
- geregelte und kontrollierte Infiltration + Kontrolle des Gas- und Wasserhaushalts,
- ausreichende Standsicherheit und
- Nachweis, dass keine nachteiligen Auswirkungen auf Deponiekörper und Umwelt auftreten + ausreichend beschleunigte biologische Abbauprozesse stattfinden.

4 TECHNIKAUSWAHL

Bei der Planung einer Sickerwasserinfiltration sind u.a. die folgenden Fragen zu klären:

- Wie kann das Wasser optimal verteilt werden, um eine möglichst umfassende und gleichmäßig Befeuchtung zu erreichen?
- Wie kann die Wasserzugabe optimal erfolgen?
- Welche räumliche Verdichtung soll das Infiltrationssystem aufweisen?
- Wie lassen sich Inkrustierungen der Infiltrationselemente vermeiden?
- Wie lässt sich die Beeinflussung horizontaler Gasfassungssysteme vermeiden?
- Wo darf vor dem Hintergrund der Standsicherheit nicht infiltriert werden?
- Mit welchen Bewässerungsmengen soll infiltriert werden?
- In welchem Bewässerungsrhythmus soll infiltriert werden?
- Wie lässt sich vermeiden, dass das Wasser nicht in bevorzugten Sickerbahnen abläuft und damit nicht zur Beschleunigung der Umsetzungsvorgänge beiträgt?

Bei der Wasserinfiltration in den Deponiekörper sind zwei grundsätzliche Systeme zu unterscheiden:

- Vertikaler (punkteller) Wassereintrag. Solche Wasserinfiltrationssysteme bestehen aus Lanzen, Brunnen, Sickergruben und -löchern oder Sickerschächten. Die Nutzung bestehender Gasbrunnen zur Infiltration ist nicht sinnvoll, da die Gasbrunnen für diesen Zweck nicht dimensioniert sind und zu nahe an der Deponiebasis enden, so dass ein direkter Abstrom des Infiltrationswassers zur Deponiebasis nicht ausgeschlossen werden kann.
- Horizontaler (linienförmiger und flächiger) Wassereintrag. Linienförmige Wasserinfiltrationssysteme bestehen aus Infiltrationsrigolen mit oder ohne teilgelochtem Vollrohr in einer Sickerpackung (Kiesfilter). Die Sickerpackung ist idealerweise zwischen den über dem Deponiekörper angeordneten Schichten (Profilierungsschichten, Oberflächenabdeckung oder Oberflächenabdichtung) und dem Deponiekörper so angeordnet, dass mit der Deponiekörperbewässerung möglichst weit oben begonnen wird. Die Infiltrationsrigolen werden mittels schwallartiger Beschickung komplett mit Wasser geflutet, um eine gleichmäßige Verteilung über die gesamte Sickerpackung zu ermöglichen. Auf das Verlegen von Rohrleitungen in den kiesverfüllten Gräben kann verzichtet werden, wenn die Wasserdurchlässigkeit der Kiesschüttung deutlich höher ist als die der umgebenden Abfälle. Durch entsprechend flä-

chendichte Verlegung kann eine gleichmäßige flächige Befeuchtung größerer Areale sichergestellt werden.

- Flächige Versickerungssysteme besitzen eine großflächig eingebrachte durchgängige horizontale Infiltrationsschicht z.B. als Kiesschüttung. Die Infiltrationsschichten werden schwallartig mit Wasser in der Weise beaufschlagt, dass temporär ein gleichmäßiger Wassereinstau auf der gesamten Fläche gegeben ist, wodurch eine gleichmäßige Durchfeuchtung des Deponiekörpers unterhalb des Versickerungsfeldes erfolgen kann. Geeignet ist eine Wasserzuführung über einen zentral gelegenen Aufgabeschacht.

Die Auswahl des geeignetsten Infiltrationssystems muss standortspezifisch unter Berücksichtigung folgender Faktoren erfolgen:

- Deponieform und Gefällesituation,
- Abfallmächtigkeit,
- Abfallzusammensetzung und Einbautechnik,
- Abfalldurchlässigkeit und
- Zugänglichkeit der zu infiltrierenden Bereiche (z.B. Frage, ob wenig wasserundurchlässige Schichten zu durchteufen sind).

Ein weiteres Auswahlkriterium ist das vorgesehene Infiltrationsmedium bzw. dessen Qualität.

Die Auswahl eines geeigneten Wasserinfiltrationssystems hat sich darüber hinaus auch an der vorhandenen bzw. geplanten Oberflächengestaltung bzw. -abdichtung zu orientieren, da funktionelle Abhängigkeiten bestehen. Ein weiteres, nicht unwesentliches Auswahlkriterium sind die Kosten und das Kosten/Nutzen-Verhältnis.

Sofern ein zu errichtendes Infiltrationssystem auf langfristige Nutzung ausgelegt ist, muss die Möglichkeit der Inspektion und Reinigung der Systeme vorgesehen werden. Daraus resultiert für diese Systeme u.a. ein Mindestdurchmesser der Rohrleitungen und der Einbau von geeigneten Inspektions- und Reinigungsöffnungen.

Vorteile punktueller Infiltrationssysteme sind:

- geringe Eingriffe an der Deponieoberfläche,
- schnell und einfach herstellbar → Verstopfungen sind durch Ersatz schnell behebbar und
- gute Eignung zur gezielten Bewässerung tieferliegender Abfallbereiche (z.B. unterhalb wasserundurchlässiger Trennschichten).

Nachteile punktueller Infiltrationssysteme sind:

- Bewässerung erst in tieferen Bereichen,
- Einwirkungsbereich verhältnismäßig gering → Gefahr einer ungleichmäßigen Durchfeuchtung des Abfallkörpers und
- lange Leitungsführungen erforderlich → flächige Befeuchtung mittels hoher Punktdichte führt zu hohen Baukosten.

Vorteile linienförmiger und flächiger Infiltrationssysteme sind:

- größerer Wirkungsbereich als punktuelle Maßnahmen,
- geringe Gefahr eines Wasserdurchbruchs zur Deponiebasis,
- je nach Ausbauvariante können Verstopfungen/Inkrustationen durch Spülung behoben werden und
- gute Eignung bei geplanter Überbauung mit den Schichten einer Oberflächenabdichtung.

Nachteile linienförmiger und flächiger Infiltrationssysteme sind:

- größerer baulicher Aufwand als für punktuelle Maßnahmen.

Folgende weitere Verfahrenselemente sind bei einer Sickerwasserinfiltrationsanlage neben den verbindenden Rohrleitungen erforderlich:

- Ausreichend dimensionierte Pumpe am Anfallort des Sickerwassers zum Transport des an der Deponiebasis anfallenden Sickerwassers zu einem oder mehreren Verteilbauwerk(en) der Sickerwasserinfiltration, die sich in der Regel an Hochpunkten der Deponie befinden.
- Wasserspeicher zur Gewährleistung der für eine schwallartige Beschickung erforderlichen Wassermenge.
- Verteilerbalken mit Mess- und Regeltechnik, um die gleichmäßige Verteilung des Sickerwassers auf die einzelnen Bewässerungsmodule zu steuern.
- Bewässerungsmodule mit mehreren Infiltrationselementen.
- Jedes Infiltrationselement benötigt eine eigene Zuleitung in frostgeschützter Tiefe.
- Einbau eines Siphons vor der Einleitung in das Infiltrationselement. Dies ist erforderlich, um Gasaustritte aus den Infiltrationselementen in die Bewässerungseinrichtungen zu verhindern.
- Beschickung der Bewässerungsmodule mittels Pumpe oder im freien Gefälle.
- Die Infiltration von Sickerwasser sollte im anaeroben Milieu erfolgen, da ansonsten beim Eintritt von Luftsauerstoff ein Milieuwechsel stattfindet, was zu Ausfällungen, insbesondere zu Fe-Ausfällungen und zum Verschieben des Kalk-Kohlensäure-Gleichgewichtes, führen kann. Hierzu ist ein geschlossenes System aus Sickerwasserfassung, Transportleitungen und Infiltrationssystem einzurichten. Alle Teile des Systems müssen geschlossen ausgeführt werden (z.B. Zwischenspeicher als Tank). Zusätzlich muss ein System zum Gasausgleich installiert werden (zur Aufnahme des Gases bei der Befüllung des Tanks und zur Abgabe von Gas bei der Leerung des Tanks).
- Wird Sickerwasser nicht anaerob infiltriert, sollten Stoffe, die bei einem Milieuwechsel ausfallen, sowie andere Feststoffe mittels Sickerwasserbehandlung beispielsweise in Kiesfiltern entnommen werden.
- Sickerwasserberührte Systemteile sind korrosionsbeständig auszuführen.

Bei der Bemessung ist zu berücksichtigen, dass sich das Wasser nach derzeitigem Kenntnisstand im Deponiekörper etwa um den Faktor 3 – 5, nach manchen Erfahrungen sogar bis um den Faktor 10 besser horizontal als vertikal verteilt, wenn in vertikaler Richtung keine Durchtrittsstellen oder sonstigen Wegsamkeiten gegeben sind.

An Böschungen mit kritischer Standsicherheit, bei denen durch die Infiltrationsmaßnahmen eine Verschlechterung der Situation nicht ausgeschlossen werden kann, ist ein entsprechender Abstand der Infiltrationselemente zur Böschung einzuhalten. Die Verlegung hat außerdem so zu erfolgen, dass die Infiltrationselemente möglichst weit von den Gasbrunnen und tiefer angeordneten Horizontalentgasungen entfernt angeordnet sind:

- Der Abstand zu den Vertikalbrunnen ist erforderlich, da entlang dieser Brunnen Wegsamkeiten für einen raschen Sickerwasserabfluss aus dem Deponiekörper vorhanden sind.
- Der Abstand zu den Horizontalentgasungen ist erforderlich, damit kein zusätzliches Wasser in die Entgasungselemente eindringt und damit die Entgasungsleistung negativ beeinflusst.

Für die Bemessung des Abstandes der Infiltrationselemente zueinander ist es entscheidend, in welcher Tiefe unterhalb der Infiltrationselemente Abfallbereiche liegen, für die eine einheitliche Befeuchtung erzielt werden soll. Die Abfallschichten mit dem höchsten Anteil an Restorganik sind in der Regel die neuesten Abfallschichten und damit Schichten, die sich nahe der Oberfläche befinden. Z.B. wird bei Rigolen bei einem Abstand der Infiltrationselemente zueinander von 15 m eine homogene Wassergehaltserhöhung erst in Tiefen von 1,5 – 2,5 m unter den Infiltrationselementen erreicht. Andererseits ist eine Verdichtung der Infiltrationselemente auf weniger als 15 m Abstand zueinander i.d.R. nicht mehr wirtschaftlich. Unter Kosten/Nutzen-Aspekten optimal wäre eine Verlegedichte der Infiltrationselemente in einem Abstand von jeweils 20 m. Ungünstiger aber nach bisherigen Erfahrungen ausreichend sind Abstände zwischen den Infiltrationselementen bis 40 m. Die Verlegedichte kann dabei abhängig vom zuvor bestimmten Restgasbildungspotential bereichsweise unterschiedlich gewählt werden. Ein Anhaltspunkt kann die real erfasste Gasmenge sein, wobei jeweils die unterschiedlichen Einzugsbereiche der Gasbrunnen einzukalkulieren sind und die real erfasste Gasmenge anhand der im jeweiligen Bereich abgelagerten Abfallarten und Abfallalter zu verifizieren wäre.

Beim Betrieb der Sickerwasserinfiltration sind die folgenden Rahmenbedingungen zu beachten:

- Die Befeuchtung muss gleichmäßig sein.
- Es darf nur soviel Wasser zugegeben werden, wie der Abfallkörper aufnehmen kann, ohne dass sich die abfließende Deponiesickerwassermenge wesentlich erhöht.
- Es sollte soviel Wasser zugegeben werden, dass die für die mikrobiellen Abbauprozesse erforderliche Wasserbewegung erzeugt wird.

Zur genauen Bemessung der Infiltrationsmenge ist für jeden Anwendungsfall eine Wasserhaushaltsbilanzierung des Deponiekörpers erforderlich. Grunddaten hierzu können vor einer abschließenden Dimensionierung durch Bohrungen und Untersuchung des erbohrten Materials bestimmt werden.

5 EFFIZIENZ

Durch eine Sickerwasserkreislaufführung können durch Optimierung der Milieubedingungen für die Gasbildung und durch Nutzung der Wasserspeicherkapazität und des Milieus des Deponiekörpers folgende Ziele erreicht werden:

Optimierung der Milieubedingungen für die Gasbildung:

- Beschleunigung der Umsetzungsprozesse bzw. Aufhalten ihres Rückgangs: Aktuelle Ergebnisse zeigen bei einem bewässerten Deponiebereich im Vergleich zu einem nicht bewässerten Deponiebereich mit ansonsten gleichen Rahmenbedingungen einen um bis zu 30% höheren Gasertrag am Ende einer gut einjährigen großtechnischen Bewässerung. Im Fall des nicht bewässerten Bereichs ging der Gasertrag erwartungsgemäß zurück, während er im bewässerten Bereich mit eher zunehmender Tendenz nahezu konstant blieb. Zudem bestätigten sich die Annahmen und Berechnungen der zuvor durchgeführten Prognosen (Wasserhaushaltsbilanzierung einschließlich Gasprognose).
- Vergleichmäßigung der anfallenden Gasmenge und der Konzentration an Methan und damit Erhöhung der für eine Verwertung konstant verfügbaren Gasmenge in der Zeitspanne der aktiven Entgasung. Dieser Vorteil fällt insbesondere bei Deponien ins Gewicht, die ohne Befeuchtungsmaßnahmen jahreszeitlich schwankende Deponiegasmengen aufweisen.
- Erhöhung der Verwertungsrate und Vergleichmäßigung der Betriebsweise der Gasverwertungsanlage.
- Schnellere Stabilisierung und damit Schaffung von Voraussetzungen für eine schnellere Entlassung aus der Nachsorge.

Nutzung der Wasserspeicherkapazität und des Milieus des Deponiekörpers:

- Vergleichmäßigung des Sickerwasserabflusses.
- Unterstützung der mikrobiellen Abbauvorgänge im Sickerwasser.

Da bei zu trockenen Deponien der mittlere Wassergehalt i.d.R. deutlich unter der mittleren Wasserhaltefähigkeit des Deponiegutes liegt und andererseits im Vergleich zum Deponiekörpervolumen i.d.R. vergleichsweise wenig Sickerwasser für eine Sickerwasserkreislaufführung zur Verfügung steht, ist auch bei langjähriger Sickerwasserkreislaufführung davon auszugehen, dass die mittlere Wasserhaltefähigkeit nicht überschritten wird. Dies lässt vermuten, dass bei Deponien mit Sickerwasserkreislaufführung trotz der mit dem zunehmenden Abbau der organischen Substanzen einhergehenden abnehmenden Wasserhaltefähigkeit letztlich in der Summe weniger Sickerwasser zu entsorgen ist.

Im Folgenden werden beispielhaft die wesentlichen Ergebnisse einer Modellberechnung mit Wasserhaushaltsbilanzierung einschließlich Gasprognose für eine Sickerwasserinfiltration über einen Zeitraum von zehn Jahren bei einer etwa 40 ha großen bis 20 Jahre vor Beginn der Sickerwasserinfiltration betriebenen Deponie dargestellt. Bei Berücksichtigung aller Bilanzgrößen (Speicherung, Rückhalt, Verbrauch, Zuflüsse, Wassergehaltsänderung und deren Einfluss auf die Abbaugeschwindigkeit, etc.) ergibt sich für die beispielhafte Modellberechnung folgendes Ergebnis:

- In der Tab. 1 ist die im Kreislauf zu führende Sickerwassermenge angegeben. Hierbei ist zu sehen, dass die Wassermengen zunehmen, sie brauchen aber nicht gereinigt zu werden.

- In der Abb. 2 ist die Ganglinie für die aktiv gefasste und verwertbare Deponiegasmenge mit und ohne Sickerwasserinfiltration angegeben. Danach ist der Rückgang zunächst langsamer, dann aber wieder schneller.
- In der Abb. 3 ist die Ganglinie für den TOC-Abbau mit und ohne Sickerwasserinfiltration angegeben. 100% TOC-Abbau bedeuten den Abbau des kompletten im Deponiekörper vorhandenen mikrobiell abbaubaren organischen Kohlenstoffs und somit die vollständige Inertisierung des Deponiekörpers. Hierbei wird deutlich, dass zwar die Differenz des Gesamtabbaus nur wenige Prozentpunkte ausmacht, der Verlauf jedoch verlangsamt ist. Somit wird die Stabilisierung deutlich später erreicht.

Tab. 1: Beispielhafte Modellberechnung – im Kreislauf zu führende Sickerwassermenge

Zeitpunkt bzgl.	Jahr vor	Jahr									
Sickerwasserinfiltration	Beginn	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
Jahressumme der Sickerwassermenge [1.000 m ³ /year]	60	75	94	102	109	113	115	117	118	118	119

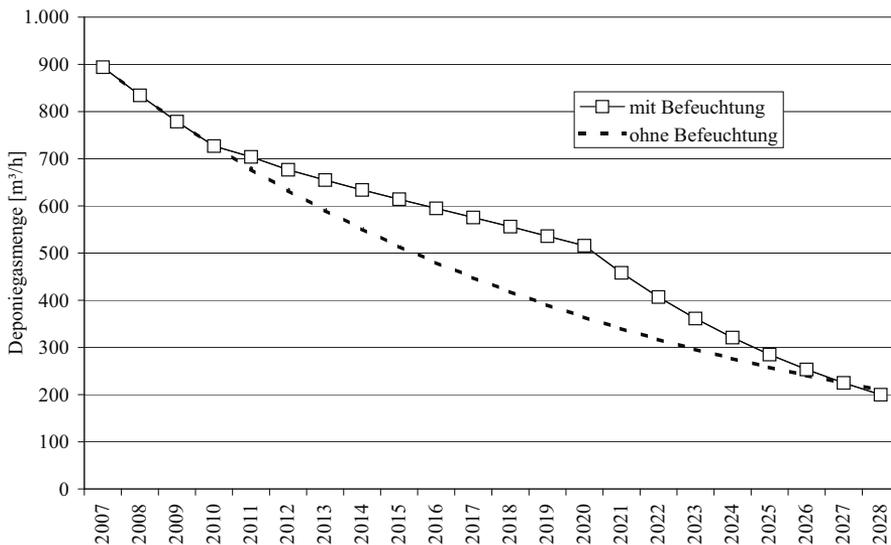


Abb. 2: Beispielhafte Modellberechnung – Ganglinie für die aktiv gefasste und verwertbare Deponiegasmenge mit und ohne Sickerwasserinfiltration

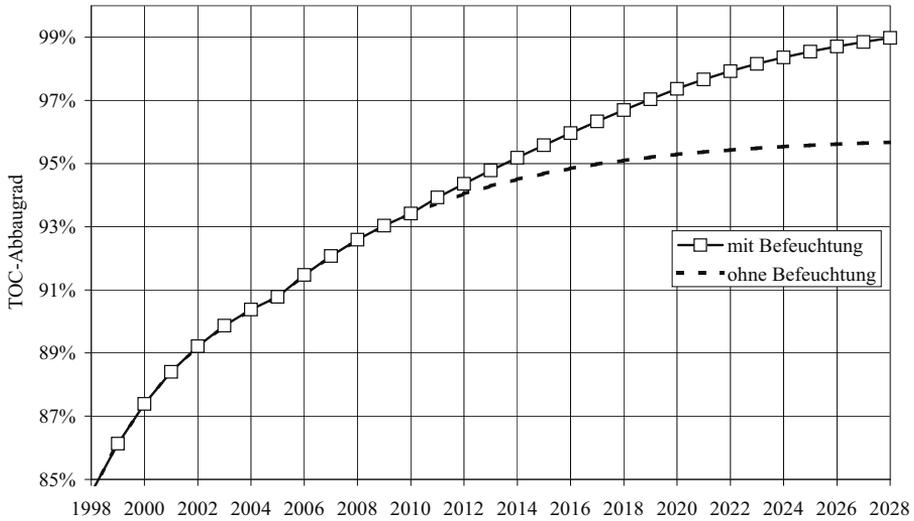


Abb. 3: Beispielhafte Modellberechnung – Ganglinie für den TOC-Abbau mit und ohne Sickerwasserinfiltration

LITERATUR

- Welling, M. (1998) *Einfluss der Oberflächenabdichtung auf die biologischen Gasbildungsprozesse in Siedlungsabfalldeponien*. Dissertation am Institut für Geoökologie der Universität Potsdam, Universitätsverlag, Deutschland.
- BMU Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (2009) (Deponieverordnung – DepV) *Verordnung zur Vereinfachung des Deponierechts vom 27. April 2009*. Artikel 1 Verordnung über Deponien und Langzeitlager. Bundesgesetzblatt Jahrgang 2009 Teil I Nr. 22, ausgegeben zu Bonn am 29. April 2009.

Bemessung von Sicherungssysteme von Deponien auf Basis von Langzeitemissionsprognosen – Grundlagen

K. Finsterwalder

Finsterwalder Umwelttechnik GmbH & Co. KG, Bernau, Deutschland

KURZFASSUNG: Beim Entwurf von Sicherungssystemen wird in der Regel auf eine Bemessung verzichtet, weil die gesetzlichen Vorgaben als Alternative eine Beobachtung des Deponieverhaltens in der Nachsorgezeit über mindestens 30 Jahre akzeptieren. Danach muss die Dauerhaftigkeit der Sicherungsmaßnahme nachgewiesen werden, oder die Nachsorgezeit verlängert sich.

Eine Alternative bietet die Bemessung der Sicherungsmaßnahmen auf Basis von Emissionsprognosen auf Basis des Stofftransportgesetzes unter Berücksichtigung der Streuungen der Daten über Zeiträume größer 150 Jahre. Als Werkzeug wurde das Simulationsprogramm DESi® (Deponie-Emission-Simulation) Variation entwickelt, das validiert und verifiziert ist. Mit seinen Vorläufern ist es seit 19 Jahren im Einsatz. Damit wird die Eignung der Sicherungsmaßnahme vor deren Umsetzung nachgewiesen. Das Risiko, dass sich die Maßnahme nach ihrer Umsetzung als ungeeignet herausstellt, entfällt.

Werden die behördlichen Vorgaben auf Grund der getroffenen Maßnahmen eingehalten, entscheidet das beste Preis-Leistungsverhältnis, welche der Maßnahmen in der Ausführungsplanung bearbeitet und umgesetzt werden.

1 EINLEITUNG

Die Sicherung von Deponien und Ablagerungen erfolgt heute meist nach dem Prinzip Gefahrenabwehr und nicht nach dem Prinzip Vorsorge. Letztere beruht auf der Einhaltung von Werten und ist dann einzulösen, wenn man die Deponie durch Beendigung der Nachsorge schließen will. Der Lebenszyklus einer Deponie besteht aus den Phasen:

- I Errichten der Deponiebasis und des Deponiekörpers,
- II Herstellen einer Zwischenabdeckung und der endgültigen Abdeckung,
- IIIa Nachsorge und
- IIIb Zeit nach der Nachsorge.

Der Deponiekörper, der das Gefährdungspotential der Deponie darstellt, wird in der Phase I aufgebaut. In Phase II werden die Sicherungsmaßnahmen installiert, die auf Deponielebenszeit eine Gefährdung der Umwelt verhindern sollen. In Phase IIIa soll schließlich nachgewiesen werden, dass diese Maßnahmen ausreichend sind. Als Messlatte dienen die von der Behörde festgelegten Prüf- und Auslösewerte (Maßnahmenschwellenwerte) der Grundwasserbelastung.

Der Deponiebetreiber hat bei der Errichtung des Sicherungssystems zwei Möglichkeiten:

- Die Sicherung mit dem Standardsystem nach Verordnung mit dem Nachweis der Eignung in der Nachsorge oder
- Die Sicherung mit einem alternativen System seiner Wahl mit der Auflage, die Gleichwertigkeit zum Standardsystem durch eine Risikoanalyse am Gesamtsystem Deponie vor der Errichtung, nachzuweisen.

Die Eignung des Standardsystems wird zunächst als gegeben unterstellt. Anstelle einer Bemessung tritt die Beobachtung der Deponie während der Nachsorgezeit, in der die Einhaltung von Vorsorgewerten bzw. die Unterschreitung der Auslöseschwellen nachgewiesen werden soll. Beim Erreichen der Auslöseschwellen müssen Maßnahmen zur Gefahrenabwehr ergriffen wer-

den. Oder anders ausgedrückt, die Sicherung einer Deponie mit Standardsystemen setzt das Prinzip der Gefahrenabwehr voraus, wonach als Teil der Nachweisstrategie in der Nachsorgezeit eingegriffen wird, wenn ein Versagen festgestellt wird. Die Zeitspanne, bis die Eignung oder Nichteignung der Sicherung festzustellen ist, kann je nach Randbedingungen 50 – 200 Jahre oder auch länger dauern.

Für alternative Sicherungssysteme wird dagegen eine Risikoanalyse am Gesamtsystem vor der Herstellung verlangt, deren Ergebnis sich an den von den Behörden vorgegebenen Vorsorge- und Auslösewerten orientiert. In diesem Sinn beruht die Sicherung der Deponie auf dem Prinzip der Vorsorge, weil durch eine Risikoanalyse mit Bemessung die Rückhaltewirkung über die Nutzungszeit vor dem Bau des Sicherungssystems nachgewiesen wird. Die Nachsorgezeit kann deshalb auf die Zeitspanne begrenzt werden, die für den Nachweis der Bemessungsparameter erforderlich ist.

Die Vorgehensweise nach dem Prinzip „Vorsorge“ eröffnet die Chance, beliebig gestaltete und aufgebaute Sicherungssysteme vorzusehen, die den Standortbedingungen angepasst und nach ökologischen und ökonomischen Vorgaben optimiert werden können. Das setzt aber voraus, dass vor der Herstellung des Sicherungssystems eine Bemessung des Sicherungssystems erfolgt, die auch die Aspekte der Nachsorge und die Kriterien zu ihrer Beendigung beinhalten muss. Mit der Baugenehmigung durch die Behörde besteht deshalb Klarheit über die Nachweise zur Beendigung der Nachsorge und, bei Erfüllung, auch ein Rechtsanspruch auf Beendigung.

Diese Vorteile hat man bei einem Standardsystem nur dann, wenn man dieselben Nachweise auf Basis einer Risikoanalyse durchführt und die Standardsysteme, wenn erforderlich, entsprechend den Ergebnissen modifiziert. Sonst bleibt nur die Beobachtung des Verhaltens während der Nachsorgezeit. In Abb. 1 ist zur Verdeutlichung ein Ablaufschema der Handlungsmöglichkeiten dargestellt.

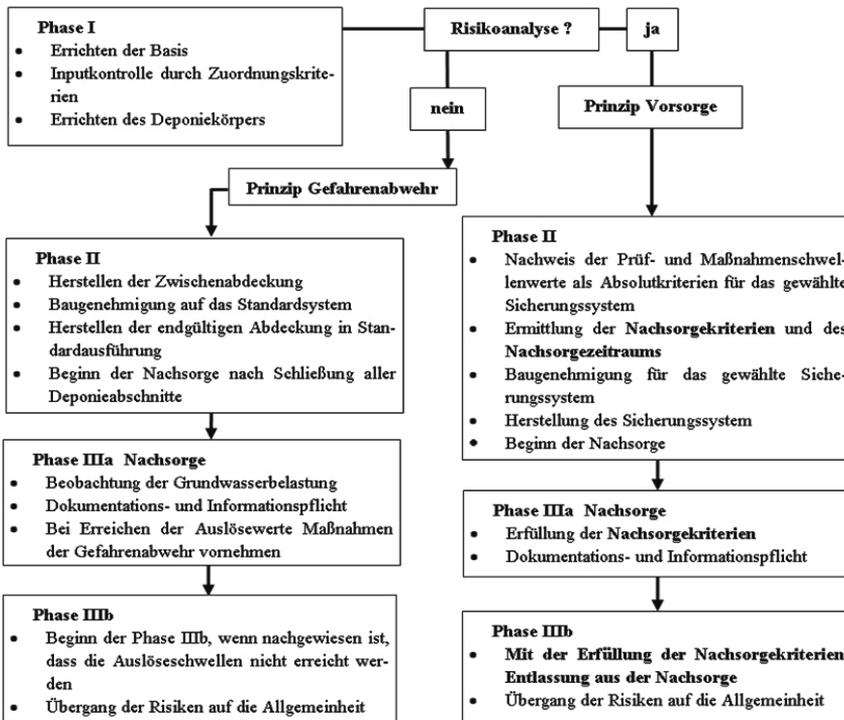


Abb. 1: Ablaufschema der Handlungsmöglichkeiten bei Planung, Genehmigung und Umsetzung der Sicherungsmaßnahmen

Die Bemessung der Sicherungssysteme auf Basis einer Risikoanalyse entspricht dem Festigkeits- oder Eignungsnachweis durch eine statische Berechnung vor der Errichtung einer Baukonstruktion. Der Eignungsnachweis bei einer Ausführung nach Standard besteht aus der Beobachtung der Deponie während der Nachsorgezeit. Durch sie soll festgestellt werden, ob die „Auslösewerte“ erreicht und Maßnahmen ergriffen werden müssen oder nicht.

Es wird deutlich, dass zusätzliche Anforderungen bei der Umsetzung von Planungen im Bereich Deponien dann erforderlich werden, wenn abweichend von der Standardausführung Lösungen gesucht werden, die ökologische und ökonomische Vorteile versprechen. In diesem Fall ist das Leistungsbild der technischen Bearbeitung deutlich erweitert. Das trifft nicht nur für die Planung, sondern auch für die Überwachung der Ausführung zu. Analog zum Vorgehen beim Leistungsbild Objektplanung für Ingenieurbauwerke, dem Deponien zugeordnet sind, ist dann ein Leistungsbild „Sicherungsplanung“ (analog zur Tragwerksplanung) erforderlich, das ganz andere Qualifikationen verlangt. Die Abwicklung der Planung besteht also in der Bearbeitung folgender Leistungen:

- Leistungsbild Objektplanung „Bauwerke und Anlagen der Abfallentsorgung“. Dieses Leistungsbild entspricht den Anforderungen an den Planer bis zur Einführung der DepV.
- Leistungsbild Sicherungsplanung „Planung der Sicherungssysteme mit Erstellung der Wirkungsnachweise“. Dieses Leistungsbild wird dann wirksam, wenn die Eignung der gewählten Sicherung gemäß Abb. 2 nachgewiesen werden soll (freiwillig) oder muss (Abweichung vom Standard).

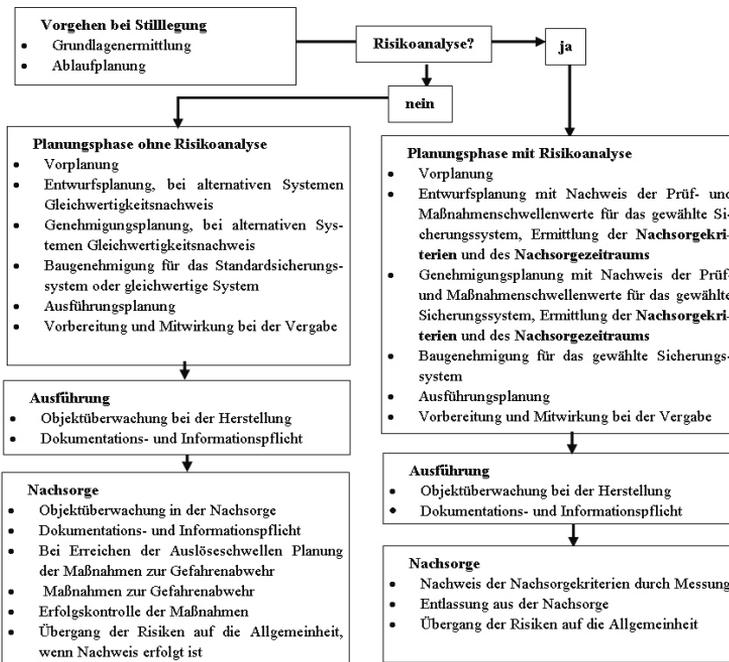


Abb. 2: Ablauf der Planung und Ausführung bis zum Ende der Nachsorge

Diese Grundgliederung bestimmt die Vorgehensweise beim Ablauf der Planung.

Wenn der Auftraggeber sich für eine Bemessung auf Basis einer Risikoanalyse entschieden hat, gewinnt er Handlungsspielräume, wie in Abb. 1 und 2 dargelegt, die vom Planer in Bezug auf die ökonomischen und ökologischen Ziele genutzt werden müssen. Vom Auftraggeber sind aus diesem Grunde Vorgaben für den Planer erforderlich, die sich auf die Bereiche Nachsorgeziele, Folgenutzung und betriebswirtschaftliche Vorgaben beziehen sollten.

Zur Beurteilung eines Standortes werden von den Behörden so genannte Auslöseschwellen definiert, bei deren Überschreiten Maßnahmen zur Gefahrenabwehr ergriffen werden müssen.

Die Auslöseschwellen sind im Grunde nichts anderes als Bemessungskriterien in Bezug auf die Rückhalteigenschaften der Sicherungssysteme. Sie entsprechen im Prinzip den Bruchkriterien in anderen technischen Anwendungen.

Um die Wirkungen der löslichen Stoffe im Deponiekörper auf das Grundwasser zuverlässig einschätzen zu können, ist es erforderlich, dass alle verwendeten Daten gleiche Aussagequalität aufweisen. Gleiche Aussagequalität bedeutet, dass neben dem Mittelwert auch der Streubereich jeder Eigenschaft angegeben wird. Abb. 3 zeigt die Zusammenhänge in Form von Verteilungskurven nach Gauß, bei der die verglichenen Werte zwar den gleichen Mittelwert haben, aber wegen der sehr unterschiedlichen Streuungen vollkommen unterschiedliche Wirkungen auslösen. Durch die Angabe der Streuung bei gleichen Fraktilwerten sind sie gleichwertig beschrieben. Dies gilt grundsätzlich für alle verwendeten Daten. Eigenschaften, die sich im Laufe der Zeit verändern oder ganz verloren gehen, müssen bei der Beschreibung angesprochen werden und im Datensatz mit berücksichtigt werden.

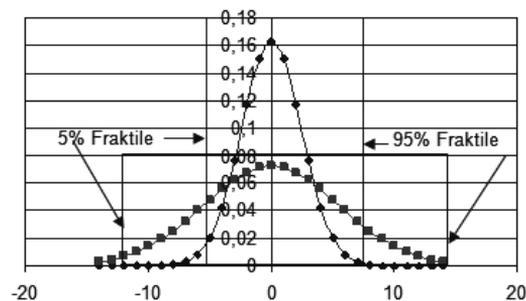


Abb. 3: Beschreibung der Daten durch Mittelwert und Streuung

Der Stofftransport wird von der Konvektion und der Diffusion angetrieben und von der Sorption gebremst. Das Zusammenwirken dieser Gesetzmäßigkeiten beim Stofftransport wurde in Form einer Differentialgleichung erstmals für Anwendungen in der Chromatographie formuliert von Lapidus & Amundson (1952).

$$D \frac{d^2 c}{dx^2} + k \frac{I}{n} \frac{dc}{dx} - S \frac{dc}{dt} = A \quad (1)$$

Darin bedeuten:

D: Diffusionskoeffizient nach Fick [m²/s]; k: Durchlässigkeitsbeiwert nach Darcy [m/s]; S: Sorptionsanteil [-]; I: hydraulischer Gradient [-]; c: Konzentration der gelösten Stoffe im Porenwasser [kg/m³]; n: Porenanteil des Bodens [-]; x: Koordinate x der Transportachse [m]; t: Zeit [s]; A: Ausfällung durch Reaktion des Sickerwasserinhaltsstoffs [kg]

Diese Differentialgleichung zweiter Ordnung beschreibt den Zusammenhang zwischen Diffusion, Konvektion und Sorption in Abhängigkeit vom betrachteten Ort und der Zeit. Durch ihre Auswertung können die gesuchten Bemessungswerte, d.h. Emissionen, Schadstoffkonzentrationen oder Durchtrittsmengen, bezogen auf den Ort und auf den Zeitpunkt, ermittelt werden.

Die numerische Lösung der Differenzialgleichungen erfolgt mit DESi[®] (Deponie Emission Simulation) Variation (Finsterwalder & Natterer 1998) für beliebige Randbedingungen. Zur Berechnung der Emissionen wird die Stoffwanderung aus dem Deponiekörper durch die Basis und die geologische Barriere in den Grundwasserleiter untersucht und die Stofffracht am Deponierand Abstrom ermittelt. Die Eingangsgrößen in die Berechnung sind Daten, wie Abfallmenge, Klima, Art und Konzentration des Eluats, geometrische Abmessungen und der Aufbau von Sicherungsmaßnahmen, sowie die Stoffparameter der Schichten, die von den im Porenwasser gelösten Stoffen durchdrungen werden (Jessberger et al. 1993, Jessberger et al. 1995, Finsterwalder & Natterer 1998, Finsterwalder 1988, Finsterwalder 2001, 2002, 2008 und 2010).

Da die Berechnung mit streuenden Eingabevariablen erfolgt, ist das Ergebnis eine Extremwertbildung aus den ungünstigsten Kombinationen der Streubereiche. Die Auswertung der Einzelwerte durch Extremwertbildung ergibt dann die Grenze des möglichen Ergebnisfeldes. Weil

diese Grenze die Kombination aus den ungünstigsten denkbaren Einflüssen darstellt, ist die Auftretenswahrscheinlichkeit sehr klein. Eine große Auftretenswahrscheinlichkeit haben dagegen die Ergebnisse aus den Mittelwerten. Diese sind auch in den Ergebnisgraphen durch eine Linie im Ergebnisfeld markiert.

Durch Veränderung der Eigenschaften der Abdichtungs- und Abdecksysteme, oder der Randbedingungen, können die (Schad-) Stoffemissionen und Frachten beeinflusst werden und gezielt einem gewünschten oder vorgegebenen Zielwert angepasst werden. Dadurch ist eine echte Bemessung der Abdichtsysteme möglich. Die für eine Bemessung nach Vorschrift erforderlichen „zulässigen“ Zustände sind von den Behörden als Prüf- und Auslöseschwellenwerte vorgegeben. Im Folgenden wird gezeigt, wie die Vorgehensweise bei einer Bemessung, aufbauend auf den genannten Grundlagen, abläuft und wie Bemessungswerte und Messungen korrelieren.

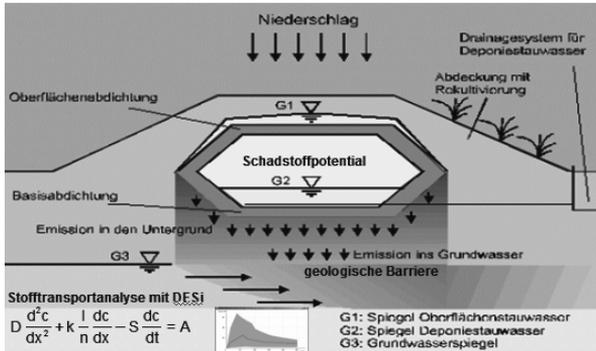


Abb. 4: Schnitt durch eine Deponie

Einen schematischen Schnitt durch eine Deponie stellt Abb. 4 dar. Der Deponieinhalt ist die Stoffquelle, aus der Ionen der gelösten Stoffe in Richtung Grundwasserleiter wandern. Wegen ihrer unterschiedlichen Wertigkeiten, Molekulargewichte, Sorptionseigenschaften und Konzentrationen erfolgt dies in unterschiedlichen Geschwindigkeiten. Wenn die Ionen das Grundwasser erreicht haben, werden sie in Fließrichtung verfrachtet und können am Rand der Deponie im Grundwasser gemessen werden. Im Prinzip ist die Deponie ein überdimensionaler Ionenchromatograph, bei dem wegen seiner Größe die Stofftransportvorgänge über einen sehr langen Zeitraum verlaufen.

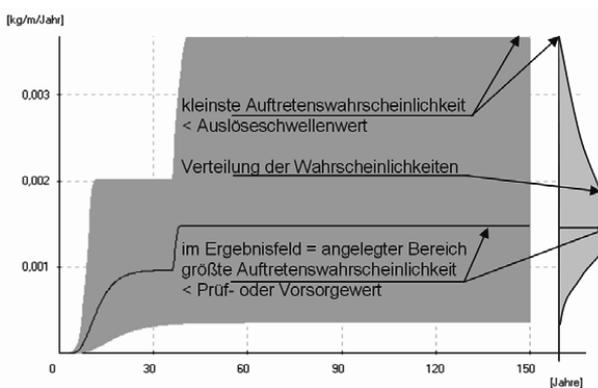


Abb. 5: Verlauf einer Grundwasserfracht mit eingetragener Verteilung der Auftretenswahrscheinlichkeit der Ergebnisse

Den Verlauf einer Grundwasserfracht aus Chromat im Abstrom einer Deponie stellt Abb. 5 dar. Eingezeichnet ist die Linie der höchsten Auftretenswahrscheinlichkeiten auf Basis der Be-

messungsvorgaben. Am Rande des untersuchten Zeitintervalls ist die zugehörige Verteilung der Auftretenswahrscheinlichkeiten der Grundwasserfracht eingetragen. Der Bruchzustand in Bezug auf Chromat wird dann erreicht, wenn der obere Grenzwert den vorgegebenen Auslöseschwellenwert übersteigt. Gleichung 2 definiert sozusagen den Bruchzustand des Systems. Es gilt also die Beziehung:

$$\text{Auslöseschwelle} \geq \text{Prognosegrenzwert} \quad (2)$$

Im Beispiel wird nach 40 Jahren die Basisdrainage geschlossen. Durch den beginnenden Einstau erhöhen sich die Emissionen. Ist der obere Auslöseschwellenwert größer als der obere Grenzwert, ist die Bedingung nach Gleichung (2) eingehalten. Wenn nicht, muss an anderer Stelle so lange verbessert werden, bis die Bedingung nach Gleichung (2) eingehalten wird.

In den Berechnungen müssen auch die Einflüsse durch Alterung berücksichtigt werden, da ein Wartungs- und Reparaturbedarf der Systeme zum Erhalt ihrer Funktion eine Beendigung der Nachsorge ausschließt. Solche Einflüsse sind Rissbildung, Durchwurzelung der Dichtungen, etc. Sofern im Sicherungssystem Komponenten mit begrenzter Lebensdauer verwendet wurden, werden die minimale und maximale Haltbarkeit angegeben.

2 ZUSAMMENFASSUNG

Die Bemessung von Sicherungssystemen von Deponien und Ablagerungen auf Basis von Langzeitemissionsprognosen ist ein effizientes Mittel, um unterschiedliche Sicherungsmaßnahmen in ökologischer und ökonomischer Hinsicht miteinander vergleichen und optimieren zu können. Darüber hinaus kann die Länge der Nachsorgezeit bestimmt und auf die Zeitspanne begrenzt werden, die zum Nachweis der Planungsvorgaben erforderlich ist. Der Auftraggeber erhält eine zuverlässige Information über die erforderlichen Kosten und damit Planungssicherheit.

LITERATUR

- 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. (1988) Die Deponie eine Abfalllagerstätte für geologische Zeiträume. Workshop: *Die Bemessung mineralischer Ummantelungssysteme in Theorie und praktischer Anwendung*. Ruhruniversität Bochum, November 1988.
- Finsterwalder, K. (2001) Nachweise der Emissionen und Frachten und Entwicklung der Kriterien zur Beendigung der Nachsorge für ausgewählte Standorte. Deponie A: Bayerisches Staatsministerium für Landesentwicklung und Umweltfragen und Bayerische Landesamt für Umweltschutz, Oktober 2001.
- Finsterwalder, K. (2002) Bemessung von Sicherungssystemen von Deponien und Altlasten unter Einbeziehung der stochastischen Natur der verwendeten Variablen. Fachveranstaltung der Universität der Bundeswehr, Institut für Grundbau und Bodenmechanik, Neubiberg, Oktober 2002.
- Finsterwalder, K. (2008) Beendigung der Nachsorge von Deponien, gezeigt am Beispiel der abgeschlossenen Deponie Weiden West, 3. Praxistagung *Deponie 2008* Zwischenlager Deponien Nachsorge wasteconsult International Cuvillier Verlag, Hrsg. Matthias Kühle-Weidemeier
- Finsterwalder, K. (2010) Bemessung von Sicherungssysteme von Deponien auf Basis von Langzeitemissionsprognosen – Deponien „Weiden West und Pill“. In: Lorber, K.E. et al. (Hrsg.) *DepoTech 2010*, Tagungsband zur 10. DepoTech-Konferenz, Montanuniversität Leoben, Österreich, 3. – 5. November 2010, IAE-Eigenverlag.
- Jessberger, H.-J., Onnich, K., Mann, U. & Finsterwalder, K. (1993) Versuche und Berechnungen zum Stofftransport durch mineralische Abdichtungen und daraus resultierenden Materialentwicklungen. In: 2. Arbeitstagung zum Verbundforschungsvorhaben Deponieabdichtungssysteme. Bundesanstalt für Materialforschung und -prüfung, Berlin, 17. – 19.03.1993.
- Jessberger, H.-J., Onnich, K., Finsterwalder, K. & Beyer, S. (1995) Versuche und Berechnungen zum Stofftransport durch mineralische Abdichtungen und daraus resultierenden Materialentwicklungen. In: 3. Arbeitstagung zum Verbundforschungsvorhaben Deponieabdichtungssysteme. Bundesanstalt für Materialforschung und -prüfung, Berlin, 21. – 23.03.1995.
- Lapidus, L. & Amundson, N.R. (1952) Mathematics of adsorption in beds. VI. The effect of longitudinal diffusion ion exchange and chromatographic columns. *Journal of Physical Chemistry*, 56, 984 – 988.

DEPO⁺ Verfahren[®] – Energieausbeute und Langzeitverhalten verbessern bei HM-Deponien

C. Bröcker & U. Klos
CDM Consult GmbH, Bochum, Deutschland

F. Hübl
ETG Ingenieur- & Bauges.m.b.H, Wien, Österreich

KURZFASSUNG: Mit den in den letzten Jahren schwindenden Deponiegasmengen gehen die Verstromungserlöse zurück. Die Praxisbeispiele zeigen, dass in Hausmülldeponien bzw. Altdeponien noch ein erhebliches organisches Potential vorhanden ist. Die vorhandenen Gasfassungssysteme sind allerdings in ihrem bestehendem Zustand zumeist nicht in der Lage, das potenziell vorhandene Gasdargebot des Deponiekörpers, insbesondere die tief liegenden Deponiebereiche zu fassen. Anhand konkreter Ergebnisse von Langzeiterfahrungen und aktuellen Gasabsaugversuchen wird der Nachweis erbracht, dass im Falle eines gezielten Umbaus von Standardgasbrunnen bzw. der Neubau von Gasbrunnen nach dem DEPO⁺ Verfahren[®] ein zusätzliches Gaspotential und damit die Grundlage für eine höhere Deponiegasausbeute in einer nennenswerten Größenordnung erschlossen werden kann. Ist eine wirtschaftliche energetische Nutzung des Deponiegases nicht mehr möglich, ist es auch möglich, über die umgerüsteten Gasbrunnen eine aerobe In-Situ-Stabilisierung vorzunehmen. Damit werden eine stoffliche Entfrachtung respektive Emissionsreduzierung auf hohem Niveau für den Deponiestandort erreicht, das Langzeitverhalten dauerhaft verbessert und die Nachsorgekosten minimiert.

1 AUSGANGSLAGE, VERANLASSUNG UND ZIELSTELLUNG

Nachsorgezeiträume sind durch lang anhaltende Auslaugungsprozesse des Deponiekörpers geprägt und können Prognosen zufolge zwischen ca. 130 – 200 Jahren andauern (Ramke 2004).

Das Langzeitverhalten von Siedlungsabfalldeponien wird unter anderem von der Veränderung der biologisch abbaubaren Masse im Deponiekörper bestimmt. Die Erfassung und energetische Nutzung des methanhaltigen Deponiegases stellt einen wesentlichen Beitrag zum Klima- und Umweltschutz dar. Diese Nutzung sollte sich im Idealfall auch unter betriebswirtschaftlichen Gesichtspunkten rechnen.

Zielstellung von Maßnahmen zur Beschleunigung biologischer Abbauprozesse ist die Minimierung der Emissionen in einem überschaubaren Zeitraum, nach Möglichkeit innerhalb einer Generation. Der Gaspfad steht dabei im Fokus der Betrachtung, da über ihn mehr als 90 Gew.-% der biologisch abbaubare Organik aus dem Deponiekörper ausgetragen werden kann (Henken-Mellies 2008). Entscheidend für die Qualität der stofflichen Entfrachtung ist die pro Zeiteinheit austragbare Menge an Kohlenstoff. Diese Kohlenstofffracht berechnet sich aus dem Volumenstrom und der Konzentration an kohlenstoffhaltigen Gasen. Je größer der Volumenstrom und/oder die Konzentration an kohlenstoffhaltigen Gasen sind, umso schneller ist das Austragsziel erreicht. Vor diesem Hintergrund liegt das Augenmerk des Organikabbaus in der anaeroben Phase. Deponiegas besteht nach vorliegenden Messergebnissen i.d.R. zu +/- 90% aus kohlenstoffhaltigen Gasen (i.W. Methan und CO₂), während Abgase aus der Aerobisierung einen entsprechenden Anteil von ca. 30% (CO₂) an kohlenstoffhaltigen Gasen aufweisen. Diese Stoffbilanz zeigt, dass bei gleichem Volumenstrom unter anaeroben Bedingungen rein rechnerisch drei Mal so viel Organik über den Gaspfad ausgetragen werden kann, als unter aeroben. Aerobe biologische Umsetzungsprozesse gehen aber aufgrund der deutlich höheren Vermehrungsrate der für die Stoffumsetzung verantwortlichen aeroben Mikroorganismen wesentlich schneller von statten als anaerobe, so dass sich die Prozesse im Ergebnis annähern (Hohenschurz-Schmidt 2009).

2 DAS DEPO⁺ VERFAHREN

Mit der Optimierung des Entgasungssystems und des Besaugungsbetriebes verfolgt das DEPO⁺ Verfahren[®] in einem ersten Schritt die Steigerung des Gasfassungsgrades und in der Folge die Aktivierung biologisch verfügbarer Organik und damit die Steigerung der Qualität und Menge an energetisch nutzbarem Deponiegas. Mit der anschließenden aeroben In-Situ-Stabilisierung wird eine weitest gehende stoffliche Entfrachtung des Deponiekörpers von biologisch abbaubarem Kohlenstoff und damit die Kriterien zu Entlassung aus der Nachsorge erreicht.

Vor dem Hintergrund der vorrangigen energetischen Verwertung von Deponiegas steht in der anaeroben Betriebsphase zunächst die Aktivierung der biologisch abbaubaren Organik und deren Austrag als energiereiches Biogas im Fokus, bevor in der Folge durch eine gezielte Über-
saugung die Aerobisierung des Deponiekörpers erfolgt.

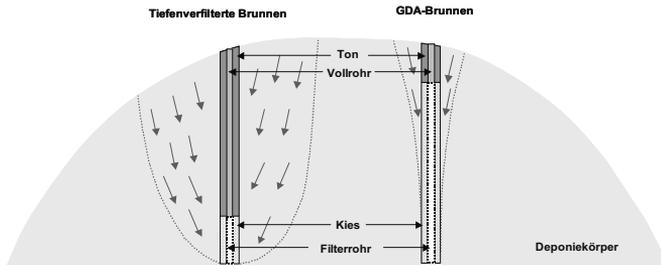


Abb. 1: Durchströmungsverhalten und Reichweite – Vergleich klassischer Standardgasbrunnen und tiefenfilterter Gasbrunnen nach dem DEPO⁺ Verfahren[®]

In Abb. 1 wird der Unterschied der Wirkungsweise am Beispiel eines einfach tiefenfilterten Gasbrunnens im Vergleich zu einem von oben bis unten verfilterten klassischen Gasbrunnen verdeutlicht. Ab einer Deponiemächtigkeit von > 15 m und bei stark geschichteten Ablagerungsverhältnissen kann es effektiver sein, tiefenfilterten Brunnen in mehreren unabhängigen Saugebenen auszubauen, so die Betriebserfahrungen auf verschiedenen Deponiestandorten.

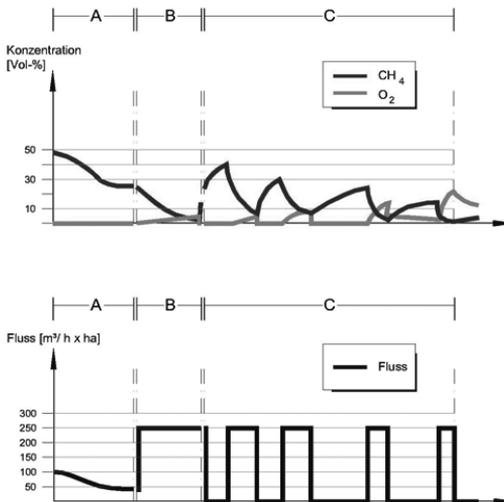


Abb. 2: Prinzipieller Verlauf Gasfluss und -konzentration während der anaeroben Entgasung (Phase A) und in der Folge während der aeroben In-Situ-Stabilisierung (Phase B) und im intermittierendem Betrieb zum Ende der Deponiebesaugung (Phase C)

Abb. 1 zeigt auch die durch das Durchströmungsverhalten bedingten Saugradien an der Deponieoberfläche. Die Reichweiten von tiefenverfilterten Gasbrunnen sind im wesentlichen abhängig von der Deponiemächtigkeit und vom Saugfluss. Die Reichweiten der Saugradien konnten an verschiedenen Deponiestandorten nachweislich von ca. 15 m auf weit über 40 m erhöht werden.

Grundsätzlich werden drei Phasen unterschieden. Die Phase A „Besaugungsbetrieb während der Nutzung von energiereichem Deponiegas (anaerobe Phase), die Phase B „Besaugungsbetrieb während der aeroben In-Situ-Stabilisierung“ und die Phase C „intermittierender Besaugungsbetrieb zum Ende der Deponieentgasung“ (vgl. Abb. 2).

In Phase A wird durch die Einstellung eines geeigneten Saugflusses die Emissionsfreiheit der Deponie durch eine invers gerichtete Strömung in der Weise gewährleistet, dass im Sinne einer optimierten energetischen Nutzung des Deponiegases der Deponiekörper stets unter anaeroben Bedingungen eingestellt bleibt. Diese Art der Besaugung wird solange aufrechterhalten, bis ein durchgängiger Verwertungsbetrieb weder ökologisch sinnvoll noch betriebswirtschaftlich vertretbar ist.

In Abb. 3 sind die wesentlichen qualitativen Nutzenaspekte für die Bereitstellung von Depo- niegas für eine wirtschaftliche Nutzung in der Phase A sinkender Deponiegasmengen und -qualitäten bei Anwendung des DEPO⁺ Verfahrens[®] zusammenfassend illustriert.

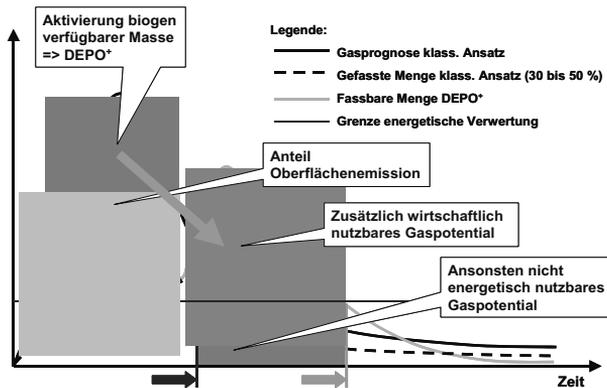


Abb. 3: Wirkungseffekte bei Anwendung des DEPO⁺ Verfahrens[®] in der anaeroben Phase

Die schwarze durchgehende Linie symbolisiert den Verlauf des klassischen Gasprognoseansatzes. Gemessen am klassischen Ansatz beträgt der fassbare Anteil i.d.R. zwischen 30 – 50% (vgl. gestrichelte Kurve). Die Differenz der beiden Kurven zeigt den Anteil, der nicht nutzbar ist. Die schwarze durchgehende Linie symbolisiert den Verlauf des klassischen Gasprognoseansatzes. Gemessen am klassischen Ansatz beträgt der fassbare Anteil i.d.R. zwischen 30 – 50% (vgl. gestrichelte Kurve). Die Differenz der beiden Kurven zeigt den Anteil, der nicht nutzbar ist. Ein Anteil dieser Menge kann der Oberflächenemission zugeordnet werden, der mit zunehmender Abdeckung minimiert wird. Ein anderer Anteil befindet sich aufgrund von endprodukt-hemmenden Bedingungen als biologisch abbaubare Masse noch im Deponiekörper und kann mit Hilfe des DEPO⁺ Verfahrens[®] aktiviert (vgl. schräger Pfeil) und als „zusätzlich wirtschaftlich nutzbares Gaspotential“ zur Verfügung gestellt werden (vgl. Kurve „fassbare Menge DE-PO⁺“). Die parallel zur Zeitachse verlaufende Linie stellt die Grenze der wirtschaftlichen Nutzbarkeit dar. Das Erreichen dieses Zeitpunktes kann mit Hilfe des DEPO⁺ Verfahrens[®] verlängert werden, und ein „ansonsten nicht energetisch nutzbares Gaspotential“ kann erschlossen werden.

Das technische Betriebsführungskonzept muss der Bedingung genügen, dass stets ein maximal möglicher Organikaustrag, möglichst bei Energiegewinnung gewährleistet wird. Wird diese Bedingung nicht mehr erfüllt, beginnt die Phase B mit der aeroben In-Situ-Stabilisierung. Durch die erhöhte Besaugung und dem daraus folgenden Abbau biologisch verfügbarer Masse nimmt die Konzentration des Methans ab, während die des Sauerstoffs ansteigt, die aerobe Front wandert sukzessive von außen nach innen durch den Deponiekörper (vgl. Abb. 4).

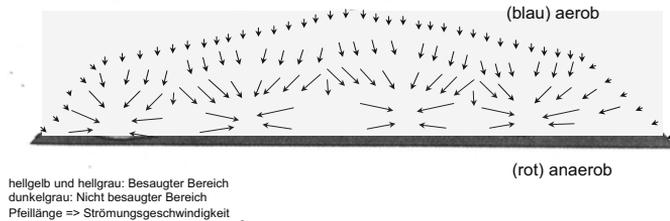


Abb. 4: DEPO⁺ Verfahren[®], Organikabbau in der Phase der aeroben In-Situ-Stabilisierung (Phase B)

Grundsätzlich ist bei einer Aerobisierung (Phase B und C) zu beachten, dass infolge von Oxidationsprozessen mit Sauerstoff es nicht zu Deponiebränden kommt. Das DEPO⁺ Verfahren begegnet diesem Umstand, in dem in Phase B:

- der Sauerstoffeintrag über die Deponieaußenfläche und damit auf einer größtmöglichen Fläche schonend eingetragen wird,
- geringe Eintrittsgeschwindigkeiten herrschen und damit eine hohe Leistungsfähigkeit gewährleistet wird und
- eine geringe Temperaturentwicklung (± 37 °C) und damit eine geringe Austrocknungsgefahr besteht.

Nach Erreichen stationärer Bedingungen mit definierten Zielwerten im Abgas wird die Anlage im intermittierenden Betrieb gefahren (Phase C). Ziel ist es, den Zeitpunkt zu erkennen, an dem sich keine nennenswerten Methanmengen mehr bilden. Der intermittierende Betrieb beginnt im Allgemeinen mit einer Ruhezeit gefolgt von einer Betriebszeit und wiederum von einer Ruhezeit, etc. Als „Abbruchkriterium intermittierender Betrieb“, entsprechend dem Zeitpunkt „Abschluss Gesamtmaßnahme“ wird definiert, wenn die Methankonzentration nach einer vordefinierten Ruhezeit einen bestimmten Maximalwert nicht übersteigt.

3 PRAXISBEISPIEL FÜR DIE PHASE A – DEPONIE ALSDORF WARDEN

3.1 *Veranlassung und Zielstellung*

Auf der Deponie Alsdorf Warden in der Städteregion Aachen gehen insgesamt die Deponiegasemengen und damit auch die Erlöse bei der Verstromung kontinuierlich zurück. Des weiteren soll im Bereich des ältesten Deponieabschnitts DA 1 mit der Realisierung einer Gewerbefläche das Setzungsmaß des Deponiekörpers vorweggenommen werden. Zielstellung der Verfahrensanwendung ist somit die optimierte und beschleunigte stoffliche Entfrachtung biologisch abbaubarer Organik mit der Maßgabe der Erhöhung der Energieausbeute in der anaeroben Betriebsphase und der frühzeitigen Vorwegnahme von Setzungen. Die Eckdaten zur Deponie können den Quellenangaben entnommen werden (Rambadt & Bröcker 2010).

3.2 *Vorgehensweise und Ergebnisse*

Im Vorfeld der Umrüstung aller Gasbrunnen im DA 1 erfolgten hinsichtlich des Ist-Zustands Voruntersuchungen in Form von tiefenzonierten Messungen an ausgewählten vorhandenen Gasbrunnen. Mittels eines umfangreichen Gasabsaugversuchs an umgerüsteten Gasbrunnen (Testbrunnen nach dem DEPO⁺ Verfahren[®]) wurde danach das veränderten Wirkungspotential ermittelt. Während des Absaugversuchs erfolgte die Beobachtung des Gasregimes an den umgerüsteten Brunnen selbst und an zwei zusätzlich in unmittelbarer Nähe der Brunnen in DA 1 angeordneten Hilfsmesspegeln (vgl. dazu Abb. 5).

Mit der Durchführung des Gasabsaugversuchs an den Testbrunnen konnte der Nachweis der Wirksamkeit des DEPO⁺ Verfahrens[®] erbracht werden. Mit vergleichsweise niedrigen Unterdrücken zwischen 1 – 5 mbar konnten die umgebauten Testgasbrunnen – ohne Änderungen im Besaugungsbetrieb vornehmen zu müssen – problemlos wieder an das Entgasungssystem angeschlossen und besaugt werden.

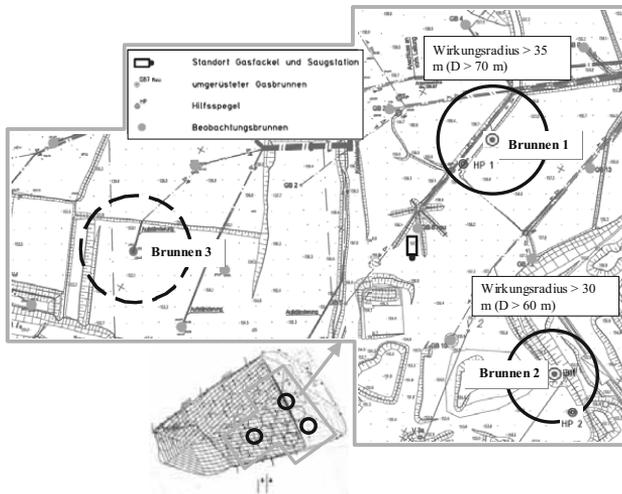


Abb. 5: Überblick und Ausschnitt Lageplan mit Eintragung der Untersuchungsstellen und der gemessenen Mindestwirkungsradien bei einem Saugfluss von $> 25 \text{ m}^3/\text{Stunde}$

Mit der Durchführung des Gasabsaugversuchs an den Testbrunnen konnte der Nachweis der Wirksamkeit des DEPO⁺ Verfahrens[®] erbracht werden. Mit vergleichsweise niedrigen Unterdrücken zwischen 1 – 5 mbar konnten die umgebauten Testgasbrunnen – ohne Änderungen im Besaugungsbetrieb vornehmen zu müssen – problemlos wieder an das Entgasungssystem angeschlossen und besaugt werden.

Mit der nennenswerten Erhöhung der Methan- bzw. Energieausbeute an den untersuchten Testbrunnen entschied sich der Betreiber in einem ersten Schritt für den Umbau aller Gasbrunnen im DA 1, bevor über weitere Optimierungsmaßnahmen in den verbleibenden Deponieabschnitten entschieden wird.

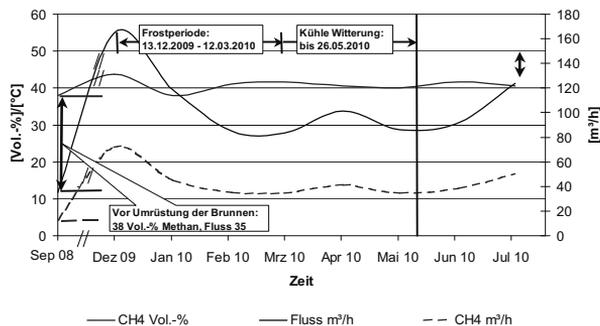


Abb. 6: Entwicklung der gefassten Gasmengen im DA 1 im Überblick – Stand Juli 2010

In Abb. 6 ist die Entwicklung der Gesamtgasmenge im DA 1 illustriert. Betrachtet man den Zustand vor der Umrüstung (Stand 2008: Fluss = $35 \text{ m}^3/\text{Stunde}$ bei einem Methangehalt von 38 Vol.-%) und den Zustand im Dezember 2009 (Fluss $165 \text{ m}^3/\text{Stunde}$ und $\text{CH}_4 = 43 \text{ Vol.-%}$) konnte der nutzbare Energiegehalt innerhalb eines Jahres um mehr als 400% gesteigert werden. Infolge äußerer Einflüsse wie z.B. die lang anhaltende Winterperiode 2009/10, sinkende Gasproduktivitäten, etc. ist allerdings mittelfristig mit einer geringeren fassbaren Gasmenge zu rechnen. Auf der Grundlage von Gasprognosemodellen dürfte mit einer Steigerung der fassbaren Gasmenge gegenüber der Ausgangssituation im DA 1 von 200 – 300% zu rechnen sein.

Weitere Praxisbeispiele auch zur aeroben In-Situ-Stabilisierung (Phase B) können den Literaturquellen entnommen werden (Bröcker 2008), (Kanitz & Pauluweit 2007), (Kanitz & Forsting 2004), (Hohenschur-Schmidt 2009), (Rambadt & Bröcker 2010).

4 WIRTSCHAFTLICHKEITSBETRACHTUNG

Auf der Grundlage von konkreten Untersuchungsergebnissen und vorliegenden Langzeiterfahrungen an verschiedenen Hausmülldeponiestandorten steckt in den meisten Hausmülldeponiekörpern ein zusätzliches Gasfassungspotential, das mit Hilfe des DEPO⁺ Verfahrens[®] grundsätzlich fassbar und wirtschaftlich durch Verwertung nutzbar ist. Die zu erwartenden Amortisationszeiten der erforderlichen Investitionskosten für die Umrüstung von Deponiegasbrunnen unter Berücksichtigung der Mehrerlöse aus der Energieeinspeisung/-nutzung und der Betriebskosten (BHKW) liegen bei ca. 1 Jahr (gilt bei einer Einspeisevergütung von 7,67 Cent/kWh). Für den Deponiebetreiber ist zwischen dem ökologischen und dem ökonomischen Nutzen in der kurzen, mittleren und langen Frist zu unterscheiden (vgl. Tab. 1).

Tab. 1: Ökonomische und ökologische Nutzeneffekte in der kurzen, mittleren und langen Frist bei Anwendung des DEPO⁺ Verfahrens[®]

Zeitraum	Ökonom. Nutzen	Ökolog. Nutzen
kurzfristig bis mittelfristig	Mehrerlöse durch energetische Gasnutzung	Stoffliche Entfrachtung/ Emissionsreduzierung auf hohem Niveau
langfristig	Einsparungen bei den Nachsorgeaufwendungen Reduzierung der Nachsorgephase	Emissionsarme Deponie

Wirtschaftlichkeitsberechnungen für Deponiestandorte zeigen, dass durch eine optimierte Betriebsführung die Betriebskosten in der Phase B und C durch Generierung von Mehrerlösen in der Phase A kompensiert werden können.

LITERATUR

- Bröcker, C. (2008) Praxiserfahrungen bei in situ Stabilisierungsmaßnahmen bei Anwendung des DEPO⁺ Verfahrens[®]. 3. *Praxistagung Deponie 2008 Zwischenlager – Deponien – Nachsorge* In: Tagungsband, 2. und 3. Dezember 2008, 239 – 251, Hrsg. Matthias Kühle-Weidemeier im Culliver Verlag.
- Henken-Mellies, W.U. (2008) In-situ-Stabilisierung von Hausmülldeponien – wie? – wie lange? – mit welchem Erfolg? *Seminar des VKS im VKU „Deponien stilllegen“, Obladen und Partner, Berlin*.
- Hohenschur-Schmidt, R. (2009) Praxiserfahrungen mit dem DEPO⁺ Verfahren[®] am Beispiel der Deponie Alt Duvenstedt (Kreis Rendsburg-Eckernförde). *Deponietage – Betrieb, Stilllegung und Nachsorge von Deponien*, 5. – 6. Mai 2009 Minden, ANS VKS im VKU DWA. In: Tagungsband.
- Kanitz, J. & Forsting, J. (2004) Innovative Deponie-Entgasungskonzepte – energetische Nutzung und Aerobisierung. 15. *Nürnberger Deponieseminar, LGA-Grundbauinstitut, Nürnberg*, Hrsg. Dr. U. Henken-Mellies In: Tagungsband, 131 – 146 Eigenverlag LGA.
- Kanitz, J. & Pauluweit N. (2007) Ergebnisse der laufenden Gasbrunnensanierung auf der Deponie Wernsdorf der Berliner Stadtreinigungsbetriebe, 3. *Leipziger Deponiefachtagung 2007* In: Tagungsband.
- NN (2008) Verordnung des Bundesministers für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft über Deponien (Deponieverordnung 2008).
- Rambadt, K. & Bröcker, C. (2010) Folgenutzung der Deponie Alsdorf-Warden unter Einsatz einer optimierten Gasabsaugung. *Internationale Bio- und Deponiegasfachtagung, Veranstalter DAS – IB GmbH, Düsseldorf am 04.05.2010*, In Tagungsband 67 – 84, Hrsg. DAS-IB im Eigenverlag.
- Ramke, H.-G. (2004) Überlegungen zur Abschätzung der Nachsorgedauer von Deponien, 15. *Nürnberger Deponieseminar, LGA-Grundbauinstitut, Nürnberg*, Hrsg. Dr. U. Henken-Mellies In: Tagungsband 147 – 175 Eigenverlag LGA.

Langzeitbeständigkeit von mineralischen Abdichtungen

O. Kemmesies

HPC HARRESS PICKEL CONSULT AG, Harburg, Deutschland

W. Behrens

TD Umwelttechnik GmbH & Co. KG, Barsbüttel, Deutschland

KURZFASSUNG: Die Gewährleistung der Austrocknungssicherheit mineralischer Dichtungsschichten erfordert die Prognose extremer klimatischer Ereignisse als Randbedingungen sowie deren Auswirkungen im Dichtungselement. Der Sicherheitsgrad der Dimensionierung von Bauwerken steigt, je berechenbarer der verwendete Baustoff ist. Die gestellten Anforderungen an solche Dichtungssysteme können dabei oft nur durch Baustoffe mit festgelegter Rezeptur geleistet werden. Die Prognose des Eintretens von Trockenrissen wird dann möglich, wenn Wasserspannungsdaten aus Testfelduntersuchung mit den Wasserentzugsfunktionen der numerischen Simulationsprogramme des Wasserhaushaltes erfolgreich kalibriert werden können. Denn dann wird eine Berechnung der in der Dichtung vorhandenen Wassergehalte als Bemessungspotential möglich. Die dabei anzuwendende Vorgehensweise soll anhand der Daten des von 2001 – 2005 betriebenen Testfeldes auf der Deponie Rothenbach (NRW) bei Verwendung des Dichtungsmaterials Trisoplast demonstriert werden. Mit dem Programm SIWAPRO DSS wurden dabei langjährige Wasserhaushaltsuntersuchungen mit einer Auflösung in Tagesschritten durchgeführt, die es gestatten, kritische Zustände hinsichtlich Austrocknung und Rissverhalten zu identifizieren.

1 EINLEITUNG

Mit Sicht auf die Langzeitbeständigkeit mineralischer Abdichtungssysteme ist die Austrocknungsgefahr und damit die Entstehung von Trockenrissen von zentraler Bedeutung, um langfristig die Infiltration von Niederschlag in den Deponiekörper oder ins Grundwasser zu minimieren und bei aktiven Deponien vor Gasaustritten zu schützen.

Über hohe Durchlässigkeiten infolge Austrocknung von Testfeldern in Oberflächenabdichtungen wird schon in Melchior (1993) berichtet. Der Arbeitskreis „Geotechnik der Deponiebauwerke“ der DGGT hat die Grundlagen zum Austrocknungsverhalten mineralischer Abdichtungen analysiert und in Ramke et al. (2002) publiziert. In Witt & Zeh (2004) erfolgte eine Zusammenfassung dieser Ergebnisse unter Berücksichtigung der gegenwärtigen Möglichkeiten einer ingenieurmäßigen Bemessung von mineralischen Dichtungen.

Aus den Erfahrungen mit herkömmlichen mineralischen Dichtungsmaterialien (Tone, Lehme) mit Blick auf gute Verarbeitbarkeit und geringe Durchlässigkeit wird in den Regelwerken ein überoptimaler Einbauwassergehalt, also auf dem nassen Ast der Proctorkurve gefordert (DepV (2009)). Daraus folgt zwangsläufig ein hohes spezifisches Schrumpfpotential, was bei unteroptimalem Einbauwassergehalt, also auf dem trockenen Ast der Proctorkurve erheblich geringer ausfällt, woraus wiederum bei Wassergehaltsänderungen geringere Zugdehnungen und damit eine geringere Rissgefährdung folgt. Besonders ausgeprägt ist dieser Effekt, wenn der Einbau mit einem Einbauwassergehalt unterhalb des Wassergehaltes an der Schrumpfgrenze erfolgt.

Besonders bindige Böden zeigen bei Abgabe von Wasser ein- oder mehrdimensionale Schrumpferscheinungen. Diese Volumenreduzierung hat seine Ursache in einer Zunahme der Wasserspannung bei Abnahme des Wassergehaltes von Böden. In der Bodenmechanik ist der Begriff des Wassergehaltes an der Schrumpfgrenze gängig. Dessen Bestimmung erfolgt nach DIN 18122. Bis zum Erreichen der Schrumpfgrenze kann von einem linearen Zusammenhang zwischen Wassergehalt und Volumen ausgegangen werden (normaler Schrumpfbereich). Nach Überschreiten der Schrumpfgrenze (Restschrumpfbereich) treten mit weiter abneh-

memdem Wassergehalt praktisch keine Volumenänderungen mehr ein. Der Boden schrumpft also solange wie die Wasserspannung das Korngerüst komprimieren kann. Wird der Bodenwiderstand größer als die Wasserspannung, ist die Schrumpfgrenze überschritten. Je nach Isotropie der Feuchteverteilung im Boden kann dabei die Zugfestigkeit des Bodens überschritten werden, woraus Rissbildung folgt.

Unter Feldbedingungen sind weitere Einflüsse zu berücksichtigen, die das vorhandene Potential einer mineralischen Dichtung beeinflussen und bei Erreichen des kritischen Wertes zur Rissbildung führen. In Witt und Zeh (2004) wird das kritische Potential als Kenngröße des Dichtungsmaterials betrachtet, dass u.a. von folgenden Parametern und Bedingungen abhängt:

- Auflastspannung über der Dichtung,
- wasserspannungsabhängige Bodenzugfestigkeit,
- Zugmodul (Zugspannung zu Dehnung),
- Einbaudichte, Einbauenergie und
- Tongehalt und Bodenstruktur.

Das vorhandene Potential in der Dichtung hängt von der Wechselwirkung des lokalen Klimas (Niederschläge, Temperaturen) mit dem gewählten Aufbau des Dichtungssystems (Parameter des Wasserhaushaltes) und dem vorgesehenen Bewuchs ab.

Da der Austrocknungsschutz einer mineralischen Dichtung vorrangig von der Wechselwirkung Rekultivierungsschicht/mineralische Dichtung gewährleistet wird (Behrens 2006), muss die Rekultivierungsschicht einen hierfür gerade ausreichenden Bodenwasservorrat zur Verfügung stellen, um eine Überbeanspruchung infolge Austrocknung in der mineralischen Dichtung zu verhindern.

Mit Hilfe dieser Erkenntnisse und unter Verwendung der Untersuchungsergebnisse aus (Schanz et al. 2004 und Behrens & Neumann 2002) wird nun erstmalig die rechnerische Prognose des Rissverhaltens infolge Austrocknung für das Dichtungsmaterial Trisoplast möglich. Dies soll im Folgenden anhand der Daten des Testfeldes der Deponie Rothenbach gezeigt werden.

2 TESTFELD ROTHENBACH

2.1 Aufbau des Testfeldes

Auf der Deponie Rothenbach (NRW) wurde ein Testfeld zur Untersuchung einer mineralischen Dichtung aus Trisoplast aufgebaut. Im Zeitraum vom 09.08.2001 – 18.10.2005 wurden u.a. zeitlich hochauflösend in einem Teilfeld die Wasserdruckhöhen (h_p) in allen wasserhaushaltlich relevanten Schichten des Dichtungssystems gemessen.

Unter Verwendung der vorliegenden Messergebnisse soll das wasserhaushaltliche Verhalten des Oberflächensicherungssystems auf dem Testfeld Rothenbach modelliert werden, um Grundlagen für eine Berechnung der in der Dichtung vorhandenen Wassergehalte bzw. Wasserspannungen als prognostiziertes Bemessungspotential für beliebige weitere Standorte zu ermöglichen.

Das komplette Testfeld auf der Deponie Rothenbach hat eine Länge von 70 m und eine Breite von 40 m. Es fällt nach Süden hin ab und hat im Böschungsschulterbereich eine mittlere Neigung von 1 : 6,5, im mittleren Teil von 1 : 5 und im unteren Teil von 1 : 3,5.

Das Oberflächensicherungssystem ist wie folgt aufgebaut:

- 100 cm Rekultivierungsschicht,
- 0,5 cm Drainmatte (Secudrän),
- 7 cm Trisoplast und
- 50 cm Auflager aus Müllverbrennungssasche (MVA).

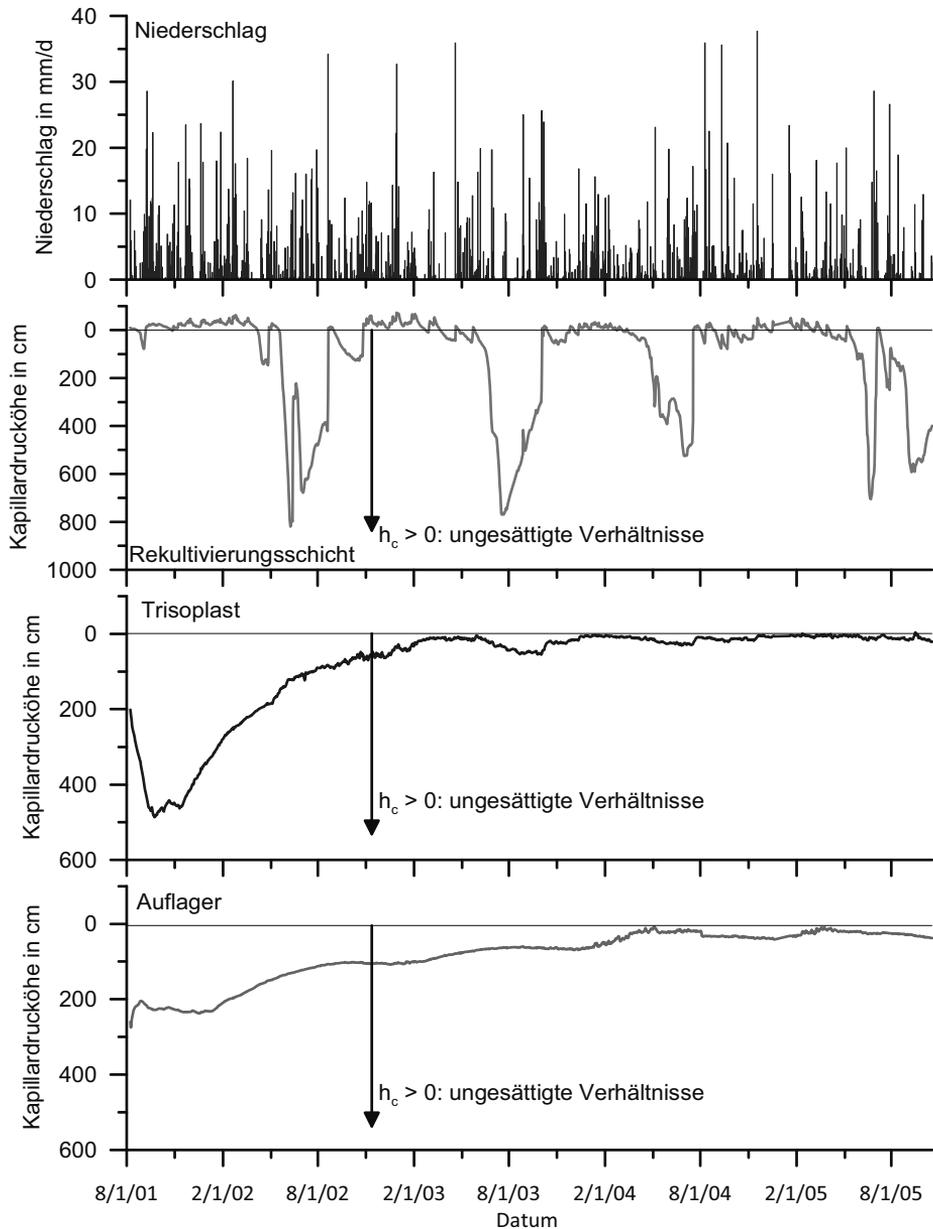


Abb. 1: Gemessener Niederschlag und Mittelwerte der gemessenen Kapillardruckhöhen im Testfeld der Deponie Rothenbach

Im oberen Böschungsschulterbereich ist ein Teilfeld mit Tensiometern zur Aufnahme der Wasserdruckhöhen bestückt. In dem Teilfeld sind insgesamt 9 Tensiometer in drei verschiedenen Schichten eingebaut. Jeweils 3 Tensiometer sind in der Rekultivierungsschicht, in der Trisoplastdichtung und in der Auflagerschicht angeordnet (Melchior & Wittpohl 2004).

2.2 Messwerte

Im Zeitraum vom 08.08.01 – 20.12.04 und vom 18.01.05 – 18.10.05 wurde folgendes gemessen:

- Wasser- bzw. Saugspannung (Auflagerschicht, Trisoplast, Rekultivierungsschicht),
- Windgeschwindigkeit und -richtung und
- Temperatur, rel. Luftfeuchtigkeit, Niederschlag und Verdunstung nach HAUDE

Abb. 1 zeigt die Messwerte des Niederschlags (oben) sowie die Mittelwerte der Kapillardruckhöhen aus den Tensiometern in der Rekultivierungsschicht, in Trisoplast und im Auflager. Die Mittelwerte wurden dabei aus den je 3 Messwerten der Tensiometer gebildet.

In der Rekultivierungsschicht (2. Grafik von oben in Abb. 1) ist sägezahnförmig ein saisonal bedingter Anstieg der Kapillardruckhöhe zu erkennen. Dieser ist auf die Austrocknung der Rekultivierungsschicht zurückzuführen. Dieser saisonale Einfluss ist allein im Verlauf der Niederschlagshöhen nicht wieder zu erkennen.

Die beiden unteren Grafiken in Abb. 1 zeigen keine bzw. nur noch eine geringe Beeinflussung durch die z.T. starke Austrocknung der Rekultivierungsschicht. Lediglich zu Beginn der Aufzeichnungen sind ausgeprägte ungesättigte Verhältnisse anzutreffen. Diese resultieren aus dem Einbau. Danach steigen die Kapillardruckhöhen in Trisoplast und im Auflager an, bis nahezu gesättigte Verhältnisse erreicht werden.

Die Strömungsverhältnisse im Bereich des Auflagers (unterste/4. Grafik von oben in Abb. 1) verbleiben dagegen stets im ungesättigten Bereich. Es ist dabei a priori davon auszugehen, dass das Wasser, das die Rekultivierungsschicht durchströmt hat, auf Trisoplast lateral abströmt.

3 MODELLIERUNG

3.1 *Programmsystem*

Die numerische Modellierung erfolgt mit Hilfe des Programms SiWAPRO DSS (Kemmesies et al. 2007). Die Nachbildung der Strömungsprozesse erfolgt im Programm auf der Grundlage der RICHARDS-Gleichung, die der Stofftransportprozesse auf der Grundlage der Advektions-Dispersions-Gleichung.

Parameterfunktionen der RICHARDS-Gleichung sind die hysteretische Retentionsfunktion θ (h_c) sowie die Funktion der ungesättigten hydraulischen Leitfähigkeit $k(\theta)$.

3.2 *Modellaufbau der Deponieabdichtung*

3.2.1 Geometrie

Der geometrische Aufbau des Modells richtet sich nach den geometrischen Daten des Testfeldes. Die Schichthöhe der Dränmatte beträgt im Feld 0,5 cm. Diese Schichthöhe wurde im Modell auf 5 cm überhöht, da eine Modellschicht von nur 0,5 cm Höhe zu einer feineren Diskretisierung des Strömungsfeldes in diesem Bereich und damit zu einer deutlich höheren Anzahl an Berechnungsknoten zwingen würde. Die Erhöhung der Schichtmächtigkeit wurde durch eine Verringerung des Durchlässigkeitsbeiwertes dieser Schicht kompensiert.

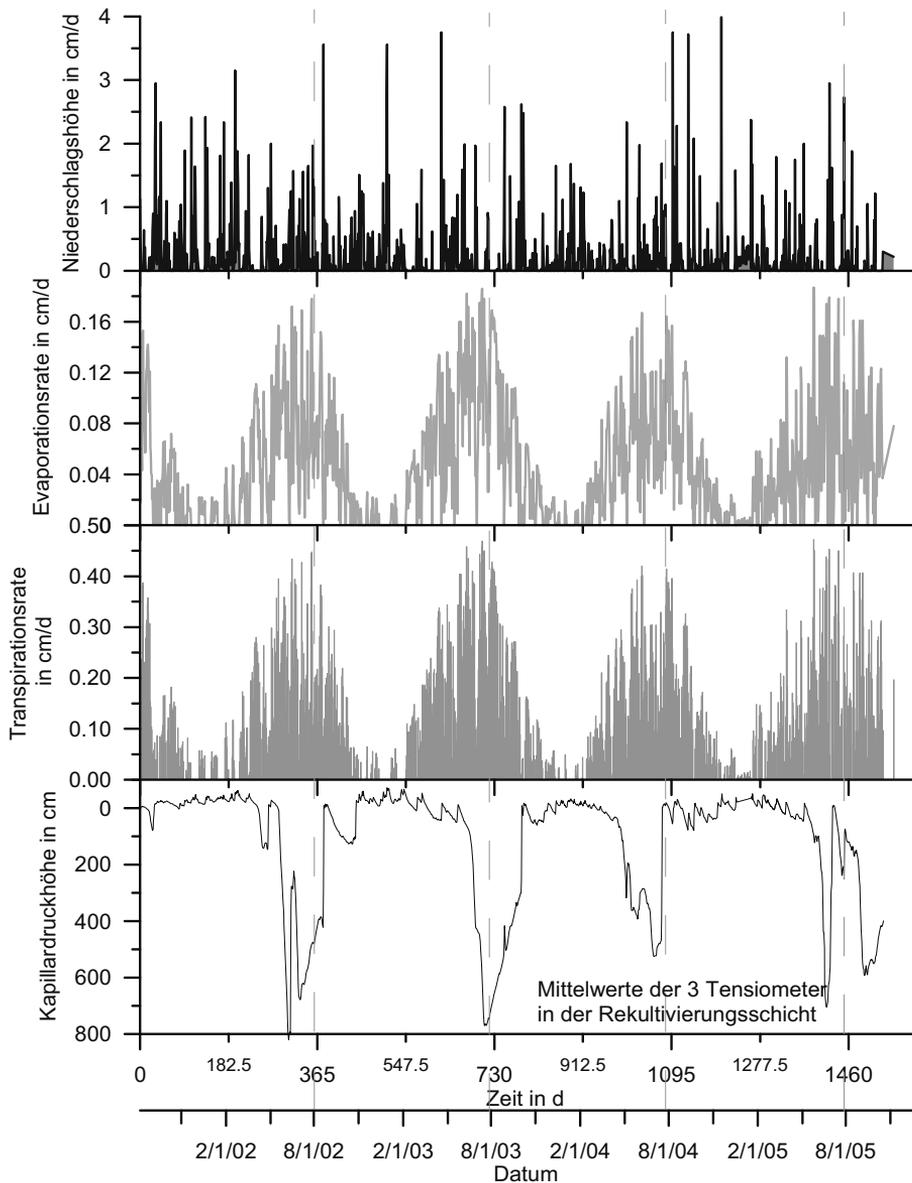


Abb. 2: Zeitreihen der berechneten Wasserhaushaltsgrößen

3.2.2 Zulauf zum Teilfeld

Das Test- und auch das Teilfeld befinden sich an der Böschungsschulter der Deponie. Dadurch ist sichergestellt, dass es keine seitlichen Zuflüsse zum Teilfeld gibt. Ein Zufluss erfolgt nur durch versickerndes Regenwasser. Im Modell wird der Zufluss über eine atmosphärische Randbedingung berücksichtigt.

Als atmosphärische Randbedingung wird in SiWAPRO DSS der effektive Niederschlag, die potentielle Bodenevaporation und die potentielle Transpiration verwendet. Der gemessene Nie-

derschlag wurde mit einem Faktor von 10% messfehlerkorrigiert. Die potentielle Bodenevaporation und die potentielle Transpiration wurden auf der Basis der gemessenen Temperatur und Luftfeuchtigkeit mit einem an der TU Dresden entwickelten Wettergenerator (Nitsch et al. 2007) berechnet (vgl. Abb. 2). Die dafür fehlenden Werte zur Globalstrahlung wurden mit Werten der ca. 50 km östlich gelegenen Station Düsseldorf berechnet.

In Abb. 2 sind die Stressperioden mit hoher potentieller Verdunstung (Evaporation) und Pflanzenwurzelentzug (Transpiration) deutlich zu erkennen. Der Pflanzenwurzelentzug tritt solange auf, wie der permanente Welkepunkt des Bewuchses nicht erreicht ist.

Ist die potentielle Verdunstung größer als der Niederschlag, findet Bodenverdunstung statt. Diese könnte zumindest theoretisch so groß werden, bis die gesamte potentielle Verdunstung erreicht wird. Damit ist immer ein entsprechender Abfall der Druckhöhe (= Saugspannung) verbunden. Um hier den auftretenden Volumenstrom begrenzen zu können, wurde eine entsprechend begrenzende Steuergröße gesetzt.

3.2.3 Transpiration

Die aktuelle Transpiration wird im Programm SiWAPRO DSS wie folgt berechnet:

$$T_{akt} = \alpha * \beta * L_t * T_{pot} \tag{1}$$

Dabei ist α eine Skalierungsfunktion, β die Verteilungsfunktion der Wasseraufnahme der Wurzeln i.W. über die Wurzeltiefe, L_t die Breite der Verdunstungsoberfläche und T_{pot} die potentielle Transpirationsrate. Die Werte für T_{pot} wurden mit dem Wettergenerator ermittelt. Der Parameter β soll die mögliche örtliche Verteilung des Pflanzenwurzelentzuges berücksichtigen. Der Parameter wird im Netzgenerator des Programms SiWAPRO DSS vorgegeben. Bei dieser Berechnung wurden alle am Pflanzenwurzelentzug beteiligten Knoten mit dem maximalen Wert $\beta = 1$ belegt. Der Parameter L_t wurde mit 1 cm belegt. Die dimensionslose Funktion α skaliert den Pflanzenwurzelentzug T_{akt} in Abhängigkeit der Druckhöhe.

3.2.4 Ablauf

In das Profil eingedrungenes Niederschlagswasser strömt – solange das Dichtelement wirksam ist – auf der Dränmatte seitlich ab. Um diesen Sachverhalt auch im Modell abbilden zu können, wurde am rechten Rand eine Randbedingung 1. Art mit $h_p = 0$ cm angelegt. Um dabei einen modellbedingten Zustrom auszuschließen, wurde die Nebenbedingung $q > 0$ formuliert.

3.2.5 Hydraulische Parameter

Vorgegeben wurden die bodenhydraulischen und van Genuchten Parameter so wie sie im Labor bzw. später dann nach dem Aufgraben bestimmt worden waren.

3.3 Modellkalibrierung

Im Verlauf der Kalibrierung sind die Bodenparameter nun so anzupassen, dass die Messwerte zufriedenstellend nachvollzogen werden können. Dies erfolgt im Programm SiWAPRO DSS weitgehend automatisiert. Dazu sind die gemessenen Druckhöhen, Wassergehalte und Volumenströme an beliebigen Orten und zu beliebigen Zeiten vorzugeben. Die inverse Modellierung zur Ermittlung der Parameterwerte sowie deren Schwankungsbreiten erfolgt auf der Grundlage des Levenberg-Marquardt-Verfahrens (Kemmesies 1995).

Tab. 1 enthält die bei der Kalibrierung ermittelten Parameterwerte zur Übersicht. In der Abb. 3 ist der mit diesem Parametersatz simulierte Verlauf der Druckhöhe in der Rekultivierungsschicht gegenüber den gemittelten Messwerten aufgetragen.

Tab. 1: Ermittelte Boden- und van-Genuchten-Parameter

Parameter	Formelzeichen	Einheit	Rekultivierungsschicht	Dränmatte	Trisoplast	Auflager
Maßstabsfaktor	α	1/cm	0,1	0,1	$1,25 * 10^{-3}$	0,1
Anstiegsfaktor	n		1,3	2	1,5	1,5
ungesättigte Leitfähigkeit	k_0	m/s	$5 * 10^{-6}$	$1 * 10^{-6}$	$4 * 10^{-11}$	$3,5 * 10^{-4}$
Bei einer Sättigung von	S_0		0,71	1	1	1

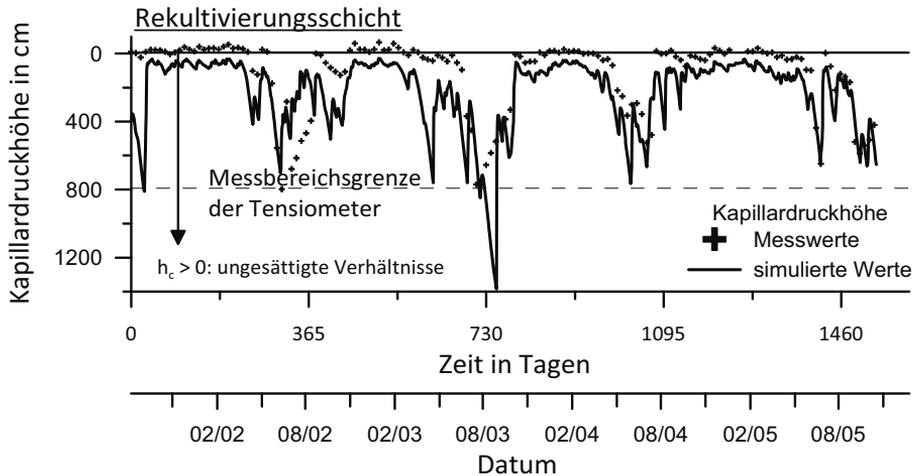


Abb. 3: Vergleich der gemessenen und simulierten Kapillardruckhöhen

Der gemessene Wasserdruck strebt mit der Zeit $h_p = 0$, d.h. gesättigten Bedingungen entgegen. Dies und auch die Reaktion der oberen drei Schichten (Rekultivierungsschicht, Dränmatte und Trisoplast) auf Wasserdefizite können mit der Simulation gut nachvollzogen werden.

Die gemessene wie auch berechnete Druckhöhe in der Rekultivierungsschicht reagiert auf die ausgeprägten Stressperioden entsprechend. Die Maxima können sehr gut nachvollzogen werden. Deutlich wird dabei auch, dass die Wasserspannung in den Stressperioden weitaus größere Werte annehmen kann, als mit den herkömmlichen Tensiometern messtechnisch erfasst werden kann.

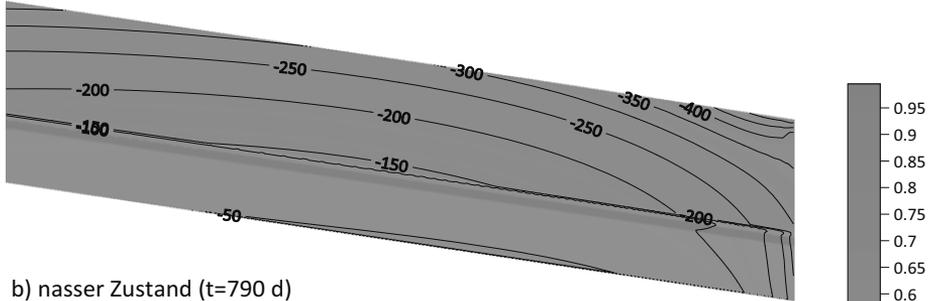
Würden zur Auswertung hier die klassischen Wasserhaushaltsmodelle HELP und BOWA-HALD eingesetzt werden, so würde dies zu einer fehlerbehafteten Bemessung der Rekultivierungsschicht führen. Die klassischen Wasserhaushaltsprogramme berücksichtigen lediglich die Wassergehalte nicht aber die Wasserspannungen bzw. Kapillardruckhöhen. Da die Messdaten zu den Wasserspannungen aber fehlerbehaftet sind, sind auch die daraus über die Retentionsfunktion oder Wasserspannungskurve abgeleiteten Wassergehalte fehlerbehaftet.

4 AUSWERTUNG

Nach der erfolgreichen Simulation mit dem kalibrierten Modell steht eine Zeitreihe von 1.553 Tagen zu den Größen Druckhöhe, Potentialhöhe, Wassergehalt, Sättigung und ggf. auch Konzentration, falls Stofftransport zu berücksichtigen ist, zur Verfügung.

Exemplarisch sind in Bild 4 die Druckhöhen und Sättigung im Profil für eine der Stressperioden bei $t = 710$ Tage und die Wiederaufsättigung bis $t = 790$ Tage dargestellt.

a) ausgetrockneter Zustand (t=710 d)



b) nasser Zustand (t=790 d)

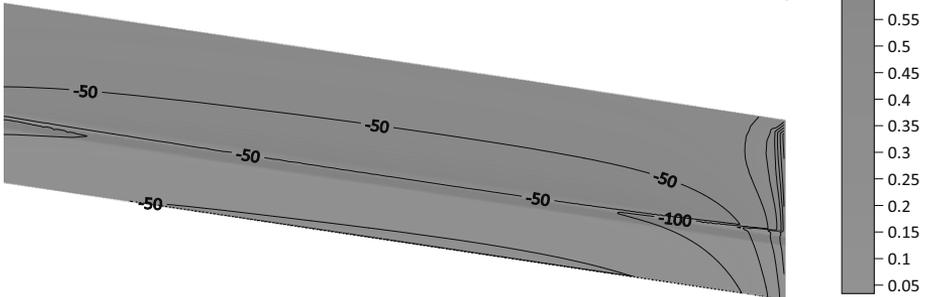


Abb. 4: Berechnete Druckhöhen- und Sättigungsverteilung (h_p = Linien, S = Einfärbung) zu zwei verschiedenen Zeiten

Mit diesen konkreten Angaben zu den Sättigungsverhältnissen lassen sich im nächsten Schritt Angaben zur Trocknungsrissegefährdung sowie Angaben zur Änderung der Gas- und Wasserdurchlässigkeit des verwendeten Dichtungsmaterials Trisoplast ableiten.

Die Sicherheit gegen das Auftreten von Trocknungsrisse wird definiert mit

$$\eta = \frac{h_{p,aufn}}{h_{p,vorh}} > 1 \quad (2)$$

Die Berechnung der aufnehmbaren Druckhöhe erfolgt im Programm SiWAPRO DSS über

$$h_{p,aufn} = \frac{1}{\rho_w * g} * \left[\frac{g}{1-\nu} * (\sigma_v - p_{atm}) - t_{max} \right] * \frac{(1-\nu)}{(1-2*\nu)} * \frac{\phi - B}{\theta_w} \quad (3)$$

mit

$h_{p,aufn}$	mWS	aufnehmbare Druckhöhe
$\gamma_w = \rho_w * g$	N/m ³	Wichte des Wasser
ρ_w	kg/m ³	Wasserdichte
$g = 9,81$	m/s ²	Erdbeschleunigung
ν		Querdehnungszahl
σ_v	N/m ²	vertikale Spannung
$p_{atm} = 0$	N/m ²	Luftdruck
t_{max}	N/m ²	Zugfestigkeit ($t_{max} > 0$)
ϕ		Porosität
B		Funktion des Restluftgehaltes $\theta_{L,r}$
		$B = f(\theta_{L,r}, \text{Hysterese, Luftfeinschluss})$
θ_w		Wassergehalt

Dieser Ansatz liefert im Vergleich zur Verwendung z.B. eines Ansatzes unter Verwendung zweier unabhängiger Spannungszustandsgrößen („Independent Stress-State Variables Approach“) ungünstigere Ergebnisse und liegt damit auf der sicheren Seite. Es ist jedoch darauf hinzuweisen, dass dennoch insbesondere eine Weiterentwicklung mit Sicht auf folgende Punkte angezeigt ist:

- Berücksichtigung von „Scanning-Pfaden“ in den hydraulischen Materialfunktionen und
- Realistische Erfassung der Zugfestigkeit in Funktion der Zustandsgrößen Porenzahl, effektives Spannungsniveau und Saugspannung.

Gemäß dem Verformungsnachweis entsprechend der GDA-Empfehlung (GDA 1997) ergibt sich der zulässige Krümmungsradius R_1 aus der Schichtmächtigkeit d und der maximalen Randfaserdehnung ε_{rF} zu:

$$\text{zul } R_1 = \frac{2d}{3\varepsilon_{rF}} = \frac{2d}{3(\varepsilon_{zq}(\theta) - \varepsilon_h(\theta))} \quad (4)$$

$\varepsilon_h(\theta)$ in Gleichung (4) berechnet sich entsprechend Gleichung (5) nach Schanz (2009) und $\varepsilon_{zq}(\theta)$ ist die Grenzzugdehnung aus dem Zugversuch. Es ergibt sich somit aus Gleichung (4) ein zulässiger Krümmungsradius, der sowohl die mechanische Belastung als auch die zeitabhängige Änderung des Wassergehalts in der mineralischen Abdichtung berücksichtigt.

$$\Delta\varepsilon_h = \frac{1}{E} \Delta \left\{ (1-\nu) S_r s - \nu \left[(\sigma_v - u_a) + S_r s \right] \right\} \quad (5)$$

E	N/m ²	Elastizitätsmodul
$s = h_p \cdot \gamma_w$	N/m ²	Kapillarspannung
$S_r = \theta_w / (\phi - B)$		Wassersättigungsgrad
$u_a = p_{\text{atm}} = 0$	N/m ²	Luftdruck

Mit diesen Ansätzen ist nun eine Bemessung der Rekultivierungsschicht mit Bezug auf die Austrocknungssicherheit der mineralischen Dichtung möglich. Grundlage einer zutreffenden Bemessung ist die Kenntnis der hydraulischen Parameter sowie eine Prognose der künftigen Bewuchsentwicklung für den Standort.

LITERATUR

- Behrens, W., Dunger, V. & Kemmesies, O. (2008) Austrocknung verhindern – Hydromechanische Bemessungen von mineralischen Dichtungsschichten, *Wasser/Luft/Boden* 9/2008.
- Behrens, W. & Neumann, M. (2002) Untersuchungsergebnisse zu einigen mechanischen Eigenschaften von Trisoplast, *Müll & Abfall*, Nr. 2, 86 – 100, 2002.
- Behrens, W. (2006) Trisoplast – Darstellung aktueller Entwicklungen und Rahmenbedingungen zum Austrocknungsverhalten, *Deponieworkshop Zittau/Liebertsch* 11/2006, Tagungsband.
- Deponieverordnung DepV (2009) DepV – Deponieverordnung, Verordnung über Deponien und Langzeitlager, BGBl. I Nr. 22 vom 29.4.2009 S. 900.
- GDA (1997) Empfehlungen Geotechnik der Deponien und Altlasten, E2.13: Verformungsnachweis für mineralische Abdichtungsschichten, *GDA-Empfehlungen* 3. Auflage, 135 – 139.
- Kemmesies, O. (1995) Prozeßmodellierung und Parameteridentifikation von Mehrphasenströmungsprozessen in porösen Medien. Dissertation. Fakultät für Geowissenschaften, Geotechnik und Bergbau der TU Bergakademie Freiberg. In: *Proceedings des Dresdner Grundwasserforschungszentrum* e.V. Heft 7. Dresden. ISSN 1430-0176.
- Kemmesies, O., Euler, B., Gräber, P.-W. & Blankenburg, R. (2007) BMBF-Förderschwerpunkt *Sickerwasserprognose*, SIWAPRO DSS-Entwicklung eines computergestützten Beratungssystems zur Sickerwasserprognose, FKZ: 02WP 242/243/502/503, KP Ingenieurgesellschaft für Wasser und Boden mbH, Gunzenhausen, November 2007, Link: <http://www.kp-ibwabo.de/pdf/BMBF.pdf>.
- Melchior S. (1993) *Wasserhaushalt und Wirksamkeit mehrschichtiger Abdecksysteme für Deponien und Altlasten*, Diss., Hamburger Bodenkundliche Arbeiten, Bd. 22, 1993
- Melchior, S. & Wittpohl, W. (2004) Deponie Rothenbach, Testfeld Oberflächenabdichtung, Aufgrabung Trisoplast-Dichtung am 11.12.2003. Bericht vom 18.03.2004.
- Nitsch B., Gräber, P.-W. & Kemmesies, O. (2007) *Anwendung synthetischer Niederschlagszeitreihen bei*

- der Strömungssimulation in der ungesättigten Bodenzone.* TU Dresden, Dresden, In: Workshop 2007-Simulationen in Umwelt- und Geowissenschaften, Shaker Verlag.
- Ramke, H.-G., Gartung, E., Heibrock, G., Lückewille, W., Melchior, S., Vielhaber, B., Bohne, K., Maier-Harth, U. & Witt K.-J. (2002) Tagungsband – Austrocknungsverhalten mineralischer Abdichtungsschichten in Deponie-Oberflächenabdichtungssystemen, Status-Workshop. In: *Höxteraner Berichte zu angewandten Umweltwissenschaften*, Heft 03.
- Schanz, T. (2009) Zu Verformungsverhalten und Rissgefährdung einer mineralischen Abdichtung im Deponiebau infolge gekoppelter zyklischer hydraulischer und mechanischer Beanspruchung. *Bautechnik* 86(2), 111 – 119.
- Schanz, T., Agus, S. & Tscheschlok, G. (2004) Hydraulisch-mechanische Eigenschaften einer polymerverbesserten Sand – Bentonit – Mischung beim Einsatz im Deponiebau, *Geotechnik* 27 (2004) Nr. 4.
- Witt, K.-J. & Zeh, R.M. (2004) Maßnahmen gegen Trockenrisse in mineralischen Abdichtungen. In: *Stuttgarter Berichte zur Abfallwirtschaft*, März 2004, Band 81, 83.
- Zeh, R.M. & Witt, K.-J. (2006) *Tensile Strength of Compacted Clays as Part of the Crack Prediction of Clay Liner in Landfills*. 5th Int. Congress on Environmental Geotechnics, Cardiff, UK, June 2006.

Handlungsempfehlungen zu Oberflächenabdeckungen von Deponien in Österreich

R. Prantl & V. Brandner

blp GeoServices gmbh, Wien, Österreich

KURZFASSUNG: Für Oberflächenabdeckungen von Deponien ergeben sich aufgrund der neuen Regelungen der Deponieverordnung 2008 etliche neue Fragestellungen. Im Rahmen vorliegender Arbeit werden diese Fragestellungen diskutiert und die Ergebnisse in Form von Handlungsempfehlungen dargestellt. Die Arbeit zielt darauf ab, einen Überblick von vorhandenem Wissen und Erfahrungen zu schaffen und als Entscheidungshilfe zur Verfügung zu stellen. Die zentrale Fragestellung dabei lautet, welche Abdecksysteme sich unter welchen Rahmenbedingungen wie gut eignen. Konkret werden Aspekte wie Einsatzbereiche, Standortfaktoren, Vor- und Nachteile, Kosten, Wasserhaushalt und Monitoring, etc. beleuchtet. Dabei werden verschiedene Abdecksysteme behandelt. Neben dem Regelaufbau mit mineralischen Abdichtungen bzw. Kombinationsdichtungen werden Bentonitmatten und Kapillarsperren, sowie Wasserhaushaltsschichten und Methanoxidationsschichten betrachtet. Weiters werden mehrere Lösungsansätze für die Ausführung von temporären Abdeckungen sowie deren Übergang zur endgültigen aufgezeigt.

1 EINLEITUNG

Aufbau und Funktion von Deponie-Oberflächenabdeckungen sind ein lang- und vieldiskutiertes Thema in der Abfallwirtschaft. Einer der Gründe dafür sind die unterschiedlichen Funktionen, die Abdeckschichten erfüllen sollen. Zum einen sollen Sickerwassermenge und Deponiegasaustritt minimiert werden, zum anderen soll bei Abfällen mit hohen biologisch abbaubaren Anteilen ausreichend Wasser in die Deponie gelangen, um den mikrobiellen Abbau nicht zu hemmen.

Dieser Spagat wird in der Österreichischen Deponieverordnung 2008 durch den Einsatz temporärer Oberflächenabdeckungen gelöst. Dabei ist vorgesehen den Wasserhaushalt im Deponiekörper über die Abdeckung zu optimieren. Spätestens nach 20 Jahren ist eine endgültige Oberflächenabdeckung einschließlich Abdichtung aufzubringen.

Dafür ist neben einem Regelaufbau auch die Ausführung von alternativen Abdeckungssystemen zulässig, sofern die vorgegebenen Kriterien (Sickerwasserneubildungsrate $< 5\%$ des Jahresniederschlages) eingehalten werden. Auch die Anwendung einer Wasserhaushaltsschicht (Evapotranspirationsschicht) ist zulässig. Die Dichtwirkung wird dabei durch das Wasserspeichervermögen des Bodens und durch die Verdunstungsleistung von Boden und Pflanzen (Evapotranspiration) erzielt.

Aus dieser neuen Situation heraus ergeben sich etliche neue Fragestellungen für DeponiebetreiberInnen und Behörden, sowohl bezüglich der temporären als auch der endgültigen Abdeckungen, welche im Rahmen dieser Studie diskutiert werden.

Die vorliegende Arbeit zielt darauf ab, einen Überblick von vorhandenem Wissen und Erfahrungen zu schaffen und DeponiebetreiberInnen, PlanerInnen und Behörden als Entscheidungshilfe zur Verfügung zu stellen.

Dabei werden verschiedene Abdecksysteme beleuchtet. Neben dem Regelaufbau mit mineralischen Abdichtungen bzw. Kombinationsdichtungen werden geosynthetische Tondichtungsbahnen (Bentonitmatten) und Kapillarsperren, sowie Wasserhaushaltsschichten und Methanoxidationsschichten betrachtet. Ein zusätzlicher Schwerpunkt liegt bei der Ausführung der temporären Abdeckung von Deponien mit hohen biologisch abbaubaren Anteilen, sowie deren Übergang zur endgültigen Abdeckung.

Alle Abdeckvarianten bieten Vor- und Nachteile. Je nach Standort und Einsatzbereich können sich die verschiedenen Eigenschaften unterschiedlich auswirken, daher ist eine allgemeingültige Bewertung nicht sinnvoll. Ein Ziel der Studie ist daher das Aufzeigen der jeweiligen Vor- und Nachteile bezogen auf die Einsatzgebiete.

2 METHODIK

Um diese Ziele zu erreichen wurden schrittweise Daten und Informationen zusammengetragen und hinsichtlich der Fragestellungen ausgewertet. Folgende Arbeitsschritte wurden durchgeführt:

- Erfassung der relevanten Gesetze, Verordnungen, Normen und Richtlinien,
- Literaturscreening über den aktuellen Wissensstand,
- Befragung von ExpertInnen aus Wissenschaft und Verwaltung,
- Erhebung praxisbezogener Erfahrungen mittels Besuch ausgewählter Deponien,
- Auswertung der verfügbaren Daten und Informationen und
- Darstellung der wichtigsten Ergebnisse in Form von Handlungsempfehlungen.

3 OBERFLÄCHENABDECKUNGEN

Nach österreichischer Deponieverordnung 2008 ist bei allen Deponien nach Ende der Ablagephase eine endgültige Abdeckung herzustellen, welche folgende Funktionen erfüllen muss:

- Dauerhafte Minimierung des Eintrages von Niederschlagswasser,
- Dauerhafte Minimierung des Austrages von Restgasen,
- Eingliederung der Deponie ins Landschaftsbild,
- Rekultivierbarkeit, Erosionsschutz, etc.

Um diese Ziele zu erreichen, kann ein Aufbau mit Ausgleichsschicht, Gasdrainschicht, Oberflächendichtung, Oberflächenentwässerung und Rekultivierungsschicht Verwendung finden. Dabei können als Dichtelemente je nach Deponieklasse mineralische Dichtschichten oder eine Kombinationsdichtung aus mineralischen Dichtschichten plus Kunststoffdichtungsbahn zum Einsatz kommen.

Alternativ dazu können aber auch andere Abdeckungssysteme verwendet werden, um die oben genannten Funktionen zu erfüllen. Dabei werden einzelne Komponenten des Regelaufbaues durch alternative Materialien, bzw. gleiche Materialien mit geänderten Eigenschaften und Ausführungen, ersetzt. Im Wesentlichen sind dies alternative Ausführungen des Dichtungselementes (z.B. durch Bentonitmatten oder Kapillarsperren) sowie alternative Ausführungen der Rekultivierungsschicht (z.B. als Wasserhaushaltsschicht und/oder als Methanoxidationsschicht).

3.1 Regelaufbau

Der Regelaufbau einer Oberflächenabdeckung besteht aus folgenden Komponenten:

- Ausgleichsschicht: dient der Profilierung unmittelbar über dem Müllkörper; aus grobkörnigem Material mit einer Mindeststärke von 50 cm.
- Gasdrainschicht: sofern eine Gasbildung zu erwarten ist; aus grobkörnigem, kalkarmen Material mit einer Mindeststärke von 30 cm.
- Oberflächendichtung: mineralische Dichtungsschichten mit einer Gesamtstärke von mind. 40 cm (Inertabfall- und Baurestmassendeponien), bzw. mind. 60 cm in Kombination mit Kunststoffdichtungsbahnen (Reststoff- und Massenabfalldéponien).
- Oberflächenentwässerung: Flächenfilter mind. 50 cm oder Drainagebahnen.
- Rekultivierungsschicht: standortkonform aus Erde mit einer Stärke von mind. 50 cm.
- Bewuchs.

Der Regelaufbau gilt als Stand der Technik und kam daher bisher häufig zum Einsatz. Vor allem in niederschlagsreichen Gebieten und bei einem hohen Schadstoffpotential der Abfälle sowie einer potentiellen Gefährdung des Grundwassers kann die rasche und starke Reduktion der

Sickerwasserbildung von entscheidendem Vorteil sein. Auch die geringen Kosten für die Sickerwasserentsorgung stellen in diesem Zusammenhang einen Vorteil dar.

Demgegenüber steht die mögliche Gefahr der Trockenstabilisierung der Abfälle, sowie die Gefahr der Beschädigung der Dichtelemente durch Trockenrisse, Setzungen, Durchwurzelung, etc. und die hohen Baukosten (Ramke et al. 2006).

Die Kosten für die Herstellung einer Oberflächenabdeckung nach Regelaufbau mit Kombinationsdichtung liegen in einer Größenordnung von 50 – 70 Euro/m².

3.2 Geosynthetische Tondichtungsbahn

Geosynthetische Tondichtungsbahnen („Bentonitmatten“) stellen kein eigenständiges Abdichtungssystem dar, sondern kommen als Alternative zu herkömmlichen mineralischen Dichtschichten beim Regelaufbau zum Einsatz. Bentonitmatten sind ein industriell vorgefertigtes, mechanisches Verbundsystem. Dabei wird ein quellfähiger Ton (Bentonit) beidseitig von Geotextilbahnen eingefasst und mechanisch fixiert (vernadelt, vernäht oder geklebt). Die Bahnen sind in trockenem Zustand in der Regel zwischen 5 – 10 mm dick.

Die Vorteile von Bentonitmatten liegen in der schnellen und einfachen Verlegung (dadurch auch kostengünstiger als mineralische Dichtschichten), sowie in der geringen Schichtstärke (und dadurch Gewinn an Deponievolumen).

Nachteilig können sich die mechanische Verletzbarkeit, sowie eine mögliche Reduktion der Dichtwirkung durch Umwandlung von Natrium- in Kalziumbentonit, sowie die Standsicherheitsgefahr bei steileren Böschungen auswirken.

Bentonitmatten sind in der Regel billiger als herkömmliche mineralische Dichtschichten. Während für eine mineralische Dichtschicht mit 15 – 25 Euro/m² gerechnet werden muss, liegen die Kosten für Bentonitmatten in der Größenordnung von 5 – 15 Euro/m².

3.3 Kapillarsperre

Eine viel versprechende Abdeckvariante stellt die Kapillarsperre dar. Dabei wird das einsickernde Niederschlagswasser an einer Schichtgrenze kapillar gehalten und bei entsprechendem Gefälle lateral abgeführt. Eine Kapillarsperre besteht aus zwei mineralischen Schichten mit unterschiedlichen Korngrößenverteilungen: eine grobkörnige Schicht (Kapillarblock) wird überlagert von einer feinkörnigen Schicht (Kapillarschicht).

Aufgrund des Sprungs der Porengrößen an der Schichtgrenze kommt es zu deutlich höheren Kapillarkräften in der oberen feinkörnigen Schicht. Das Wasser wird kapillar gehalten, was zu höheren Wassergehalten und zu einer höheren hydraulischen Leitfähigkeit (bei ungesättigten Verhältnissen) oberhalb der Schichtgrenze führt. Dadurch wird das einsickernde Niederschlagswasser am Eindringen in den Kapillarblock gehindert und über die Schwerkraft aufgrund der Hangneigung lateral abgeführt. Eine Kapillarsperre ist in der Regel aus folgenden Schichten (von unten nach oben) aufgebaut (GDA 2000):

- Ausgleichsschicht.
- Kapillarblock: Grobsand (0,6 – 2 mm) bis Feinkies (2 – 6,3 mm); verwitterungsbeständig und mechanisch beanspruchbar; Korngrößenverteilung langfristig stabil; Schichtdicke > 20 cm.
- Kapillarschicht: Feinsand (0,06 – 0,2 mm) oder Mittelsand (0,2 – 0,6 mm); Feinanteil möglichst gering (z.B. < 0,1 mm < 8 Gew.-%); Korngrößenverteilung möglichst steil ($U < 2,5$); keine quellfähigen Bestandteile; Schichtdicke > 30 cm.
- Rekultivierungsschicht.

Die Vorteile einer Kapillarsperre liegen in der starken Sickerwasserminimierung und in der Unempfindlichkeit gegen Austrocknung (Behling 2007). Auch ist sie kostengünstiger als der Regelaufbau.

Aufgrund der fehlenden Gasdichtheit ist die Kapillarsperre bei umweltrelevanter Deponiegasproduktion nur in Kombination mit anderen Elementen einsetzbar. Auch ist ein Gefälle von zumindest 1 : 10 erforderlich, daher ist die Kapillarsperre bei flachem Gelände nur mit aufwändiger Profilierung einsetzbar. Die Herstellungskosten für eine Abdichtung mit Kapillarsperre lassen sich mit 30 – 40 Euro/m² abschätzen

3.4 Wasserhaushaltsschicht

Eine weitere viel versprechende Alternative zum Regelaufbau ist die sogenannte Wasserhaushaltsschicht. Dabei wird durch Speicherung des Niederschlagswassers und entsprechender Verdunstung über den Boden und den Bewuchs der Wassereintrag in die Deponie derart reduziert, dass keine herkömmliche Abdichtung oder Entwässerung erforderlich ist.

Die größte Herausforderung dabei ist die richtige Wahl des Bodenmaterials und des Bewuchses und ein fachgerechter Einbau. Eine Wasserhaushaltsschicht ist aus folgenden Schichten aufgebaut (Wimmer & Reichenauer 2006):

- Drainschicht: grobkörnig, kalkarm; 30 – 50 cm.
- Rekultivierungsschicht bestehend aus Unterboden und Oberboden zur Speicherung und Abgabe des Wassers; Mächtigkeit je nach klimatischen Gegebenheiten ca. 2 m.
- Bewuchs, standortangepasst, mit hoher Transpirationsleistung.

Die Vorteile einer Wasserhaushaltsschicht liegen im einfachen und natürlichen System, das langfristig funktionsfähig und bei geringem Wartungsaufwand relativ kostengünstig ist. Weiters wird durch einen gewissen Wassereintrag eine Trockenstabilisierung der Abfälle verhindert.

Nachteilig können sich der relativ hohe Monitoringaufwand, sowie gewisse Einschränkungen bei der Nachnutzung auswirken. Eine weitere Einschränkung kann sein, dass die geforderte Sickerwasserneubildungsrate von < 5% in niederschlagsreichen Gebieten nicht oder schwer zu erreichen sein wird. Die Kosten für die Herstellung einer Wasserhaushaltsschicht liegen in der Regel in einem Bereich von 30 – 50 Euro/m², wobei die Verfügbarkeit der Materialien eine große Rolle spielt.

3.5 Methanoxidationsschicht

Methanoxidationsschichten sind Oberflächenabdeckungen, mit der Hauptfunktion, geeignete Lebensbedingungen für methanoxidierende Mikroorganismen zu schaffen. Dabei wird Methan von den Mikroorganismen im aeroben Milieu zu Kohlenstoffdioxid und Wasser, sowie Wärme und Biomasse umgewandelt. Durch diesen natürlichen Prozess wird das Methan des ausströmenden Deponiegases innerhalb der Oberflächenabdeckung auf ein umweltverträgliches Maß reduziert.

Eine Methanoxidationsschicht ist in der Regel wie folgt aufgebaut:

- Gasverteilungsschicht, mit einer hohen Gasdurchlässigkeit, grobkörnig, kalkarm; > 50 cm.
- Oxidationsschicht: Schichtstärke ca. 1,2 m; ausreichende Gaspermeabilität; die Zumischung von stabilem Strukturmaterial, wie z.B. Holzhäcksel erhöht die Gaspermeabilität langfristig; hohe Anteile organischer Substanz, wegen der positiven Wirkung auf Wasserspeicherefähigkeit und Luftporenvolumen; ausreichende Reife der organischen Substanz; keine Hemmstoffe, wie z.B. Ammonium oder Nitrit.

Idealer Einsatzbereich einer Methanoxidationsschicht ist die erste Phase nach der Schließung einer Deponie mit hohen Anteilen organischer Abfälle in Form einer temporären Abdeckung. Dabei kann die Methanemission stark reduziert werden und ausreichend Wasser in den Deponiekörper eindringen um die Deponiegasproduktion zu forcieren. Dies kann auch zusätzlich zu einer aktiven Entgasung sinnvoll sein, um die Deponiegasproduktion zu fördern und gleichzeitig die Restemissionen zu minimieren. Auch in Kombination mit In-Situ-Aerobisierungsmaßnahmen kann eine Methanoxidationsschicht sinnvoll sein. Dadurch kann der Wassergehalt für den aeroben Abbau optimiert und Restemissionen reduziert werden.

Die Vorteile einer Methanoxidationsschicht liegen im einfachen und natürlichen System, das kostengünstig und langfristig funktionsfähig ist. Nachteilig können sich die geringe Dichtwirkung gegenüber Wasser, der Monitoringaufwand und mögliche Einschränkungen bei der Nachnutzung auswirken.

Bisherige Erfahrungswerte für die Herstellungskosten von Methanoxidationsschichten mit Gasverteilungsschicht und Oxidationsschicht aus Kompost und Strukturmaterial liegen bei 20 – 30 Euro/m² (Huber-Humer 2008).

4 TEMPORÄRE ABDECKUNG

Bei Deponien mit hohen Anteilen an biologisch abbaubaren Abfällen ist gemäß Deponieverordnung 2008 eine temporäre Deponieoberflächenabdeckung zu errichten. Dadurch soll verhindert werden, dass es durch eine sofortige, vollständige Abdichtung zu einer Trockenstabilisierung der Abfälle kommt, wodurch das Emissionspotential langfristig erhalten bliebe und die Problematik auf nachfolgende Generationen verlagert würde.

Die temporäre Abdeckung soll daher einen gewissen Wassereintrag ermöglichen, damit es zu einer Steigerung des anaeroben Abbaus und der Deponiegasbildung kommt. Durch das spätere Aufbringen der endgültigen Abdeckung sollen auch Setzungsschäden der Dichtelemente vermieden werden.

Die Ausführung der temporären Abdeckung verlangt also primär eine Optimierung bzgl. des Wasserhaushaltes und der Methanoxidation, wobei gemäß Deponieverordnung folgenden Anforderungen zu erfüllen sind:

- Methanemission über die Oberfläche $< 5 \text{ kg CH}_4/\text{m}^2 \cdot \text{a}$ und
- Genügend Wasserinfiltration zur Aufrechterhaltung bzw. Steigerung des anaeroben Abbaus.

Beide Anforderungen sind z.B. mit gut ausgeführten Methanoxidationsschichten zu erreichen. Die Herausforderung ist jedoch, eine Lösung zu entwickeln, bei der der Übergang zur endgültigen Abdeckung möglichst wirtschaftlich bei Einhaltung aller ökologischen, fachlichen und gesetzlichen Anforderungen erfolgen kann. Dazu wurden im Rahmen dieser Arbeit einige Lösungsansätze diskutiert:

- Lösungsansatz 1: Die temporäre Oberflächenabdeckung erfolgt in Form einer ca. 1 m mächtigen Rekultivierungsschicht mit Gasverteilungsschicht und Grasbewuchs, die in der Lage ist, ausreichend Wasser zu infiltrieren und durch Methanoxidation den Methangrenzwert zu erreichen. Es kann z.B. ein Gemisch aus feinkörnigem Bodenaushubmaterial (Feinsand-Schluff) und Kompost (und evt. grobkörnigem anorganischem Strukturmaterial) verwendet werden. Der Übergang zur endgültigen Abdeckung erfolgt durch Erhöhung der Mächtigkeit der Rekultivierungsschicht auf 2 – 2,5 m und Umfunktionieren zur Wasserhaushaltsschicht. Dazu wird der Bewuchs und die oberste Bodenschicht entfernt und eine zusätzliche Bodenschicht mit der erforderlichen Mächtigkeit aufgebracht. An der Oberfläche wird ein Bewuchs mit hoher Transpirationsleistung aufgebracht.
- Lösungsansatz 2: Die temporäre Oberflächenabdeckung erfolgt in Form einer 2 – 2,5 m mächtigen Wasserhaushaltsschicht mit Gasverteilungsschicht und Grasbewuchs, die wiederum in der Lage ist, ausreichend Wasser zu infiltrieren und durch Methanoxidation den Methangrenzwert zu erreichen. Der Übergang zur endgültigen Oberflächenabdeckung erfolgt durch Verbesserung der Evapotranspirationsleistung der Wasserhaushaltsschicht. Bei geeigneter Bodenauswahl und guter Ausführung geschieht dies einerseits mit der Zeit automatisch (durch Verbesserung der Wasserhaltekapazität) und kann andererseits durch späteres Aufbringen eines entsprechenden Bewuchses zusätzlich verstärkt werden (zur Erhöhung der Transpiration).
- Lösungsansatz 3: Die temporäre Oberflächenabdeckung erfolgt in Form einer ca. 1 m mächtigen Rekultivierungsschicht mit Gasverteilungsschicht, die in der Lage ist, ausreichend Wasser zu infiltrieren und durch Methanoxidation den Methangrenzwert zu erreichen. Der Übergang zur endgültigen Abdeckung erfolgt durch Entfernung der Rekultivierungsschicht und Aufbringung der endgültigen Oberflächenabdeckung in Form einer herkömmlichen Abdeckung mit Oberflächendichtung und Entwässerung. Dabei kann die Entwässerung als Flächenfilter oder mit Drainagebahnen ausgeführt werden und für die Kombinationsdichtung können herkömmliche mineralische Dichtschichten oder Bentonitmatten Verwendung finden.
- Lösungsansatz 4: Die temporäre Oberflächenabdeckung erfolgt wie beim Ansatz 3 in Form einer ca. 1 m mächtigen Rekultivierungsschicht mit Gasverteilungsschicht. Der Übergang zur endgültigen Oberflächenabdeckung erfolgt durch Entfernung der Rekultivierungsschicht und Aufbringung der endgültigen Oberflächenabdeckung in Form einer Kapillarsperre mit Rekultivierungsschicht. Dabei wird die Sickerwasserminimierung durch die Kapillarsperre erreicht und das Restmethan wird in der Rekultivierungsschicht oxidiert.

- Lösungsansatz 5: Die temporäre Oberflächenabdeckung erfolgt in Form einer herkömmlichen Abdeckung mit Oberflächendichtung und Entwässerung oder einer Wasserhaushaltschicht, mit der die Sickerwasserneubildungsrate von 5% schon von Beginn an erreicht wird. Die erforderliche Wasserzufuhr in den Deponiekörper erfolgt durch technische Bewässerungseinrichtungen (Rohre, Lanzen, etc.) unterhalb der Oberflächenabdeckung, z.B. in der Gasverteilungsschicht oder direkt im Abfallkörper. Der Übergang zur endgültigen Abdeckung erfolgt durch Beendigung der Bewässerungsmaßnahmen. Die Rohre o.Ä. verlieren ihre Funktion und verbleiben im Deponiekörper.

Diese Auflistung erhebt keinen Anspruch auf Vollständigkeit, sondern soll primär als Denkansatz dienen, um für einzelne Deponiestandorte individuelle Lösungen zu erarbeiten.

Auch Kombinationen der verschiedenen Varianten können sinnvoll sein, um z.B. bei Haldenschüttungen den unterschiedlichen Anforderungen im Böschungsbereich und im Plateaubereich gerecht zu werden.

5 DANKSAGUNG

An dieser Stelle sei allen ExpertInnen aus Wissenschaft, Verwaltung und Praxis gedankt, die im Rahmen von zahlreichen Interviews und Diskussionen ihre Erfahrungen zur Verfügung gestellt haben.

Die vorliegende Arbeit wurde im Auftrag und aus den Mitteln des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Abteilung VI/3 verfasst.

LITERATUR

- Behling, D. (2007) Wie wirksam sind Deponie-Oberflächenabdichtungen? Ergebnisse bundesweiter Testfelduntersuchungen. In: *Band 13, Hrsg. Egloffstein, Burkhardt*. Karlsruhe, Deutschland, ICP Eigenverlag.
- GDA (2000) E2-33 Kapillarsperren als Oberflächenabdichtungssystem. *Empfehlung der Deutschen Gesellschaft für Geotechnik e.V. DGGT*.
- Huber-Humer, M. (2008) Methanoxidationsschichten. Technischer Leitfaden, erstellt im Rahmen der ÖVA-Arbeitsgruppe Methanoxidationsschichten.
- Österreichische Deponieverordnung (2008) Verordnung des Bundesministers für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft über Deponien (BGBl. II Nr. 39/2008).
- Ramke, H-G., Witt, K.J., Bräcker, W., Tiedt, M., Düllmann, H. & Melchior, S. (2006) Ergebnisse des Status-Workshops „Anforderungen an Deponie-Oberflächenabdichtungssysteme“. In: *Höxteraner Berichte zu angewandter Umweltwissenschaften, Band 6*. Höxter, Deutschland.
- Wimmer, B. & Reichenauer T. (2006) Evapotranspirationsschichten zur Sicherung/Sanierung von Altballagerungen. Technischer Leitfaden erstellt im Forschungsprojekt INTERLAND.

TREAmIn® – Eine Deponieoberflächenabdichtung unter Einsatz von HMV-Schlacke

B.M. Pfeiffer
Ecowin GmbH, Wettenberg, Deutschland

H. Schwarzmüller
Ingenieurbüro Roth & Partner, Karlsruhe, Deutschland

B. Fremgen
Abfallwirtschaft Landkreis Breisgau-Hochschwarzwald, Freiburg, Deutschland

KURZFASSUNG: Auf der Deponie Eichelbuck soll die herkömmliche tonmineralische Abdichtung durch TREAmIn® ersetzt werden, ein alternatives mineralisches Dichtungsmaterial aus aufbereiteter Hausmüllverbrennungsschlacke (HMV-Schlacke) mit definierten Anteilen natürlicher Tonmineralien. Umfassende Eignungsuntersuchungen zeigten die Vorteile der gemischtkörnigen Dichtung und stellten die Grundlage für die Genehmigung durch das Regierungspräsidium Freiburg dar.

Hervorzuheben ist die geringe Schrumpfeigung von TREAmIn® und das gute Regenerationsvermögen nach erfolgter Austrocknung.

Für die Deponie Eichelbuck mit Hangneigungen bis 1 : 2,3 haben sich insbesondere die bautechnischen Vorteile von TREAmIn® bewährt, die für einen stabilen Untergrund für eine Asphaltdichtung sorgen. Zusätzlich wird mit dem Einsatz von HMV-Schlacke in einer mineralischen Dichtung ein neuer Verwertungsweg im Sinne der Kreislaufwirtschaft beschritten. TREAmIn® trägt somit als Ersatzbaustoff, mit dem auch wirtschaftliche Vorteile erzielt werden können, zur Schonung von natürlichen Ressourcen bei.

1 DAS DICHTUNGSMATERIAL TREAMIN®

HMV-Schlacken sind ein häufig eingesetzter Baustoff im Straßenbau und auch im Deponiebau. Auf Deponien werden Schlacken insbesondere als Profilierungsmaterial bzw. als Material für Ausgleichs- und Drainageschichten eingesetzt.

Mit dem Einsatz von HMV-Schlacke als Deponieersatzbaustoff muss die stoffliche Unbedenklichkeit gegenüber der im KrW-/AbfG (1994) dargelegten Schutzgüter gewährleistet sein. Demnach muss es sich um eine schadlose Verwertung handeln, die das Wohl der Allgemeinheit nicht beeinträchtigt. Anhand der rechtlichen Anforderungen der Deponieverordnung (DepV 2009) konnte für die HMV-Schlacke der SVB die Umweltverträglichkeit für den Einsatz in einer mineralischen Dichtung nachgewiesen werden.

Neben der Schlacke wurde Ton als weitere Mischungskomponente für die Herstellung des Dichtungsmaterials eingesetzt. Mit ersten Untersuchungen der Durchlässigkeiten konnten die geeigneten Mischungsanteile der beiden Komponenten festgelegt werden und es entstand ein alternatives mineralisches Dichtungsmaterial mit dem Namen TREAmIn®.

Unterstützt wurde dieses Vorhaben dadurch, dass zur gleichen Zeit für die Deponie Eichelbuck in Freiburg ein geeigneter Untergrund für eine Asphaltdichtung als geplante Dichtungskomponente gefunden werden musste. Dabei kann eine gemischtkörnige Dichtung – wie TREAmIn® zu bezeichnen ist – Vorteile durch eine gute Stabilität aufweisen. TREAmIn® stellt ein hohlraumarmes Korngemisch dar, wobei die HMV-Schlacke als Korngerüst dient und der Ton als Füllmittel (Abb. 1).



Abb. 1: Einbau von TREAMin[®] auf der Deponie Eichelbuck, Freiburg

2 DER EIGNUNGSNACHWEIS

Die Eignungsuntersuchungen orientierten sich an den „Grundsätzen für die Eignungsbeurteilung unter Verwendung von Abfällen hergestellter mineralischer Dichtungen in Oberflächenabdichtungssystemen von Deponien-“ der LAGA (2005).

Die folgenden Ausführungen stellen einen Auszug der maßgeblichen Parameter des Untersuchungskatalogs dar.

2.1 Dichtigkeit

Gemäß der Deponieverordnung wird an die mineralische Abdichtung in erster Linie die Anforderung gestellt, dass sie bei 0,5 m Mächtigkeit einen Durchlässigkeitsbeiwert von $k_f \leq 5 \cdot 10^{-9}$ m/Sekunde aufweist (DepV 2009). Damit soll sichergestellt sein, dass nahezu kein Wasser durch die Dichtung in den Deponiekörper gelangt. Wird die rechnerische Permeationsrate, die sich aus diesen Randbedingungen ergibt, auch bei einer geringeren mächtigen mineralischen Dichtung eingehalten, kann die Mächtigkeit der Dichtungskomponente verringert werden. Damit steigen jedoch die Anforderungen an den Durchlässigkeitsbeiwert.

TREAMin[®] wies im Rahmen der Voruntersuchungen im geometrischen Mittel einen Durchlässigkeitsbeiwert von $k_f = 6,5 \cdot 10^{-10}$ m/Sekunde. Ergänzt wurden diese Ergebnisse mit Langzeitdurchlässigkeitsversuchen. Die Durchlässigkeit von TREAMin[®] wurde über einen Zeitraum von fünf Monaten untersucht. Dabei konnten die k_f -Werte der Voruntersuchungen bestätigt werden. Die Vorgaben der Deponieverordnung bezüglich der Dichtigkeit einer mineralischen Dichtung für die Deponieklassen 1 und 2 werden somit gut erfüllt.

2.2 Beständigkeit

In Bezug auf die Beständigkeit von TREAMin[®] wurden umfangreiche Untersuchungen durchgeführt. An dieser Stelle werden insbesondere die Ergebnisse der Beständigkeit gegenüber reaktiven Flüssigkeiten und Wassergehaltsveränderungen dargestellt.

2.2.1 Beständigkeit gegenüber reaktiven Flüssigkeiten

Die Beständigkeit gegenüber reaktiven Flüssigkeiten, wie z.B. infiltriertem Niederschlagswasser, das von unterschiedlicher Beschaffenheit sein kann, wurde an Probekörpern in der Wasserdurchlässigkeitsprüfanlage gemäß DIN 18130 untersucht.

Die Proben wurden mit zwei reaktiven Flüssigkeiten durchströmt. Dabei handelte es sich um Salpetersäure (HNO_3) mit einem pH-Wert von 4 und ein aus der HMV-Schlacke hergestelltes basisches Eluat.

Für jede der reaktiven Flüssigkeiten wurden vier Probekörper aus dem Dichtungsmaterial TREAMin® und zwei Probekörper aus dem Tonmaterial, das auch für die TREAMin®-Mischung zur Verfügung stand, untersucht. Während der 29-tägigen Versuchsdauer konnten keine signifikanten Veränderungen der Durchlässigkeiten und somit Beeinflussungen der Flüssigkeiten auf das Material festgestellt werden.

Die Abb. 2 verdeutlicht, dass der Ton unter den Versuchsbedingungen als Referenzmaterial eine höhere Dichtigkeit besitzt als TREAMin®. Dennoch wurden auch unter der Beaufschlagung mit den oben genannten reaktiven Flüssigkeiten von TREAMin® k_f -Werte gemessen, die die Anforderungen der DepV von $k_f \leq 5 \cdot 10^{-9}$ m/Sekunde deutlich unterschreiten.

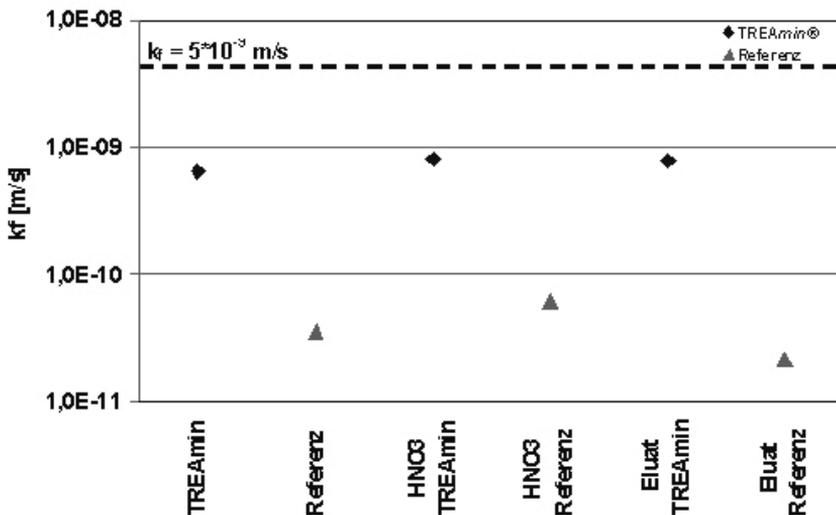


Abb. 2: Gegenüberstellung der geometrischen Mittelwerte, der Minimum- und Maximumwerte sowie der Standardabweichung der k_f -Untersuchungen ohne Beaufschlagung von reaktiven Flüssigkeiten und mit Beaufschlagung von HNO_3 bzw. Eluat der MVA-Schlacke – Darstellung des Dichtungsmaterials TREAMin® und dem Referenzmaterial aus Ton

Beim Vergleich der Reaktion von TREAMin® bzw. des Referenzmaterials auf die Säure und die basische Flüssigkeit zeigt sich, dass der Ton eine deutlich negativere Beeinflussung auf den niedrigen pH-Wert von 4 zeigt. Bei der Beaufschlagung der basischen Flüssigkeit ist bei TREAMin® im Mittel eine leichte Verschlechterung des k_f -Wertes zu registrieren.

2.2.2 Beständigkeit gegenüber Wassergehaltsänderungen

Die Austrocknungsgefahr einer mineralischen Dichtung ist insbesondere im Bezug auf die Langzeitbeständigkeit, die für jedes Oberflächenabdichtungselement nachzuweisen ist, von großer Wichtigkeit. Deshalb wurde den Untersuchungen zur Beständigkeit gegenüber Temperaturen und Wassergehaltsänderungen besondere Aufmerksamkeit gewidmet.

Dies ist auch unabhängig davon erforderlich, dass auf der Deponie Eichelbuck die mineralische Abdichtung von einer Asphaltabdichtung überbaut wird.

Die Ursache der Trockenrisse sehen Witt et al. (2004) in der Unterschreitung einer kritischen Wasserspannung in der mineralischen Dichtung. Erfahrungswerte für das kritische Potenzial in Dichtungen liegen in Abhängigkeit von Mineralbestand, Struktur, Dichte und Belastungsgeschichte des Materials zwischen 250 – 500 hPa (Witt 2005). In Bentoniten und speziellen Böden werden auch höhere Grenzspannungen gemessen (Gröngröft et al. 2003). Im Vergleich entspricht eine relative Luftfeuchtigkeit von beispielsweise 50% einer Wasserspannung von ca. 1.000 hPa. Auch muss berücksichtigt werden, dass Pflanzen dem Boden Wasser entziehen können, welches mit einer Spannung von 15.000 hPa gebunden ist.

Gemäß den o.g. Erfahrungswerten einer Belastung von mineralischen Dichtungen durch Wasserspannungen wurden die Probekörper des Dichtungsmaterials TREAMin[®] und des Referenzmaterials voll aufgesättigt, um später Wasserspannungen in der Höhe von 300 – 1.000 hPa anzulegen.

Durch eine Langzeitrocknung des Dichtungsmaterials TREAMin[®] über 29 Tage konnte eine Belastung simuliert werden, die einer Austrocknung knapp unter (Wassergehalt = 28,2 Vol.-%) und sogar knapp über (Wassergehalt = 27,1 Vol.-%) dem permanenten Welkepunkt von 15.000 hPa entspricht. Ein Teil der Probekörper wurde bei einer Luftfeuchtigkeit von 35% und ein anderer Teil bei einer Luftfeuchtigkeit von ca. 60% getrocknet. Die Trocknung erfolgte bei 20 °C in einem Sandbad. Die Probekörper wurden zusätzlich durch Gewichte mechanisch mit 15 kN/m² belastet. Diese Versuchsanordnung orientiert sich an realen Bedingungen und vermeidet eine direkte, oberflächige Austrocknung.

Die anschließend ermittelten k_f -Werte der Proben geben Aufschluss über die Beständigkeit gegenüber diesen definierten Wassergehaltsänderungen bei 300 hPa, 1.000 hPa und ca. 15.000 hPa (Tab. 1).

Tab. 1: Durchlässigkeitsbeiwerte k_f in m/Sekunde für das Material TREAMin[®] bzw. für das Referenzmaterial nach der Belastung einer Wasserspannung von 300 hPa, 1.000 hPa bzw. 15.000 hPa ($i = 30$ cm, DIN 18130)

Probe	k_f (m/Sekunde) – 300 hPa		k_f (m/Sekunde) – 1.000 hPa		k_f (m/Sekunde) – 15.000 hPa	
	TREAMin [®]	Referenz	TREAMin [®]	Referenz	TREAMin [®] LF 35%	TREAMin [®] LF 60%
Mittelwert (geom.)	$8,4 \cdot 10^{-10}$	$2,8 \cdot 10^{-11}$	$2,4 \cdot 10^{-9}$	$2,8 \cdot 10^{-11}$	$3,4 \cdot 10^{-9}$	$2,2 \cdot 10^{-9}$
Min	$6,8 \cdot 10^{-10}$	$2,6 \cdot 10^{-11}$	$2,2 \cdot 10^{-9}$	$2,6 \cdot 10^{-11}$	$2 \cdot 10^{-9}$	$1 \cdot 10^{-9}$
Max	$1,1 \cdot 10^{-9}$	$3,0 \cdot 10^{-11}$	$2,5 \cdot 10^{-9}$	$3,0 \cdot 10^{-11}$	$5,3 \cdot 10^{-9}$	$4,7 \cdot 10^{-9}$

TREAMin[®] weist bei einer Belastung mit einer Wasserspannung von 300 hPa eine leichte Erhöhung des k_f -Wertes auf – von $6,5 \cdot 10^{-10}$ m/Sekunde aus den Voruntersuchungen auf $8,4 \cdot 10^{-10}$ m/Sekunde (geom. Mittel). Eine Wasserspannung von 1.000 hPa verursacht eine deutlichere Veränderung des Durchlässigkeitsbeiwertes. Mit $2,2 \cdot 10^{-9}$ m/Sekunde als maximaler Wert erfüllt das Dichtungsmaterial TREAMin[®] allerdings auch nach dieser Belastung immer noch die Vorgaben der Deponieverordnung. Dies gilt gleichermaßen für die TREAMin[®]-Probekörper, die der Langzeitrocknung ausgesetzt waren. Im geometrischen Mittel zeigt sich eine Zunahme der Durchlässigkeit auf $3,4 \cdot 10^{-9}$ und $2,2 \cdot 10^{-9}$ m/Sekunde.

Den k_f -Werten zufolge ist beim Referenzmaterial keine Beeinträchtigung durch die steigende Wasserspannung zu beobachten. Die tatsächliche Schrumpfempfindlichkeit wird erst durch eine Fotodokumentation deutlich. In der Abb. 3 sind beispielhaft Fotos von Probekörpern nach der Druckstufe 1.000 hPa gegenübergestellt. Das Referenzmaterial Ton zeigt eine offensichtliche Ablösung des Probekörpers von der Stechzylinderwand, die bereits bei einer Wasserspannung von 60 hPa begann. Die Schrumpfung steigert sich weiter mit der Zunahme der Wasserspannung. Auf der Oberfläche des Referenzmaterials bilden sich keine mit dem Auge sichtbaren Risse. Dadurch, dass die Durchlässigkeitsbeiwertbestimmung der Probekörper in Latexhüllen vorgenommen wird, kann diese Beeinträchtigung durch die Schrumpfung nicht wiedergegeben werden.

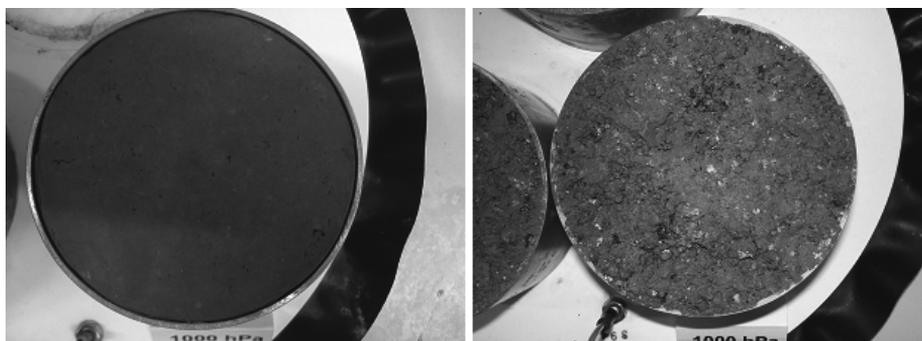


Abb. 3: Probekörper des Referenzmaterials (links) und des Dichtungsmaterials (rechts) TREAMin® nach Entwässerung bei 1.000 hPa Wasserspannung

Das Dichtungsmaterial TREAMin® ist im Vergleich deutlich weniger schrumpfanfällig als das Referenzmaterial. Durch die unregelmäßige Oberfläche kann nur schwer beurteilt werden, ob sich auf dem Probekörper verteilt Risse gebildet haben. Nur die Erhöhung des k_f -Wertes weist daraufhin, dass zwischen den Aggregaten Haarrisse entstanden sein müssen. Diese Haarrisse können jedoch durch eine homogenere Befeuchtung wesentlich besser verquellen, als dies große Schrumpfrisse vermögen (Quandt et al. 2003).

2.3 Herstellbarkeit

In umfangreichen Praxistests wurde anhand mehrerer Versuchsfelder die Herstellbarkeit einer mineralischen Dichtung aus TREAMin®-Material untersucht (Abb. 3). In diesem Zusammenhang konnte die optimale Misch- bzw. Fräs- und Verdichtungstechnik ermittelt werden.

Gemäß der LAGA Ad-hoc-AG „Deponietechnische Vollzugsfragen“ wurde die Herstellbarkeit nachgewiesen durch Dokumentation

- der Herstellungsvoraussetzungen,
- des Herstellungsverfahrens,
- der Empfindlichkeit gegenüber Einbaubeanspruchungen sowie
- der Prüfung der Qualitätsmerkmale.

Deutlich wurde, dass durch eine geeignete Frästechnik eine gute Vermischung der beiden Mischungskomponenten erreicht wird. Für den Bauablauf ist zu berücksichtigen, dass der optimale Wassergehalt für die Verdichtung in einem schmalen Bereich liegt. Die Herstellbarkeit zeigte sich ebenfalls in den Ergebnissen der k_f -Untersuchungen. Die geforderten Durchlässigkeitsbeiwerte konnten auch in den Probefeldern nachgewiesen werden.

3 AUSBLICK: DER EINSATZ VON TREAMIN®

Erstmals wird TREAMin® als mineralische Deponieoberflächenabdichtung auf der Deponie Eichelbuck bei Freiburg eingesetzt. Bei diesem Einsatz handelt es sich noch um eine Einzelfallgenehmigung. TREAMin® soll zukünftig aber auch auf andere Deponien übertragbar sein.

Nach der chemischen Beurteilung gemäß der Zuordnungswerte der DepV (2009) ist TREAMin® als umweltverträglicher Ersatzbaustoff in mineralischen Dichtungen von DK II Deponien geeignet. Bei einem Einsatz von TREAMin® ist die mineralische Dichtung mit einer darüber liegenden zweiten Dichtung zu kombinieren.

Hervorzuheben ist die geringe Schrumpfeigung von TREAMin® und das gute Regenerationsvermögen nach erfolgter Austrocknung (Tab. 2).

Tab. 2: Eignungsbeschreibung des Dichtungsmaterials TREAMin®

Positive Eigenschaften
<ul style="list-style-type: none">• Ökologische und ökonomische Vorteile durch Ressourcenschonung• Geringe Schrumpfung• Gutes Regenerationsvermögen nach Austrocknung• Bautechnische Vorteile als Untergrund für eine Asphaltdichtung
Zu beachten
<ul style="list-style-type: none">• Enge Einbaukriterien bezüglich des Wassergehalts• Deponie spezifische Prüfung der Umweltverträglichkeit der einzusetzenden Schlacke

Für die Deponie Eichelbuck mit Hangneigungen bis 1 : 2,3 haben sich insbesondere die bautechnischen Vorteile von TREAMin® bewährt, die für einen stabilen Untergrund für eine Asphaltdichtung sorgen. Zusätzlich wird mit dem Einsatz von HMV-Schlacke in einer mineralischen Dichtung ein neuer Verwertungsweg im Sinne der Kreislaufwirtschaft beschritten. TREAMin® trägt somit als Ersatzbaustoff, mit dem auch wirtschaftliche Vorteile erzielt werden können, zur Schonung von natürlichen Ressourcen bei.

LITERATUR

- DepV (2009) Deponieverordnung – Verordnung über Deponien und Langzeitlager vom 27.4.2009. *Bundesgesetzblatt* G 5702 vom 29.4.2009.
- LAGA Ad-hoc-AG „Deponietechnische Vollzugsfragen“ (2005) Grundsätze für die Eignungsbeurteilung unter Verwendung von Abfällen hergestellter mineralischer Dichtungen in Oberflächenabdichtungssystemen von Deponien.
- KrW-/AbfG (1994) Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetz – Gesetz zur Förderung der Kreislaufwirtschaft und Sicherung der umweltverträglichen Beseitigung von Abfällen vom 27.9.1994. *Bundesgesetzblatt* I S 2705 vom 27.9.1994.
- Witt, K.J. & Zeh, R.M. (2004) Maßnahmen gegen Trockenrisse in mineralischen Abdichtungen. In Krarnert (Hrsg.): *Stuttgarter Berichte zur Abfallwirtschaft*, Band 81, März 2004, 83 – 98.
- Witt, K.J. (2005) Unorthodoxe Gedanken zur Eignungsfeststellung von mineralischen Abdichtungskomponenten für Oberflächenabdichtungen von Deponien. *Die sichere Deponie, SKZ – Fachtagung* 2005.
- Gönggröft, A., Berger, W., Tresselt, K. & Miehlisch, G. (2003) Abdichtung von Deponien mit aufbereitetem Baggertgut: Ergebnisse eines mehrjährigen Feldveruches. In: Katzenbach u. Witt (Hrsg.): 1. Symposium Umwelttechnologie der DGGT, Weimar, 2003, *Schriftenreihe Geotechnik*, Heft 10, Universitätsverlag Bauhaus-Universität Weimar, 311 – 323.
- Quandt, T., Berndt, S. & Didik, H. (2003) Deponieoberflächenabdichtungen aus tonvergüteten mineralischen Reststoffen – eine Alternative mit Langzeitwirkung? Ergebnisse einer vergleichenden Untersuchung. *Müll und Abfall*, Ausgabe 09/2003.

Die Kombikapillarsperre – Ein alternatives Kombinationsdichtungssystem

U. Sehrbrock

ICP Braunschweig GmbH, Braunschweig, Deutschland

KURZFASSUNG: Dichtungen in Oberflächenabdichtungssystemen von Deponien werden, wenn sie als endgültige Dichtungssysteme angelegt sind, durch Kombination mineralischer Baustoffe mit z.B. Kunststoffdichtungsbahnen als sog. Kombinationsdichtungen aufgebaut. Durch TA Abfall und TA Siedlungsabfall, bzw. Deponieverordnung (DepV) sowie durch die Richtlinie 1999/31/EG sind derartige Kombinationsdichtungen von der grundsätzlichen Auslegung her als Standard für den Deponiebau in Europa definiert. Eine in ihrer Funktionsweise abgesicherte und in der Fachwelt inzwischen anerkannte und etablierte Alternative zu der Dichtung aus bindigen Erdstoffen ist die Kapillarsperre. Das in diesem Beitrag als Kombi-Kapillardichtung vorgestellte System zeichnet sich dadurch aus, dass die Dichtungsbahn zwischen den Schichten einer Kapillarsperre, Kapillarblock und Kapillarschicht, angeordnet wird. Der untest aufzubauenden Kapillarblock fungiert gleichzeitig als Ausgleichs- und Tragschicht und kann so lange, wie die Konvektionssperre funktionstüchtig ist, ebenfalls als Gasdränschicht genutzt werden. Die über der Dichtungsbahn platzierte Kapillarschicht funktioniert über die Lebensdauer der Konvektionssperre als Dränschicht. Auf diese Weise bleibt bei einer verminderter Anzahl von Schichten das Grundprinzip, eine Kombinationsdichtung einzurichten, bei der die mineralische Komponente nach Versagen der Konvektionssperre die Dichtungsfunktion allein übernimmt, im vollem Umfang erhalten (d.h. TA Si konform).

1 EINLEITUNG

Dichtungen in Oberflächenabdichtungssystemen von Deponien werden häufig durch Kombination verschiedener Materialien als sog. Kombinationsdichtungen aufgebaut. Dazu werden Dichtungselemente, die als Konvektionssperren bezeichnet werden können (z.B. Kunststoffdichtungsbahnen oder Asphalt-dichtungen), mit Dichtungskomponenten aus mineralischen Baustoffen kombiniert. In der TA (Technische Anleitung) Abfall, TASi (Technische Anleitung Siedlungsabfall), bzw. nach Deponieverordnung (DepV) sind derartige Kombinationsdichtungen als Standard für den Deponiebau definiert. Im Anhang 1 der DepV wird jedoch ausdrücklich darauf verwiesen, dass ein Oberflächenabdichtungssystem auch aus gleichwertigen Systemkomponenten oder einer gleichwertigen Kombination der Systemkomponenten des Regelsystems aufgebaut werden kann.

Die Kombinationsabdichtung in einem Oberflächenabdichtungssystem nach TASi besteht aus einer 2,5 mm dicken Kunststoffdichtungsbahn aus PEHD und einer 0,5 m dicken, 2-lagigen mineralischen Dichtung, auf welcher die Dichtungsbahn verlegt wird. Die TASi konforme Kombinationsdichtung funktioniert bei diesem Aufbau nach dem Prinzip, dass die mineralische Komponente dann die Dichtungsfunktion übernimmt, wenn die Dichtungsbahn (Konvektionssperre) versagt. Die beiden Dichtungselemente unterstützen sich also nicht gegenseitig, sondern das eine (mineralische) Element hat nach Versagen des anderen Elementes (Konvektionssperre) die Dichtungsfunktion zu übernehmen. Da die Funktionstüchtigkeit einer Dichtungsbahn als begrenzt anzusehen ist (Versprödung), kommt der mineralischen Komponente der Kombinationsdichtung die Aufgabe zu, die langfristige Dichtungsfunktion zu gewährleisten.

Eine in ihrer Funktionsweise abgesicherte und in der Fachwelt inzwischen anerkannte und etablierte Alternative zu der mineralischen Dichtung aus bindigen Erdstoffen ist die Kapillarsperre. Von der LAGA-Arbeitsgruppe Infiltration von Wasser in den Deponiekörper und Ober-

flächenabdichtungen und -abdeckungen wurde der Kapillarsperre in der am 23. – 24.06.1999 in Nürnberg verabschiedeten Empfehlung attestiert: „Die grundsätzliche Eignung der Kapillarsperre in Deponieoberflächenabdichtungen ist nachgewiesen.“ Entsprechend lautet die Empfehlung der Arbeitsgruppe bezüglich eines Vorschlages zur Anwendung: „– als mineralische Komponente der Regelabdichtung in Deponien der Klasse II und bei Altdeponien (Hausmülldeponien). Entsprechend dem Aufbau einer konventionellen Kombinationsdichtung wurde auch die Kapillarsperre als mineralische Dichtung bereits in verschiedenen Projekten mit einer Dichtungsbahn kombiniert. Die Konvektionssperre wurde dabei unter oder auch, analog zur Kombinationsdichtung entsprechend dem TASI-Regelsystem, über der Kapillarsperre platziert.“

2 KONZEPT KOMBI-KAPILLARDICHTUNG

Die hier im Weiteren vorgestellte Kombi-Kapillardichtung wird aus einer Kapillarsperre und einer Kunststoffdichtungsbahn aufgebaut. Merkmal des Systems ist, dass die Dichtungsbahn zwischen dem Kapillarblock und der Kapillarschicht angeordnet wird (siehe Abb. 1). Auf diese Weise bleibt das Grundprinzip des TASI-Regelsystems, eine Kombinationsdichtung einzurichten, bei der die mineralische Komponente nach Wegfall der Konvektionssperre die Dichtungsfunktion allein übernimmt, im vollem Umfang erhalten (d.h. TASI konform). Bei einer verminderten Anzahl von Schichten fungiert der zuunten aufzubauende Kapillarblock gleichzeitig als Ausgleichs- und Tragschicht und kann so lange, wie die Konvektionssperre funktionstüchtig ist, ebenfalls als Gasdränschicht genutzt werden. Die über der Konvektionssperre (i.d.R. Dichtungsbahn) platzierte Kapillarschicht funktioniert über die Lebensdauer der Dichtungsbahn als Dränschicht. Von dem Zeitpunkt an, ab welchem die Konvektionssperre ihre Aufgabe nicht mehr erfüllen kann, übernehmen die aus mineralischen Materialien bestehenden Komponenten Kapillarblock und Kapillarschicht die Abdichtungsfunktion als Kapillarsperre (siehe Abb. 2).



Abb. 1: Kombi-Kapillardichtung, Ausgangszustand, mit funktionsfähiger Konvektionssperre (Sehrbrock 2003)

Abb. 2: Kombi-Kapillardichtung, Endzustand, nach Ausfall der Konvektionssperre (Sehrbrock 2003)

Bei einer Lebensdauer einer Kunststoffdichtungsbahn von 100 und mehr Jahren, wie dies diesen Produkten heute attestiert wird, überdauert die Dichtungsbahn problemlos die Zeit, in welcher eine Gasproduktion in einer Deponie zu erwarten ist. Die Dichtungsbahn, als gasdichte Membran innerhalb der Kombi-Kapillardichtung, gewährleistet somit ausreichend lange, dass das Gas über eine aktive Gasfassung abgezogen werden kann.

Solange, bis sich nach den ersten Jahren nach Aufbau des Oberflächenabdichtungssystems eine dem Standort entsprechende Vegetation eingestellt hat, stellt die Dichtungsbahn sicher, dass die in dieser Anfangsphase größeren, die Rekultivierungsschicht durchsickernden Wassermengen abgeleitet werden. Nach Etablierung eines optimalen, stabilen Bewuchses, welcher das Wasserspeichervermögen der Rekultivierungsschicht bestmöglich nutzt und verwertet, reduzieren sich die durchsickernden Wassermengen entsprechend, so dass die langfristig verbleibende Kapillarsperre lediglich zur dauerhaften Beherrschung dieser Sickerwassermengen auszulegen ist.

3 FUNKTION

3.1 Grundsätzliches

Eine Kapillarsperre ist gleichzeitig mineralische Dichtung und mineralische Entwässerungsschicht. Innerhalb der Kapillarschicht wird zusickerndes Wasser kapillar gehalten und – sofern

das gesamte System geneigt angelegt ist – lateral hangabwärts geleitet. Ein Absickern in den Kapillarblock wird durch den Unterschied in den Porengrößen der beiden übereinander angeordneten Materialien unterbunden. Die so erreichte Dichtwirkung funktioniert allerdings nur so lange, wie die hydraulische Leistungsfähigkeit des Systems nicht überfordert wird. Wird eine kritische Wassermenge überschritten, kommt es zu einem Durchbruch, und der Anteil des zuzickernenden Wassers, der in der Kapillarschicht nicht mehr gehalten werden kann, läuft in den Kapillarblock ab. Geht die Wassermenge wieder zurück, hört auch die Durchsickerung des Kapillarblocks wieder auf und die Kapillarsperre wirkt wieder in vollem Umfang als Dichtung.

Die Leistungsfähigkeit einer Kapillarsperre wird durch den maximal möglichen lateralen Abfluß in der Kapillarschicht, die sog. Dränkapazität, begrenzt. Die Dränkapazität ist wesentlich abhängig von dem Unterschied in den Saugspannungs-Sättigungsbeziehungen des Kapillarschicht- und Kapillarblockmaterials sowie von der Neigung der Kapillarsperre. Bei gleicher Saugspannung in der Grenzfläche zu Kapillarschicht und -block stellen sich in den beiden Materialien aufgrund der unterschiedlichen Korngrößen unterschiedlich Sättigungsgrade ein. Die Sättigungsgrade sind jedoch entscheidend für die ungesättigte hydraulische Leitfähigkeit der Schichten. So hat ein Sand (Kapillarschicht) bei einem hohen Sättigungsgrad eine um mehrere Zehnerpotenzen höhere ungesättigte Leitfähigkeit als ein Kies (Kapillarblock), so dass das zuzickernde Wasser entsprechend in der Kapillarschicht abfließt, siehe dazu auch Kämpf (2000) und von der Hude (1999). Abb. 3 veranschaulicht in einer idealisierten Darstellung den Zusammenhang zwischen Sättigungsgrad S und Saugspannung und hydraulischer Leitfähigkeit k_u für in einer Kapillarsperre einsetzbare Materialien. Die Dränkapazität einer Kapillarschicht wird also durch das Saugspannungsverhalten des Kapillarblocks (der Auflage) mit beeinflusst. Der Einsatz von Materialien, die selbst kapillare Eigenschaften besitzen, als Auflager einer Kapillarschicht reduziert die maximale kapillare Steighöhe in der Kapillarschicht und damit die Dränkapazität. Entsprechend gewährleistet ein Abschluß der Unterseite einer Kapillarschicht durch eine Grenzfläche, die keine saugenden Eigenschaften besitzt (keine Kapillarität), maximale kapillare Steighöhen in der Kapillarschicht und damit eine bestmögliche Ausnutzung der aufgrund der Materialbeschaffenheit gegebenen Dränkapazität. Wie die in Abb. 4 gezeigte Untertasse, weist auch eine PEHD-Dichtungsbahn – dadurch, dass sie im Unterschied zu einer Körnung keine Hohlräume und Zwickel bietet – bereits aus rein geometrischen Gründen ein geringeres Saugvermögen auf als die Körnung einer (z.B. Kies-)Schicht, die als Kapillarblockmaterial verwendbar ist. Insofern ist eine auf einer Dichtungsbahn aufgebaute Kapillarschicht von der Tendenz leistungsfähiger als eine über einer Kiesschicht eingebaute Kapillarschicht.

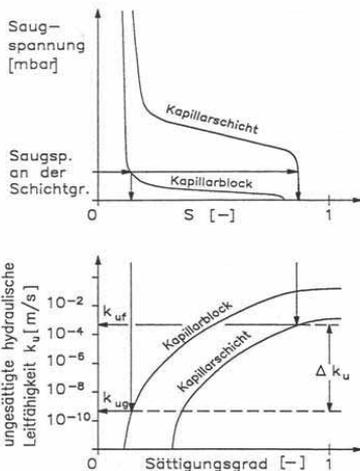


Abb. 3: Abhängigkeit der Saugspannung und der aktuellen hydraulischen Leitfähigkeit k_u vom Sättigungsgrad S (qualitativ), aus von der Hude (1999)

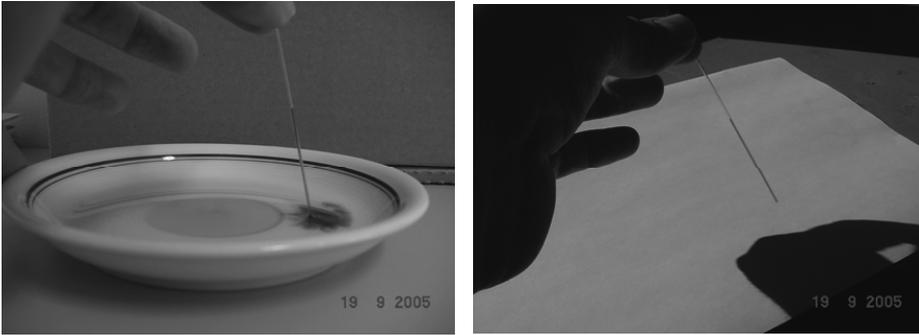


Abb. 4: Kapillare mit maximaler kapillarer Steighöhe (da keine saugende Unterlage)

3.2 Untersuchungen

3.2.1 Allgemeines

Wie kann der Übergang aussehen, von dem Ausgangszustand mit intakter Dichtungsbahn hin zum Endzustand, wenn die Dichtungsbahn ihre Funktion nicht mehr wahrnehmen kann? Die Dichtungsbahn wird im Laufe der Jahre verspröden. Diese Versprödung wird wahrscheinlich dazu führen, dass langfristig Risse in der Dichtungsbahn auftreten. Solange, wie diese Risse nicht größer sind als die Poren der Kapillarschicht, wirkt die gerissene Dichtungsbahn zwangsläufig als Teil dieser Kapillarschicht. Wenn sich die Risse weiter öffnen, wirkt die Dichtungsbahn entweder als Teil des Kapillarblocks oder die Körner der Kapillarschicht fallen hindurch, so dass sich eine Grenzfläche einstellt, die einer Kapillarsperre entspricht.

Am Lehrstuhl Angewandte Geologie der Ruhr-Universität Bochum wurde von Prof. Wohnlich untersucht, ob die Funktion der Kombi-Kapillardichtung in diesem Übergangszeitraum gesichert ist. Dazu wurden in einer 6 m Kipprinne denkbare Extremsituationen nachgebildet, bei der eine in der Grenzfläche eingelegte Dichtungsbahn über verschieden lange Strecken (in Gefällerrichtung, bzw. Fließrichtung gesehen) unterbrochen wurde.

3.2.2 Großflächige Fehlstelle, aus Wohnlich & Bitomsky (2006) und Wohnlich (n.v.)

In einem ersten Versuch zur Untersuchung der Auswirkung von Fehlstellen in der Dichtungsbahn einer Kombi-Kapillarsperre wurde der Effekt einer großflächig über eine Länge von ca. 2 m unterbrochenen Kunststoffdichtungsbahn (KDB) untersucht. Dazu wurde die in der Trennfläche von Kapillarblock und Kapillarschicht eingelegte KDB etwa über das gesamte mittlere Drittel der Kipprinnenlänge unterbrochen, siehe Abb. 5. Der dreieckförmige, sich in Fließrichtung zuspitzende Zuschnitt der Dichtungsbahn wurde gewählt, um für den Fall, dass durch die Dichtungsbahn tendenziell ein Abtropfen des in der Kapillarschicht geführten Wassers begünstigt werden sollte.

Im unteren Drittel wurde wieder eine Dichtungsbahn eingelegt und bis zum unteren Ende der Kipprinne weitergeführt. Das sich in der Kapillarschicht hangabwärts bewegende Wasser hatte so eine ca. 2 m lange Fehlstelle zu passieren.

Im Vergleich mit den Ergebnissen eines mit denselben Materialien und derselben Neigung durchgeführten projektbezogenen Versuches zeigte sich für die Kombi-Kapillardichtung bei diesem Versuch eine vergleichbare Dränkapazität.

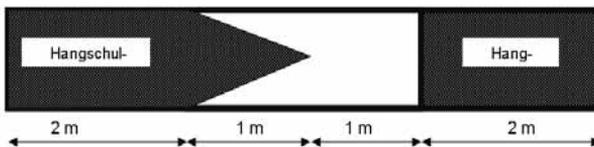


Abb. 5: Anordnung Dichtungsbahn beim Kipprinnenversuch Kombi-Kapillardichtung mit großflächiger Fehlstelle

3.2.3 Fehlstellen unterschiedlicher Ausprägung (Risse verschiedener Breite), aus Wohnlich & Bitomsky (2006) und Wohnlich (n.v.)

In einem zweiten Versuch in der Großrinne wurde untersucht, inwieweit Fehlstellen, die sich aufgrund der aus dem Alterungsprozess einer Kunststoffdichtungsbahn resultierenden Versprödung der Bahn ergeben können, einen negativen Einfluß auf die Funktion des Systems „Kombi-Kapillardichtung“ haben. Dazu wurde in der Kippbinne eine Dichtungsbahn zwischen Kapillarblock und -schicht eingelegt, die mit einem Stoß, einem Spalt von 2 mm und einem weiteren von 20 mm insgesamt drei Fehlstellen aufwies, siehe Abb. 6. Diese drei unterschiedlich ausgeprägten Fehlstellen simulieren einen Riß von seinen ersten Anfängen über eine Aufweitung des Risses bis hin zu einem 20 mm breiten Spalt.

Die als Kapillarblock und -schicht eingebauten Materialien entsprachen wiederum denen, die in dem in Kapitel 3.2.2 beschriebenen ersten Versuch verwendet wurden.

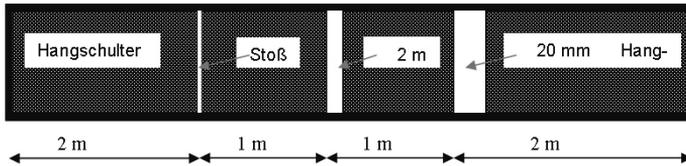


Abb. 6: Anordnung Dichtungsbahn beim 2. Kippbinnenversuch Kombi-Kapillardichtung mit Fehlstellen unterschiedlicher Ausprägungen

Die in diesem Versuch registrierte Dränkapazität entspricht wiederum im Rahmen der Versuchsgenauigkeit der lateralen Dränkapazität, die bei dem in Kapitel 3.2.2 dokumentierten Versuch festgestellt wurde.

3.2.4 Säulenversuche, aus Wohnlich & Bitomsky (2006) und Wohnlich (n.v.)

Zielsetzung von Säulenversuchen ist es allgemein, stationäre hydraulische Verhältnisse zu untersuchen, um Materialkombinationen vergleichend bewerten zu können.

Zur Untersuchung der Auswirkungen einer bei der Kombi-Kapillardichtung in der Grenzfläche zwischen Kapillarblock und Kapillarschicht eingelegten Dichtungsbahn auf die kapillaren Eigenschaften des Aufbaus wurden Säulenversuche (Innendurchmesser \varnothing 190 mm) in verschiedenen Varianten untersucht:

- Kapillarsperre
routinemäßig war bei diesem Versuch ein feinmaschiges Geogitter zwischen Kapillarblock und Kapillarschicht eingelegt, was den versuchstechnischen Einbau vereinfacht, ohne die kapillaren Verhältnisse zu beeinflussen,
- perforierte Dichtungsbahn in Grenzfläche zwischen Kapillarblock und Kapillarschicht die mit 17 sternförmig angeordneten Löchern \varnothing 6 mm versehene Dichtungsbahn (Agru MST/MSB) wurde mit einem Spalt von ca. 10 mm zu der seitlichen Umwandung zugeschnitten und
- Dichtungsbahn in Grenzfläche zwischen Kapillarblock und Kapillarschicht die unversehrt eingelegte Dichtungsbahn (Agru MST/MSB) wurde mit einem Spalt von ca. 5 mm zur seitlichen Umwandung zugeschnitten.

Die Ergebnisse der vorstehend erläuterten Säulenversuche zeigen,

- dass der als Kapillarschicht eingebaute Sand unabhängig davon, ob er unmittelbar auf dem Kapillarblockmaterial oder auf einer perforierten oder durchgehenden Dichtungsbahn eingebaut ist, innerhalb der Versuchsgenauigkeit vergleichbare kapillare Eigenschaften aufweist.
- dass die kapillaren Eigenschaften einer Sandschicht (Kapillarschicht) nicht dadurch negativ beeinflusst werden, wenn eine Dichtungsbahn in der Grenzfläche zwischen Kapillarblock und Kapillarschicht eingelegt wird.

3.2.5 Zusammenfassende Wertung der Versuchsergebnisse

Die Ergebnisse der vorstehend dokumentierten Versuche belegen,

- dass eine in der Grenzfläche zwischen Kapillarblock und Kapillarschicht eingelegte Dichtungsbahn den Wassertransport in der Kapillarschicht nicht grundsätzlich stört.
- dass die Funktionsweise der Kapillarschicht, auch wenn in der Grenzfläche zwischen Kapillarblock und Kapillarschicht eine Dichtungsbahn eingelegt wurde, grundsätzlich erhalten bleibt.
- dass, wenn die in der Grenzfläche zwischen Kapillarblock und Kapillarschicht eingelegte Dichtungsbahn eine Fehlstelle aufweist, das Wasser in der Kapillarschicht über die Fehlstelle transportiert wird.
- dass die Kapillarschicht eine vergleichbare Dränkapazität aufweist, unabhängig davon, ob in der Grenzfläche zwischen KB und KS eine Dichtungsbahn eingelegt wurde oder nicht.

4 MERKMALE DER KOMBI-KAPILLARDICHTUNG, AUS SEHRBROCK (2003)

4.1 *Dauerhaftigkeit*

Die Kombi-Kapillardichtung besteht, wie die Kombinationsdichtung des TASI-Regelsystems, aus einer Kunststoffdichtungsbahn als Konvektionssperre und einer aus mineralischen Materialien bestehende Komponente. In Bezug auf die grundsätzliche Haltbarkeit der verwendeten Materialien ist daher eine Gleichwertigkeit zum TASI-System gegeben.

Bekannt ist, dass mineralische Dichtungen aus bindigen Materialien langfristig austrocknen können, was eine Erhöhung der Durchlässigkeit bedeutet, bis hin zu Rißbildungen. Da die hydraulischen und mechanischen Eigenschaften der beiden Schichten einer Kapillarsperre dem gegenüber in ihrer Funktion nicht durch Wassergehaltsveränderungen negativ beeinflusst werden, ist die dauerhafte Funktionssicherheit einer Kombi-Kapillardichtung höher einzuschätzen als die einer Regeldichtung.

4.2 *Setzungsunempfindlichkeit*

Die Schichten einer Kombi-Kapillardichtung bestehen aus rolligen Materialien (Sand und Kies). Bei Verformungen des Untergrundes können diese Materialien der Änderung des Auflagers durch Verschiebungen innerhalb des Korngerüsts folgen, ohne dass daraus Veränderungen der hydraulischen oder mechanischen Eigenschaften der Schichten resultieren.

Die Platzierung der Kunststoffdichtungsbahn zwischen Kapillarblock und Kapillarschicht sichert eine – für die Funktion der Kapillarsperre wichtige – absolut stetige Grenzfläche. Bei Setzungen des Untergrundes gewährleistet die Dichtungsbahn allein durch ihre Existenz, dass erzwungene Gefügeverschiebungen innerhalb der rolligen Schichten nicht zu einer Störung der zuverlässig durch die Dichtungsbahn gesicherten Grenzfläche führen können.

Die Kombi-Kapillardichtung ist somit eine in hohem Maße setzungsunempfindliche Kombinationsdichtung.

4.3 *Standsicherheit*

Die Kombi-Kapillardichtung besteht mit Kapillarblock, Dichtungsbahn und Kapillarschicht aus drei Schichten. Da unterhalb der Dichtungsbahn Grobsand/Feinkies (Kapillarblock) und oberhalb der Dichtungsbahn Sand (Kapillarschicht) eingebaut wird, ist im Unterschied zur TASI-Regeldichtung keine Schutzlage erforderlich. Daher sind zur Untersuchung der Gleitsicherheit in den potentiellen Fugen lediglich vier Grenzflächen zu betrachten:

- Deponiekörper \leftrightarrow Kapillarblock,
- Kapillarblock \leftrightarrow Dichtungsbahn,
- Dichtungsbahn \leftrightarrow Kapillarschicht und
- Kapillarschicht \leftrightarrow Rekultivierungsboden.

Demgegenüber weist ein TASI-Regelsystem mindestens sechs Trennfugen auf:

- Deponiekörper \leftrightarrow Trag- und Ausgleichsschicht,
- Trag- und Ausgleichsschicht \leftrightarrow mineralische Dichtung,
- mineralische Dichtung \leftrightarrow Dichtungsbahn,
- Dichtungsbahn \leftrightarrow Schutzschicht,

- Schutzschicht \Leftrightarrow Dränschicht und
- Dränschicht \Leftrightarrow Rekultivierungsboden.

Oft ist noch zwischen Trag- und Ausgleichsschicht und mineralischer Dichtung sowie zwischen Dränschicht und Rekultivierungsboden ein Trennvlies sinnvoll, wodurch sich die Zahl der Trennfugen auf acht erhöhen kann.

Je nach Art der eingesetzten Materialien und Dichtungsbahnprodukte ist die Kombi-Kapillardichtung auch bei Neigungen bis 1 : 2,7 standsicher einsetzbar und ist somit in dieser Hinsicht dem TASI-Regelsystem ebenbürtig bzw. überlegen.

4.4 Baubetriebliche Belange

Ein Dichtungssystem mit Kombi-Kapillardichtung besteht grundsätzlich aus einer geringeren Anzahl von Schichten als das TASI-Regelsystem, was den Aufbau naturgemäß vereinfacht. Sowohl der Materialeinsatz, als auch der logistische und maschinentechnische Aufwand lassen sich gegenüber dem beim Aufbau eines TASI-Regelsystems notwendigen erheblich reduzieren.

Da die Kombi-Kapillardichtung aus schüttfähigen, nichtbindigen Materialien aufgebaut wird, ist eine Verdichtung in dem Maße, wie dies für den Aufbau einer Dichtung aus bindigem Material erforderlich ist, nicht notwendig. Die durch den Verteilungsbetrieb beim Ausschleppen der rolligen Materialien eingetragene Energie reicht bei den relativ enggestuften Sanden und Kiesen aus, um eine etwa mitteldichte Lagerung zu gewährleisten.

Der Einbau von Kapillarblock und -schicht ist weitgehend witterungsunabhängig möglich. Arbeitsabläufe und die grundsätzlich ohnehin kürzeren Bauzeiten (gegenüber der für eine mineralische Dichtung) lassen sich somit deutlich besser kalkulieren.

Beim Bau einer konventionellen Kapillarsperre ist die Herstellung einer exakten Grenzfläche zwischen Kapillarblock und -schicht vergleichsweise aufwendig. Dadurch, dass bei der Kombi-Kapillardichtung eine Dichtungsbahn in dieser kritischen Grenzfläche verlegt wird, vereinfacht sich der Bau des Gesamtsystems deutlich. Durch die Dichtungsbahn ist gleichzeitig auch sichergestellt, dass diese Fuge beim weiteren Bauablauf nicht wieder zerstört werden kann.

Durch die Verarbeitung von schüttfähigen Materialien ist die Ausbildung von Anschlüssen an z.B. Gasbrunnen problemlos möglich, da ein Anarbeiten mit Verdichtungsgeräten entfällt. Auch lassen sich Querdränagen in den Böschungsflächen und Anschlüsse an den üblicherweise umlaufenden Randgraben auf einfache Art und Weise herstellen. Abb. 7 zeigt exemplarisch eine Querdränage, bei welcher durch die Ausbildung als Kapillarschott auf einfachste Art eine zuverlässige, vollständige hydraulische Abschottung des oberen Böschungsabschnittes von dem unteren möglich ist.

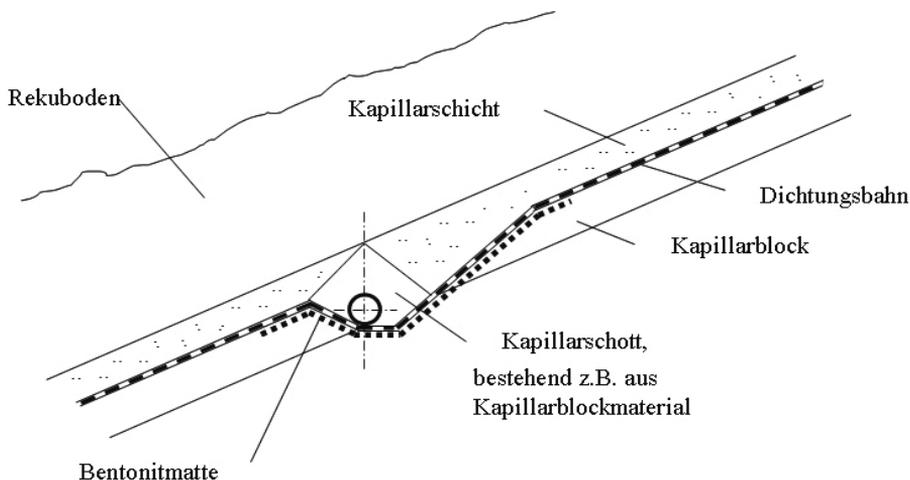


Abb. 7: Ausbildung einer Querdränage als Kapillarschott

4.5 Bemessung

Eine Kombi-Kapillardichtung ist wie eine Kapillarsperre zu bemessen. Wesentliche Größe ist die Dränkapazität. Dieser Parameter ist ein Maß dafür, wieviel Wasser in der Kapillarschicht bei einer gegebenen Neigung gehalten und transportiert werden kann. Nach der Dränkapazität können Schichtdicke und Entfernung zwischen möglicherweise erforderlichen Querdrägen optimiert werden.

Zur Ermittlung der Dränkapazität werden Kipprinnen eingesetzt, in denen die Verhältnisse im Maßstab 1 : 1 untersucht werden können.

Die Mindestneigung für den sinnvollen Einsatz einer Kapillarsperre liegt, lt. LAGA-Arbeitsgruppe etwa bei 1 : 7 (entspricht $\approx 8^\circ$).

4.6 Materialien

Die Kapillarschicht einer Kombi-Kapillardichtung ist aus Sand (in der Regel Mittelsand) auszubilden. Die Schichtdicke lässt sich etwa auf 30 – 40 cm abschätzen.

Der Kapillarblock einer Kombi-Kapillardichtung ist aus Kies (in der Regel Fein- bis Mittelkies) auszubilden. Die Körnung ist auf die der Kapillarschicht abzustimmen. Die Schichtdicke ist unter Berücksichtigung der Durchlässigkeit auf eventuelle Aufgaben als Ausgleichs- und Gasdränschicht auszulegen. Diese Aufgaben bestimmen im wesentlichen die Schichtdicke des Kapillarblocks. Je nach Beschaffenheit und Möglichkeiten bei der Herrichtung der Abfalloberfläche ist von einer erforderlichen Schichtdicke von etwa 15 – 30 cm auszugehen.

Als Dichtungsbahn kann eine 2,5 mm dicke, BAM-zugelassene Dichtungsbahn aus PEHD (glatt oder profiliert) verwendet werden.

4.7 Wirtschaftlichkeit

Ein Vergleich der Kosten für ein Oberflächenabdichtungssystem nach TASI und eines mit einer Kombi-Kapillardichtung fällt dadurch immer positiv für die Variante mit Kombi-Kapillardichtung aus, weil bei dieser Ausführung eine Anzahl von Schichten entfallen kann.

Neben dem Wegfall weniger kostspieliger Schichten, wie Trennvliese und Schutzlage, macht der mögliche Verzicht auf die aus bindigen Materialien hergestellte mineralische Dichtung den wesentlichen Einspareffekt aus. Die konkret einsparbare Summe hängt naturgemäß erheblich von der Verfügbarkeit der benötigten Materialien ab.

Neben den wirtschaftlichen Vorteilen bei den Baukosten ergeben sich für die Kombi-Kapillardichtung auch Kosteneinsparungen aufgrund der versuchstechnisch weniger aufwendigen Qualitätsüberwachung. Eine Überprüfung der Körnungslinien von Kapillarschicht und -block ist grundsätzlich ausreichend. Da die Wirksamkeit der verwendeten mineralischen Materialien, die zuvor im Kipprinnenversuch auf ihre Eignung großmaßstäblich (Maßstab 1 : 1) hin untersucht wurden, könnte auf ein Versuchsfeld in der üblichen Form aus fachlicher Sicht verzichtet werden.

LITERATUR

- Kämpf, M. (2000) *Fließprozesse in Kapillarsperren zur Oberflächenabdichtung von Deponien und Altlasten – Grundlagen zur hydraulischen Bemessung*. Dissertation, Institut für Wasserbau und Wasserwirtschaft, TH Darmstadt.
- Sehrbrock, U. (2003) Kombi-Kapillardichtung, ein alternatives, TA Si konformes Deponie-Oberflächenabdichtungssystem, Abschluss und Rekultivierung von Deponien und Altlasten 2003, *Abfallwirtschaft in Forschung und Praxis*, Bd. 128, ESV.
- von der Hude, N. (1999) *Kapillarsperren als Oberflächenabdichtungen auf Deponien und Altlasten – Laborversuche und Bemessungsregeln*. Dissertation, Institut für Wasserbau und Wasserwirtschaft, TH Darmstadt.
- Wohnlich, S. & Bitomsky, K. (2006) Kombi-Kapillar-Dichtungs-System zur Oberflächenabdichtung von Deponien und Altlasten. 22. Fachtagung *Die sichere Deponie*, Würzburg, 16. – 17. Februar 2006.
- Wohnlich, S. (n.v.) *Versuche zur Kombi-Kapillardichtung*. Nicht veröffentlichte Ergebnisse.

Anwendung von Geogittern bei der Ausführung steiler Oberflächenabdichtungen

W. Pauls & K. Werth

BBG Bauberatung Geokunststoffe GmbH & Co. KG, Espelkamp, Deutschland

A. Post

NAUE GmbH & Co. KG, Espelkamp, Deutschland

KURZFASSUNG: Geogitter sind nicht automatisch Bestandteil des Schutzsystems gegen Infiltration von Niederschlagswasser in den Deponiekörper, sondern sie dienen bei Oberflächenabdichtungen mit einer Neigung steiler 20° oberhalb der Abdichtungsschichten als statisch erforderliches Bauteil zur Aufrechterhaltung der Standsicherheit. Durch die Anwendung von Geogittern wird sichergestellt, dass keine Relativbewegungen und damit Zugbeanspruchungen in die Dichtungs- und Dränschichten eingetragen werden. Diese Anwendung bringt die Forderung mit sich, dass die Geogitter eine kriecharme, robuste Struktur mit ausgeprägt gutem Kraft-Dehnungsverhalten aufweisen sollten. Hierfür sind ausführliche Nachweise vorzulegen. Welche erforderliche Zugfestigkeit das Geogitter mitbringen muss, wird maßgeblich von der Böschungslänge beeinflusst. Der Verlegeplanung muss ein Verankerungskonzept auf Basis statischer Nachweise für alle zu betrachtenden Bereiche und Bauphasen vorausgehen.

1 EINLEITUNG

Deponieoberflächenabdichtungen sollen über sehr lange Zeiträume die Infiltration von Niederschlagswasser in den Abfallkörper und den Austritt von Deponiegas aus dem Abfallkörper kontrollieren. Es handelt sich um geschichtete Systeme aus Erdstoffen und Geokunststoffen. Auf steilen Böschungen ist das Schichtsystem permanent auf Schub beansprucht. Mit der Planung des Abdichtungssystems ist die Standsicherheit für den Bauzustand, den Betriebszustand und für die lange Zeit der Nachsorge bzw. Folgenutzung nachzuweisen.

Der Bruchmechanismus „schichtparalleles Gleiten“ lässt sich für Abdichtungssysteme mit fundamentaler Bodenmechanik physikalisch beschreiben. In der überarbeiteten GDA-Empfehlung 2 – 7 (2008) wird die Nachweismethode nach dem Teilsicherheitskonzept gemäß aktuellem Normenwerk empfohlen. Der Nachweis wird in Anlehnung an die Gesamtstandsicherheit im Grenzzustand 1C (DIN 1054) geführt. Bei Böschungsneigungen steiler als 20° wird erfahrungsgemäß ein Bewehrungselement zur Aufnahme und Abtragung von Defizitzugkräften erforderlich. Im Beitrag soll auf die Besonderheiten einer solchen Bewehrungsanordnung im Hinblick auf Bemessung des Bewehrungselementes, Dimensionierung der Verankerung und Ausführung mit Absicherung von Bauzuständen am Beispiel der Deponie Duisburg-Sudamin eingegangen werden.

2 OBERFLÄCHENABDICHTUNG MIT GEOGITTERN

2.1 Standsicherheitsnachweis

Die Vorgehensweise zur Berechnung der Standsicherheit eines Oberflächenabdichtungssystems nach aktuellem Normenwerk ist ausführlich in GDA E2-7 (2008) und Wudtke et al. (2008) beschrieben.

Der Nachweis ist fundamental vom Reibungsverhalten in den Schichtgrenzen und/oder der Böden selbst abhängig.

Wird im Nachweis der Standsicherheit für ein geplantes Abdichtungssystem der zulässige Auslastungsgrad $\mu > 1,0$ überschritten, so ist ein Bewehrungselement erforderlich, das die in Fallrichtung wirkenden defizitären Schubspannungen entgegengesetzt an der Böschungskrone abträgt. Die Vorgehensweise zur Bemessung von Geogittern und die Dimensionierung der Lastabtragung in Verankerungsgräben sind in EBGEO (2010) beschrieben. In Saathoff & Werth (2005) wird auf die Besonderheiten von steil geneigten Oberflächenabdichtungen am Beispiel der Deponie Furth im Wald eingegangen.

Ob die Defizitzugkraft erf. $F_{B,d} = 20 \text{ kN/m}$ oder 200 kN/m abzutragen hat, hängt maßgeblich von der Böschungslänge ab. Je kürzer die Böschung, desto geringer die Summe der Kräfte von Böschungsfuß bis Böschungskrone. Querszugkräfte spielen im Bemessungsverfahren eine untergeordnete Rolle, da die theoretisch ermittelte Zugkraft je Meter Breite sich auf die Hauptzugrichtung bezieht.

2.2 Nachweis der Bewehrung

Geogitter bestehen aus polymeren Rohstoffen, welche ein elastoplastisches Verhalten aufweisen. Unter Belastung finden nicht nur elastische (Kurzzeit)-Verformungen, sondern auch viskose, zeitabhängige Kriechvorgänge statt. Diese haben bautechnisch relevante Folgen:

- reduzierte Belastbarkeit und/oder
- größere Dehnung der Bewehrung im Vergleich zum Kurzzeitverhalten.

Die Reduzierung der Belastbarkeit kann zum Bruch (Zeitstandbruch) und die Dehnungszunahme (Kriechdehnung) zu unakzeptablen Verformungen des Bauwerkes führen. Bei den Bemessungen dieser Empfehlungen wird der Zeitstandbruch durch die Verwendung eines Abminderungsfaktors A_1 berücksichtigt und die Kriechdehnung durch die Verwendung von Isochronen. Der Zeitstandbruch ist bei Nachweisen des Grenzzustandes der Tragfähigkeit GZ 1 (DIN 1054), d.h. bei Deponieoberflächenabdichtungen, relevant und die Kriechdehnung bei Nachweisen des Grenzzustandes der Gebrauchstauglichkeit GZ 2 (DIN 1054).

Das Kriechen und die Zeitstandfestigkeit von Geokunststoffen sind nach DIN EN ISO 13431 zu prüfen (siehe auch TL Geok E-StB 2005). Nach DIN EN 13431 sind Belastungszeiten von mindestens einem Jahr (10^4 h) vorgesehen. Aus diesen Untersuchungsergebnissen kann produkt- und materialabhängig auf die Funktionsdauer ≥ 100 Jahre extrapoliert werden. Das Ergebnis der Untersuchung sind Kriech- und Zeitstandbruchkurven. Kriechvorgänge sind abhängig

- vom Polymer (Art des Polymers, Rohstoff),
- von seiner Verarbeitung,
- von der Höhe der Zugbeanspruchung,
- von der Belastungsdauer und
- von der Temperatur.

Für die Bemessung der erforderlichen Zugfestigkeit des Geogitters ist der Nachweis gegen einen Bruch der Bewehrung im Grenzzustand GZ1B (DIN 1054) mit den im Grenzzustand GZ1C (DIN 1054) ermittelten Beanspruchungen erf. $F_{B,d}$ zu erbringen. Der Nachweis gegen den Bruch der Bewehrung ergibt sich mit Gleichung (1):

$$F_{B,d} = \frac{F_{B,k}}{A_1 * A_2 * A_3 * A_4} * \frac{1}{\gamma_M} \geq \text{erf. } F_{B,d} \quad (1)$$

$F_{B,d}$	Bemessungswert der Zugfestigkeit des Bewehrungselementes
$F_{B,k}$	charakteristische Kurzzugfestigkeit des Bewehrungselementes
erf. $F_{B,d}$	für einen zulässigen Auslastungsgrad erforderlicher Widerstand als erforderliche Zugfestigkeit aus dem Nachweis im Grenzzustand GZ1C
A_1	produktspezifischer Abminderungsfaktor für die Zeitstandfestigkeit (Kriechen des Polymers)

A_2	produktspezifischer Abminderungsfaktor für die Beschädigungen durch Transport, Einbau und Verdichtung
A_3	produktspezifischer Abminderungsfaktor für die Verarbeitung (Verbindungen, Anschlüsse an Bauteile, etc.)
A_4	produktspezifischer Abminderungsfaktor für Umgebungseinflüsse (Wetterbeständigkeit, Beständigkeit gegen Chemikalien, Mikroorganismen und Tiere)
γ_M	Teilsicherheitsbeiwert für Materialwiderstand; 1,40 (LF1), 1,30 (LF2)

2.3 Nachweis der Verankerung

Das ausgewählte Verankerungskonzept ist unter der Annahme, dass ein Bruch im Boden unterstellt wird, im Grenzzustand GZ1C nachzuweisen. Im Fall eines Verankerungsgrabens ist der Nachweis der ausreichenden Abmessung gegen Herausziehen des Geogitters und zusätzlich der Nachweis gegen Bruch der Böschungskrone zu erbringen.

Die Grenzzustandsgleichungen mit den Teilsicherheitsbeiwerten für Widerstände in den Scherfestigkeiten sowie die Vorgehensweise für beide Teilnachweise sind ausführlich in Wudtke et al. (2008) und EBGEO (2010) beschrieben.

2.4 Konstruktive Besonderheit – Deponie Duisburg-Sudamin

Eine ausführliche Beschreibung der in 2007/2008 durchgeführten Maßnahme zur Errichtung des Landschaftsbauwerkes auf der MHD-Deponie Duisburg-Sudamin ist in Malakou (2009) und Helmke (2008) aufgeführt. Die unteren Böschungen des quasi pyramidenstumpfförmigen Landschaftsbauwerkes wurden in einer Neigung 1 : 2 mit maximalen Längen von ca. 40 m ausgeführt. Im gesamten Böschungsbereich wurde eine Gesamtmächtigkeit der dreischichtigen Rekultivierungsschicht mit $d = 1,60$ m aufgebracht (Abb. 1).



Abb. 1: Befahrung einer 1 : n = 1 : 2 geneigten Oberflächenabdichtung

Im Vorfeld der Ausführung der Oberflächenabdichtung wurde für den in Abb. 2 ausgeführten Dichtungsaufbau eine sorgfältige Analyse des Reibungsverhaltens in allen Schichtgrenzen vorgenommen, um eine sichere Bemessung der Standsicherheit gegen Gleiten durchführen zu können. Die gemäß GDA E3-8 im Scherversuch ermittelten Laborwerte wurden abgemindert (GDA E3-8 (2005) und Blümel & Heinemann (2004)). Auf Grundlage des geringsten charakteristischen Kontaktreibungswinkels $\delta_k = 25,6^\circ$ wurde zum Erreichen des zulässigen Auslastungsgrades eine erforderliche Defizitzugkraft $T_{G,d} = 180$ kN/m (= Bemessungszugfestigkeit erf. $F_{B,d} = 180$ kN/m) ermittelt. Als Geogitter wurde das einaxiale, kriecharme Geogitter Secugrid 400/40 R6 mit einer hohen Dehnsteifigkeit eingesetzt. Die Auslastung des Geogitters beträgt mit Bezug zur Höchstzugkraft nur 45%. Die Gegenüberstellung der ermittelten Defizitzugkraft aus dem Endzustand mit den Bauzuständen unter Einsatz einer Befahrung der Oberflächenabdichtung mit einem Pistenbully zum Einbau der Rekultivierungsschicht (Abb. 2), ergab geringere Defizitzugkräfte nach dem Verfahren Saathoff & Werth (2005).

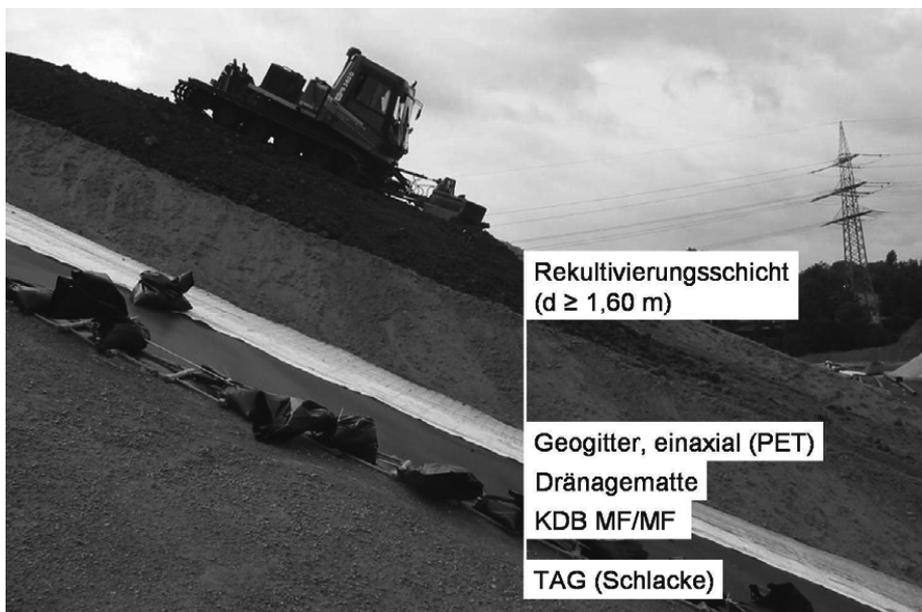


Abb. 2: Einbau des Rekultivierungsbodens mit einem Pistenbully im 1 : n = 1 : 2 geneigten Böschungsbereich (Werth & Witolla 2008)

Die Herausforderung lag im Verankerungskonzept für das Geogitter u.a. unter Berücksichtigung folgender Aspekte:

- Einhaltung der Böschungfalllinie beim Verlegen des Geogitters in den Außen- und Innenkurvenbereichen:
 - Exakte Verlegeplanung zur Reduktion von Geogitterüberlappungen, damit ein optimales Geogitter-Boden-Verbundverhalten beibehalten wird.
 - Herstellen von Flankengräben in den Kurvenbereichen für eine Lastabtragung aus den Seitenböschungen unter Beibehaltung der Falllinie und ohne Mehrfachüberlappungen der Geogitter (Abb. 3).
- Ein Durchlegen des Geogitters in der Berme zwischen zwei Böschungsbereichen ist nicht zulässig, ebenso ist ein Durchlegen des Abdichtungssystems durch Verankerungsgräben allgemein nicht erwünscht (für ein optimales Geogitter-Boden-Verbund-System und Vernachlässigung einer Grabenentwässerung). Bei der Herstellung der Verankerungsgräben im Bermenbereich ist eine Anschlussmöglichkeit zwischen der oberen Böschungabdichtung mit der unterhalb angeordneten Böschungsabdichtung zu schaffen.
 - Im Nachweis ist der Bauzustand mit verfülltem, aber nicht überschüttetem Verankerungsgraben bei Befahrung und Einbau von Boden im belasteten Böschungsbereich abzusichern.

Erstmalig wurde ein Monitoring-System für die Bewehrung unter Einsatz von Dehnungsmessstreifen in einer Oberflächenabdichtung eingerichtet. Dabei wurden zum einen Geogitter zur möglichen späteren Probenahme angeordnet als auch Dehnungsmessstreifen in ausgewählten Bereichen auf die Polyesterflachstäbe in Hauptzugrichtung aufgebracht. Die Messungen werden regelmäßig ausgewertet und die Ergebnisse geben Rückschlüsse auf das Zugkraftverhalten im eingebauten Zustand.



Abb. 3: Ausbildung eines Flankengrabens zur Verankerung des Geogitters im Kurvenbereich

2.5 Zusammenfassende Anforderung/Verankerungskonzept

- Stöße der Geogitter in Hauptzugrichtung, z.B. an der Böschung, sollten ausgeschlossen werden.
- Mehrfachüberlappungen sind in Kurvenbereichen zu vermeiden. Unter Berücksichtigung des Reibungsverhaltens sind Verzahnungsschichten zwischen ggf. erforderlichen Überlappungen zu empfehlen.
- Der Nachweis gegen Bruch der Böschungskrone kann vernachlässigt werden, wenn eine horizontale Lastabtragung unter Auflast vorgesehen wird. Im Nachweis gegen Bruch im Verankerungsgraben sollte der tatsächlich vorgesehene Lagerungszustand der Deckschichten berücksichtigt werden.
- Wird das Dichtungssystem durch den Einbindegraben durchgelegt, sollte eine Ableitung von Stauwasser im Graben vorgesehen werden. Bei der Berechnung der mobilisierbaren Reibungskraft im Geogitter sollte das Reibungsverhalten des Gesamtaufbaus herangezogen werden.
- Die Bewehrung wird zur Abtragung von Defizitzugkräften und Vermeidung von unzulässigen Dehnungen und Zwangsbeanspruchungen im Dichtungssystem angeordnet. Sie mindert damit die destabilisierenden Gewichtskräfte im Abdichtungssystem ab. Die innere Scherfestigkeit der Deckschichten selbst wird dadurch jedoch nicht erhöht.
- Erosionserscheinungen infolge von Starkregenereignissen an noch nicht begrüntem steilen Oberflächenabdichtungen lassen sich durch geeignete Erosionsschutzmaßnahmen verhindern. Weitere Hinweise zur Erosionsanfälligkeit von Rekultivierungsschichten sind in Witt & Johannsen (2009) aufgeführt.
- Bei steilen und langen Böschungen ist der Einsatz eines Pistenbullys zu empfehlen. Bei Oberflächenabdichtungen ohne Bewehrung sollte die Befahrung mit Planiertrauben von unten nach oben erfolgen. Bei Ansatz einer Bewehrung sollte der Einbau der Deckschichten von oben nach unten erfolgen, damit eine straffe Planlage des Geogitters erreicht wird.

3 SCHLUSSFOLGERUNG

Geogitter in Deponieoberflächenabdichtungen nehmen eine Sonderstellung ein, da sie nicht automatisch Bestandteil des Schutzsystems gegen Infiltration von Niederschlagswasser in den Deponiekörper darstellen, sondern oberhalb der Abdichtungsschichten als statisch erforderliches Bauteil zur Aufrechterhaltung der Standsicherheit integriert werden. Die Bemessung hat so zu erfolgen, dass keine Relativbewegungen und damit Zugbeanspruchungen in die Dichtungs- und Dränschichten eingetragen werden. Die Geogitter sollten daher eine kriecharme, robuste Struktur mit ausgeprägt gutem Kraft-Dehnungsverhalten aufweisen. Hierfür sind ausführliche Nachweise vorzulegen. Eine genaue Verlegeplanung der Bewehrungsanordnung ist generell zu empfehlen. Der Verlegeplanung muss ein Verankerungskonzept auf Basis statischer Nachweise für alle zu betrachtenden Bereiche und Bauphasen vorausgehen.

Letztendlich tragen aber vor allem die Qualität der Ausführung und der fachgerechte Umgang mit den Geokunststoffen unter Berücksichtigung dimensionierter Vorgaben für Vorbereitung, Einbau, Verlegeplanung, Überlappung, Stöße, Überschüttung, etc. maßgeblich zu einer sicheren Standsicherheit des Oberflächendichtungssystems für lange Funktionsdauern unter schwierigen geometrischen Randbedingungen bei.

LITERATUR

- Blümel, W. & Heinemann, M. (2004) Zur Berücksichtigung von Adhäsion in Standsicherheitsnachweisen für geneigte Oberflächenabdichtungen mit Geokunststoffen. Tagungsband zur 20. SKZ-Tagung *Die sichere Deponie*, Süddeutsches Kunststoffzentrum, Würzburg.
- DIN 1054 (2005) *Baugrund – Sicherheitsnachweise im Erd- und Grundbau*. Normenausschuss Bauwesen (NABau) im DIN. DIN Deutsches Institut für Normung e.V. 01/2005.
- DIN 4084 (1981) *Gelände- und Böschungsbruchberechnungen*, Abschnitt 11.4, 7/1981.
- DIN 4084 (2002) *Baugrund – Geländebruchberechnungen*. Normenausschuss Bauwesen (NABau) im DIN. DIN Deutsches Institut für Normung e. V. 11/2002.
- DIN EN 1997-1 (2004) *Eurocode 7: Entwurf, Berechnung und Bemessung in der Geotechnik – Teil 1: Allgemeine Regeln*. Normenausschuss Bauwesen (NABau) im DIN. DIN Deutsches Institut für Normung e. V. 11/2004.
- DIN EN ISO 13431 (1999) *Geotextilien und geotextilverwandte Produkte – Bestimmung des Zugkriech- und des Zeitstandbruchverhaltens* 11/1999.
- EBGEO (2010) *Empfehlungen für den Entwurf und die Berechnung von Erdkörpern mit Bewehrungen aus Geokunststoffen der Deutschen Gesellschaft für Geotechnik e.V.*, Verlag Ernst & Sohn, Berlin.
- Helmke, A. (2008) Nachsorge mit einem Hauch von Ewigkeit – Filigrane OFA für das bautechnische Finale einer 100-jährigen Werksablagerung im Ruhrgebiet. 18. *Karlsruher Deponie- und Altlastenseminar*. 8. – 9. Oktober 2008.
- Malakou, E. (2009) *Endgültiger Abschluss der MHD-Deponie Duisburg-Sudamin*. Vortrag und Tagungsband. 6. NAUE Geokunststoffkolloquium, Bad Wildungen.
- Saathoff, F. & Werth, K. (2005): Standsicherheitsnachweise für Oberflächenabdichtungssysteme – Anmerkungen zum Lastfall Einbau geschichteter Systeme mit Geokunststoffen. Tagungsband zur 21. SKZ-Tagung *Die sichere Deponie*, Süddeutsches Kunststoffzentrum, Würzburg.
- TL Geok E Stb-05 (2005) *Technische Lieferbedingungen für Geokunststoffe im Erdbau des Straßenbaus*, FGSV, 2005.
- Werth, K. & Witolla, C. (2008) Standsicherheit von Oberflächendichtungssystemen – geotechnische und hydraulische Interaktion von Rekultivierungsschicht und geosynthetischen Drän- und Filterschichten – Bemessung, Ausführung und Qualitätssicherung. Tagungsband zur 24. SKZ-Tagung *Die sichere Deponie*, Süddeutsches Kunststoffzentrum, Würzburg.
- Witt, K.-J. & Johannsen, R. (2009) Geotechnische und Ingenieurbiologische Maßnahmen von Rekultivierungsböden. Tagungsband. 5. *Leipziger Deponiefachtagung*, 17. – 18. Februar 2009.
- Witt, K.J. & Ramke, H.-G. (2005) Empfehlungen E3-8 *Reibungsverhalten von Geokunststoffen*. Arbeitskreis 6.1 „Geotechnik der Deponiebauwerke“ der Deutschen Gesellschaft für Geotechnik e. V. (DGGT). Bautechnik 82, Heft 9.
- Witt, K.J. & Ramke, H.-G. (2008) Empfehlungen E2-7 *Nachweis der Gleitsicherheit von Abdichtungssystemen*. Arbeitskreis 6.1 „Geotechnik der Deponiebauwerke“ der Deutschen Gesellschaft für Geotechnik e. V. (DGGT). Bautechnik 85, Heft 9.
- Wudtke, R.-B., Werth, K. & Witt, K.-J. (2008) Standsicherheitsnachweis für Oberflächenabdichtungssysteme von Deponien. *Bautechnik* 85, Heft 9.

Beurteilung von Deponieemissionen in Anbetracht der Nachsorgedauer

D. Laner, J. Fellner & P.H. Brunner

TU Wien, Institut für Wassergüte, Ressourcenmanagement und Abfallwirtschaft, Wien, Österreich

KURZFASSUNG: Die Nachsorge einer Deponie ist solange aufrecht zu erhalten, bis keine Gefährdung für Mensch und Umwelt mehr zu erwarten ist. Im Rahmen dieser Arbeit wird eine Methode vorgestellt, die Stofffreisetzungsraten aus dem Abfallkörper mit der langfristigen Funktion der Deponiehülle und den Stoffeinträgen in umliegende Umweltkompartimente verknüpft und somit eine Beurteilung der potentiellen Umweltgefährdung durch eine geschlossene Deponie ermöglicht. Basierend auf einer Analyse beobachteter Emissionen und mobilisierbarer Stoffanteile im Abfallkörper werden Emissionsmodelle entwickelt und im Rahmen verschiedener Szenarien zur Vorhersage potentieller Deponieemissionen verwendet. Die Verknüpfung der unterschiedlichen Aspekte im Rahmen der Beurteilungsmethode wird anhand einer geschlossenen Hausmülldeponie illustriert. Ob die ermittelten Emissionsniveaus als umweltverträglich angesehen werden können, ist in Abhängigkeit lokaler Umweltbedingungen zu evaluieren. Abgesehen von den Emissionsprognosen ist daher die Abgrenzung des zu beurteilenden Deponie-Umwelt-Systems für die Abschätzung notwendiger Nachsorgezeiträume von essentieller Bedeutung.

1 EINLEITUNG

Deponien bedürfen auch nach der Beendigung der Abfallablagerung einer Bewirtschaftung um negative Auswirkungen auf Mensch und Umwelt zu verhindern. Diese Nachsorge umfasst im Wesentlichen die Erfassung und Behandlung von Restemissionen, die Kontrolle des Deponie-körpers und deponietechnischer Einrichtungen sowie alle dafür notwendigen Wartungs- und Instandhaltungsarbeiten und endet mit der behördlichen Feststellung das keine Nachsorgemaßnahmen mehr erforderlich sind (BMLUFW 2008). Kriterien, die eine Beurteilung der Umweltverträglichkeit geschlossener Deponien erlauben, existieren jedoch derzeit nicht. Eine entsprechende Bewertung beruht einerseits auf der Abschätzung des mittel- bis langfristigen Verhaltens abgelagerter Abfälle und damit verbundener Emissionen, sowie andererseits auf der Bewertung der Umweltauswirkung dieser Emissionen.

Im Rahmen dieser Arbeit wird eine Methode vorgestellt, um szenariobasierte Prognosen zum zukünftigen Emissionsverhalten geschlossener Deponien abzuleiten. Die ermittelten Emissionsraten bilden in weiterer Folge die Basis zur Beurteilung der Umweltverträglichkeit der geschlossenen Deponie und somit zur Abschätzung notwendiger Nachsorgezeiträume. Die präsentierten Ergebnisse basieren auf einem Forschungsprojekt zur Entwicklung von Kriterien für die Beurteilung der Umweltverträglichkeit von Deponieemissionen unter dem Aspekt der Nachsorgedauer, dass derzeit von den Autoren bearbeitet wird (Laner, in Ausarbeitung).

2 EMISSIONEN UNTERSCHIEDLICHER DEPONIETYPEN

Viele Untersuchungen zum Emissionsverhalten von Deponien befassen sich mit (ehemaligen) Hausmülldeponien. Einerseits liegt das an der Bedeutung dieses Deponietyps in den letzten Jahrzehnten und andererseits an der Reaktivität der abgelagerten Abfälle. Das Emissionsverhalten dieser Deponien während des Betriebes und in den ersten Jahrzehnten nach Schließung wird durch den biologischen Abbau organischer Abfallbestandteile, welcher zur Produktion von Deponiegas (v.a. CO₂ und CH₄) sowie der Belastung des Sickerwassers mit löslichen organischen

Verbindungen führt, dominiert. Generell liegen auch lösliche Salze, Ammonium-Stickstoff in hohen Konzentrationen sowie Schwermetalle mit niedrigen Konzentrationen im Bezug auf Sickerwassereinleitgrenzwerte vor (vgl. Tab. 1). Obwohl für viele Emissionsparameter abnehmende Trends zu beobachten sind, ist davon auszugehen, dass vor allem im Sickerwasser über lange Zeiträume (viele Jahrzehnte bis Jahrhunderte) umweltrelevante Stoffkonzentrationen auftreten werden (vgl. Belevi 1989, Krümpelbeck 2000, Laner 2010). In erster Linie betrifft dies die Konzentrationen an Ammonium, sowie TOC, Cl und AOX.

Das Emissionsverhalten von Schlackedeponien ist aufgrund der zunehmenden Bedeutung der thermischen Restmüllbehandlung in Österreich von steigendem Interesse. Die hohen Schwermetallgehalte der Müllverbrennungaschen führen zwar, zumindest kurz- bis mittelfristig, aufgrund der minimalen Mobilisierbarkeit kaum zu relevanten Metallkonzentrationen im Sickerwasser, andere Sickerwasserparameter wie lösliche Salze (v.a. Cl), Ammonium, TOC oder AOX liegen jedoch zum Teil über den zulässigen Einleitgrenzwerten (vgl. Tab. 1, Förstner 1997). Die Emissionen über den Gaspfad beschränken sich auf Wasserstoffgas und in geringem Umfang CO₂ und CH₄ (unvollständiger Ausbrand und Abbau von Restorganika in der Schlacke). Baurestmassen stellen mengenmäßig einen bedeutenden Anteil der abgelagerten Abfallmaterialien in Österreich dar. Im Sickerwasser von Baurestmassendeponien spielen vor allem Sulfat, Kalzium, Magnesium, Chlorid, organischer Kohlenstoff sowie Stickstoff eine Rolle (vgl. Tab. 1, Weber 2002). Es ist jedoch zu betonen, dass die jeweilige Sickerwasserqualität einer Baurestmassendeponie stark von der Zusammensetzung und Vorsortierungsgrad der abgelagerten Abfälle abhängt und demnach standortspezifisch zu bewerten ist.

Tab. 1: Mittelwerte und Schwankungsbreiten von Parametern im Sickerwasser verschiedener Deponietypen mit mindestens einem Messwert über den zulässigen Direkteinleitgrenzwerten

Parameter ¹	Ehem. Hausmülldeponien ⁴		Schlackedeponien ⁴		Baurestmassendeponien ⁴		Grenzwerte ³
	Mittelwert ²	Minimum – Maximum	Mittelwert ²	Minimum – Maximum	Mittelwert ²	Minimum – Maximum	
pH [-]	7,9	5,5 – 9,6	8,9	7,3 – 12,1	7,7	5,8 – 8,9	6,5 – 8,5
el. LF [mS/cm]	14,06	0,35 – 50,4	2,67	0,23 – 8,41	3,416	0,53 – 10,0	–
CSB [mg O ₂ /Liter]	4.203	18 – 57.000	397,4	67 – 1.830	132,7	16 – 644	50
BSB ₅ [mg O ₂ /Liter]	1.581	3 – 32.000					10
TOC [mg/Liter]	1.460	0,5 – 28.150	96,9	6,4 – 746	56,1	10 – 196	20
NH ₄ -N [mg/Liter]	1.045	1,1 – 6.200	44,85	0,02 – 180	18,0	ND – 134	10
Cl [mg/Liter]	1.388	11,7 – 9.700	6872	2.260-27.700	336,5	24 – 1760	Toxizität
AOX [mg Cl/Liter]	1,71	0,01 – 38,4	0,49	0,01 – 4,7	0,23	ND – 2,3	0,5
Fe [mg/Liter]	29,2	ND – 3.700					2,0
Zn [mg/Liter]	0,48	ND – 14,9					0,5
As [mg/Liter]	0,04	ND – 0,64					0,1
Cr _{ges} [mg/Liter]	0,58	ND – 9,2					0,5
Cu [mg/Liter]			0,19	0,01 – 2,0			0,5
Ni [mg/Liter]	0,18	ND – 8,8					0,5
Sulfat [mg SO ₄ /Liter]			2.750	ND – 7.920	1.680	77 – 11.970	Standortabh.
Sulfid [mg S/Liter]	0,41	ND – 4	0,36	ND – 4,1	0,09	ND – 0,2	0,5

¹Parameter im Sickerwasser mit mindestens einer Messung über den zulässigen Einleitgrenzwerten.

²Bei der Berechnung der Mittelwerte wurden Messungen unter der Nachweisgrenze als 0 angenommen.

³Grenzwerte für Direkteinleitung in ein Oberflächengewässer lt. AAEV (1996) und AEV-Deponie-sickerwasser (2003)

⁴Insgesamt wurden Messwerte von 32 ehemaligen Hausmülldeponien, 4 Schlackedeponien (Schweizer Standorte, da keine Daten zu österreichischen Monoablagerungen verfügbar waren) und 12 Baurestmassendeponien für die Analysen berücksichtigt (vgl. Laner 2010)

Generell lässt sich aus dem Vergleich ausgewählter Sickerwasserparameter verschiedener Deponietypen in Tab. 1 feststellen, dass sowohl NH₄-N, TOC- bzw. CSB-, als auch Salze (z.B. Cl) im Bezug auf jeden untersuchten Deponietyp hinsichtlich der Sickerwassereinleitung relevant sein können, wogegen Schwermetalle nur vereinzelt ein Problem darstellen. Nichtsdestotrotz ist zu betonen, dass das Emissionsverhalten einer Deponie einzelfallspezifisch zu beurtei-

len ist, da die Qualität der abgelagerten Abfälle, die Heterogenität des Abfallkörpers und der Wasserströmungsverhältnisse oder deponietechnische Faktoren (Schütthöhe, Einbautechnik) einen wesentlichen Einfluss auf die Emissionen aus dem Abfallkörper haben. Eine Methode zur Abschätzung zukünftiger Emissionsniveaus basierend auf den spezifischen Eigenschaften des Deponiekörpers wird im nächsten Abschnitt vorgestellt.

3 ABSCHÄTZUNG VON EMISSIONEN AUS GESCHLOSSENEN DEPONIE

3.1 Vorgehensweise zur Emissionsprognose

Die einzelnen Schritte bei der Abschätzung potentieller Emissionsniveaus aus einer Deponie sind in Abb. 1 schematisch dargestellt. Basierend auf der Erhebung relevanter Informationen zum Deponiekörper und damit verbundenen Emissionen, den technischen Barrieren und den Verhältnissen am Standort werden unterschiedliche Emissionsmodelle entwickelt. Die Analyse beobachteter Emissionsniveaus in Verbindung mit den jeweiligen Randbedingungen (Betriebsphase und Wasserinfiltrationsrate) und direkte sowie indirekte Untersuchungen des Abfallkörpers (vgl. Hoekstra 2009, Döberl 2005) erlauben die Bestimmung emissionsrelevanter Eigenschaften der Abfallablagerung und dienen als Grundlage zur Abschätzung der Emissionscharakteristika unter gleichbleibenden (z.B. Trendextrapolation) oder veränderten Randbedingungen (z.B. Verlauf der Sickerwasserkonzentrationen in Abhängigkeit der Wasserzutrittsrate nach Belevi 1989). Die Emissionsabschätzung unter der Annahme gleichbleibender Bedingungen (= Status Quo) wird erstellt, indem von einer konstanten Barrierefunktion und unveränderten Freisetzungsmechanismen ausgegangen wird (vgl. Abb. 1, 2. Schritt). Für die Extrapolation beobachteter Trends im Sickerwasser bietet sich das Wasser-Feststoff-Verhältnis (W/F) bzw. dessen Änderungsrate als Referenzgröße an, da anhand dieser Maßzahl eine Berücksichtigung der klimatischen Bedingungen, der Oberflächenausgestaltung und der Ablagerungsmächtigkeit möglich ist (Heyer 2005). Allerdings sollte das W/F zur Berücksichtigung inhomogener Wasserströmungsverhältnisse im Deponiekörper angepasst werden, um eine realistischere Beschreibung des tatsächlichen Auswaschzustandes der Deponie bzw. der tatsächlich durchströmten Bereiche zu ermöglichen (vgl. Döberl 2005).

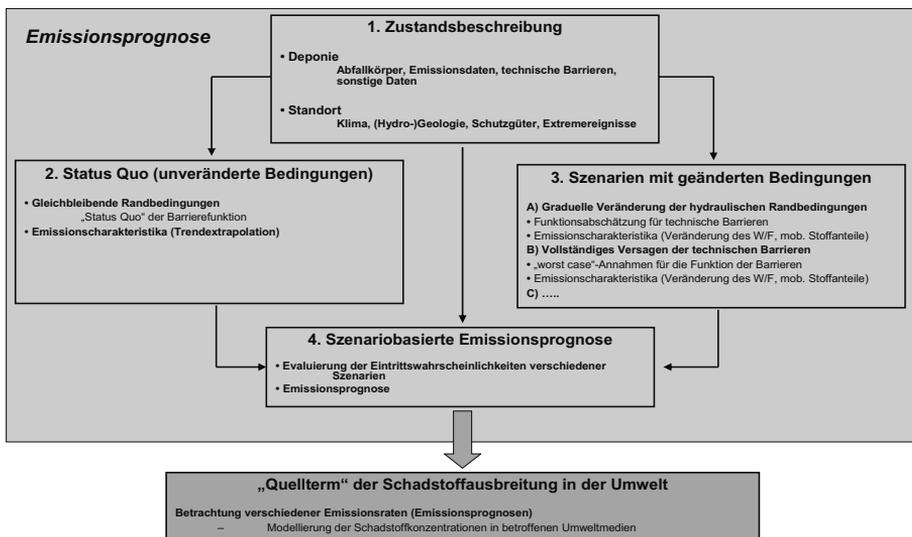


Abb. 1: Vorgehensweise zur Abschätzung zukünftiger Emissionsniveaus aus dem Abfallkörper

Abgesehen von der Fortschreibung des Status Quo werden Emissionsszenarien zur Berücksichtigung veränderlicher Ablagerungsbedingungen und deren Effekt auf zu erwartende Deponieemissionsniveaus entwickelt (vgl. Abb. 1, 3. Schritt). Da die dauerhafte Barrierefunktion es-

sentiell für die Ermittlung der Einwirkungen (in erster Linie Wasserzutritt) auf den Abfallkörper ist, stellt besonders das Szenario einer graduellen Funktionsabnahme der technischen Barrieren an vielen Standorten ein wesentliches Emissionsszenario dar. Basierend auf der der Evaluierung des Barriersystems, der Identifikation und logischen Verknüpfung von Mechanismen, die zum Versagen der Barriere führen können, und der Beurteilung verschiedener Faktoren bezüglich ihres Einflusses auf die Barrierefunktion in unterschiedlichen Zeitperioden wird eine Schätzung für die erwartete Barrierefunktion abgeleitet (vgl. Inyang 2004). Je nach verbliebenem Restemissionspotential im Deponiekörper, Heterogenität der Wasserströmung und Änderungsrate der hydraulischen Randbedingungen wird eine Konzentrationskurve für relevante Sickerwasserparameter beispielsweise anhand des, im Bezug auf die Heterogenität der Wasserströmung angepassten, Modells von Belevi (1989) abgeleitet. In gleicher Weise wie für das Sickerwasser können auch für die Deponiegasproduktion entsprechende Modelle abgeleitet werden. Zusätzlich zur graduellen Abnahme der Barrierefunktion wird auch der schlechteste anzunehmende Fall eines vollständigen Versagens der Barriere bei gleichzeitiger Neuverteilung der Wasserwegigkeit (potentielle Mobilisierung von Stoffen in vorher nicht durchströmten Bereichen, vgl. Döberl 2005) betrachtet. Weitere Szenarien, die im Rahmen der Emissionsschätzung eine Rolle spielen können, sind beispielsweise der Standsicherheitsverlust des Deponiekörpers oder von Deponieteilbereichen, die Überflutung der Deponie für potentiell hochwassergefährdete Standorte, sowie die eher langfristigen Szenarien (Jahrhunderte – Jahrtausende) einer Erosion der Deponieoberfläche oder einer natürlichen Aerobisierung des Abfallkörpers. Je nach Standortverhältnissen und Evaluierungszeitraum können daher unterschiedliche Szenarien bei der Emissionsprognose berücksichtigt werden.

Die Kombination der Szenarien erfolgt schließlich durch die Bestimmung von Eintrittswahrscheinlichkeiten für bestimmte Szenarien und Zeitperioden. Anhand der wahrscheinlichen Szenarien werden potentielle Emissionsraten aus dem Deponiekörper bestimmt und in weiterer Folge, in Verbindung mit der Evaluierung maßgeblicher Freisetzungspfade, als Basis zur Abschätzung der Schadstoffausbreitung in der Deponieumgebung heran gezogen.

3.2 Emissionsabschätzung für die „Hausmülldeponie Breitenau“

Das Feld 1 der Versuchsdeponie Breitenau wird als Fallbeispiel verwendet, um die soeben beschriebene Vorgehensweise zur Abschätzung potentieller Deponieemissionsraten anhand einer geschlossenen Hausmülldeponie zu illustrieren. Feld 1 wurde in den Jahren 1987 und 1988 mit ca. 35.000 Tonnen Hausmüll aus Wien verfüllt und danach mit einer temporären Oberflächenabdeckung versehen. Danach wurde die Deponie im Rahmen verschiedener Forschungsprojekte eingehend untersucht (z.B. Döberl 2005). Diese Arbeiten stellen in der Folge die Basis zur Beurteilung des aktuellen Deponiezustandes und zur Abschätzung zukünftiger Emissionen dar. Im Frühjahr 2009 wurde eine Oberflächenabdichtung laut Deponieverordnung (BMLUFW 2008) installiert. Aufgrund des beobachteten Rückganges der Sickerwasserneubildungsrate ist davon auszugehen, dass zukünftig ca. 0,05% des mittleren jährlichen Niederschlages am Standort als Sickerwasser anfallen werden. Dieser Wert wird auch für die Fortschreibung des Status Quo angenommen, da für diesen Fall von einer unveränderten Funktion der Oberflächenabdichtung ausgegangen wird. Außer der Fortschreibung des Status Quo werden auch Emissionsabschätzungen für die allmähliche Abnahme der Funktion der Deponiehülle und für das vollständige Versagen der Hülle und eine Neuverteilung der Wasserwegigkeit im Abfallkörper betrachtet (vgl. Abb. 2). Für eine eingehende Beschreibung der Szenarioentwicklung, grundlegender Annahmen und Emissionsmodelle wird aus Platzgründen auf den Bericht zur Studie SKUDENA (Laner, in Ausarbeitung) verwiesen. In Abb. 2 werden exemplarisch die szenariobasierten Emissionsabschätzungen (Jahresfrachten) für den Sickerwasserparameter Ammonium dargestellt, da dieser aufgrund der langsamen Konzentrationsabnahme über lange Zeit als problematisch im Hinblick auf geltende Einelitegrenzwerte anzusehen ist (vgl. Tab. 1).

Die Modellschätzungen für die $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentrationen im Sickerwasser aus Feld 1 sind in der Folge nicht dargestellt, werden aber kurz als Grundlage der Frachtberechnung diskutiert. Unter gleichbleibenden Bedingungen (= Status Quo) kommt es nach dem Austrag der Restfeuchte im Deponiekörper (starker Konzentrationsrückgang zu Beginn) zu einer sehr langsamen Abnahme der Konzentrationsniveaus. Nach anfänglich ca. 600 mg/Liter liegen die Konzentrationen nach 300 Jahren noch immer bei über 200 mg/Liter. Für das Szenario einer graduellen Ab-

nahme der Barrierefunktion nimmt die Ammoniumkonzentration im Sickerwasser innerhalb der ersten 60 Jahre von ca. 650 mg/Liter auf 200 mg/Liter ab und geht im Anschluss langsam bis auf ca. 25 mg/Liter nach 300 Jahren zurück. Die schnellste Konzentrationsabnahme weist das Szenario eines vollständigen Barriereversagens auf, da in diesem Fall die größten Wassermengen in den Deponiekörper eindringen und zu einer rascheren Auswaschung löslicher Stickstoffanteile führen. Die Konzentration nehmen hier innerhalb von 10 Jahren von anfangs ca. 350 mg/Liter auf unter 100 mg/Liter ab.

Die jährlichen Stickstofffrachten der Emissionsszenarien sind in Abb. 2 dargestellt und variieren zu Beginn des Prognosezeitraumes zwischen maximal 250 kg/Jahr für das Szenario vollständiges Barriereversagen und ca. 10 kg/Jahr für die graduelle Abnahme der Barrierefunktion und für den Status Quo (Fracht im ersten Jahr höher aufgrund der Dränage gespeicherter Restfeuchte im Abfallkörper). Danach nimmt die Jahresfracht bei unveränderten Bedingungen kontinuierlich ab und liegt nach 300 Jahren bei ca. 3,5 kg/Jahr. Bei gradueller Abnahme der Barrierefunktion steigen die Jahresfrachten in den ersten 30 Jahren an, liegen dann ca. 100 Jahre lang zwischen 30 – 40 kg/Jahr und nehmen schließlich auf ca. 12 kg/Jahr nach 300 Jahren ab. Bei vollständigen Barriereversagen gehen die N-Frachten innerhalb von 20 Jahren auf unter 50 kg/Jahr zurück und nehmen im Anschluss langsam weiter bis auf unter 10 kg/Jahr nach 300 Jahren ab.

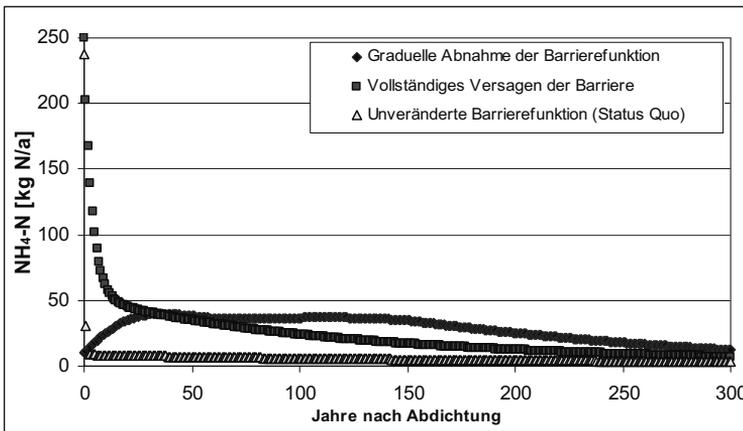


Abb. 2: Stickstofffrachten pro Jahr als Ammonium im Sickerwasser der Deponie Breitenau für drei verschiedene Emissionsszenarien

Die verschiedenen Emissionsszenarien werden in Tab. 2 mit Eintrittswahrscheinlichkeiten für verschiedene Prognosezeiträume belegt. Daraus ist ersichtlich, dass das Szenario einer graduellen Abnahme der Barrierefunktion als maßgeblich für die Abschätzung zukünftiger Emissionsniveaus aus Feld 1 angesehen werden kann, vor allem mittelfristig wird das Eintreten der Szenariobedingungen erwartet. Kurzfristig (einige Jahrzehnte) erscheint auch das Szenario unveränderter Deponiebedingungen plausibel. Das Szenario des totalen Barriereversagens und der Wasserneuverteilung im Abfallkörper wird dagegen innerhalb des Prognosezeitraumes als unwahrscheinlich angesehen und stellt daher eine Obergrenze möglicher Emissionsniveaus dar. Für die prognostizierten NH₄-N-Emissionen zeigt sich, dass die Sickerwasserkonzentrationen aller Szenarien über lange Zeiträume die Direkteinleitgrenzwerte aus Tab. 1 übersteigen. Die N-Frachten im Sickerwasser entsprechen im Vergleich mit Frachten im kommunalen Abwasser (ca. 4 kg/EW.a) bei unveränderten Bedingungen 1 – 2 Einwohnergleichwerten und bei einer graduellen Abnahme der Barrierefunktion zwischen maximal 10 – 3 Einwohnergleichwerten am Ende des Prognosezeitraumes. Inwieweit diese Emissionsniveaus als umweltverträglich angesehen werden können, ist in Abhängigkeit der jeweiligen Freisetzungspfade und in Anbetracht negativer Einflüsse auf vorhandene Schutzgüter zu evaluieren. Je näher an der Emissionsquelle eine Beurteilung anhand eines bestimmten Kriteriums erfolgt, desto konservativer ist diese im Bezug auf die Umweltverträglichkeit.

Tab. 2: Evaluierung der Eintrittswahrscheinlichkeiten für die betrachteten Emissionsszenarien in Abhängigkeit unterschiedlicher Prognosezeiträume

Szenario	Eintrittswahrscheinlichkeit		
	0 – 50 a	50 – 150 a	150 – 300 a
Status Quo	2 – 3	3 – 4	4
Szenario „Graduelle Abnahme der Barrierewirkung“	2	1 – 2	1 – 2
Szenario „Totales Barriereversagen + Wasserneuverteilung“	4	4	4

Skala: 1...erwartet, 2... wahrscheinlich, 3... wenig wahrscheinlich, 4... unwahrscheinlich

4 SCHLUSSFOLGERUNGEN

Im Rahmen dieser Arbeit wurde eine Methode vorgestellt, die Stofffreisetzungsraten aus dem Abfallkörper mit der Funktion der Deponiehülle und den Stoffeintrag in umliegende Umweltkompartimente verknüpft und somit eine Beurteilung der potentiellen Umweltgefährdung durch eine geschlossene Deponie ermöglicht. Aufgrund der Unkenntnis zukünftiger Verhältnisse, dem unvollständigen Verständnis des Deponiesystems und den langen Prognosezeiträumen im Vergleich zu Beobachtungen im Echtmaßstab, wurden Szenarien zur Abschätzung potentieller Emissionsniveaus aus dem Deponiekörper unter der Annahme keiner weiteren Nachsorgemaßnahmen entwickelt. Durch die Zuweisung von Eintrittswahrscheinlichkeiten in Abhängigkeit des Prognosezeitraums können maßgebliche Emissionsszenarien identifiziert und entsprechende Emissionsraten abgeleitet werden. Für eine Beurteilung der Umweltverträglichkeit einer geschlossenen Deponie muss der Einfluss dieser Emissionen auf Schadstoffkonzentrationen an den jeweils maßgeblichen Orten der Beurteilung anhand adäquater Modelle abgeschätzt werden. Dementsprechend kommt der Abgrenzung des relevanten Deponie-Umwelt-Systems für die Bewertung tolerierbarer Emissionsniveaus im Zuge der Abschätzung notwendiger Nachsorgezeiträume entscheidende Bedeutung zu.

LITERATUR

- Belevi, H. & Baccini, P. (1989) Long-Term Behavior of Municipal Solid Waste Landfills. *Waste Management Research* 7(1): 43 – 56.
- Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft (BMLUFW) (2008) *Deponieverordnung*.
- Döberl, G., Fellner, J., Allgaier, G., Brunner, P. H. & Stegmann, R. (2005) *Eine neue Methode zur Charakterisierung des Stabilisierungsgrades großer Altablagerungen*. Technische Universität Wien.
- Förstner, U. & Hirschmann, G. (1997) *Langfristiges Deponieverhalten von Müllverbrennungsschlacken*. FKZ: 1460799A. Hamburg: Technische Universität Hamburg-Harburg.
- Heyer, K.-U. (2005) *Evaluierung und Erstabschätzung von Altablagerungen*. St. Pölten: Niederösterreichische Landesakademie.
- Hoekstra, N., Kruijer, P., Kers, H., van Vossen, W.J., Woelders, H. & Oonk, H. (2009) Throwing light into black boxes: using new characterisation tools for risk assessment of abandoned landfills. In *Sardinia 2009 – Twelfth International Waste Management and Landfill Symposium*, S. Margherita di Pula, Cagliari, Italy: CISA.
- Inyang, H.I. (2004) Peer Reviewed: Modeling the Long-Term Performance of Waste Containment Systems. *Environmental Science & Technology* 38(17): 328A-334A.
- Krümpelbeck, I. (2000) *Untersuchungen zum langfristigen Verhalten von Siedlungsabfalldeponien*. Dissertation thesis, Fachbereich Bauingenieurwesen, BU-Gesamthochschule Wuppertal, Wuppertal.
- Laner, D., Fellner, J. & Brunner, P.H. (2010) *Die Umweltverträglichkeit von Deponieemissionen unter dem Aspekt der Nachsorgedauer*. *Österreichische Wasser- und Abfallwirtschaft* 2010 (7 – 8): 2 – 11.
- Laner, D., Fellner, J. & Brunner, P.H. (in Ausarbeitung) Abschlussbericht zur Studie *Standortbezogene Kriterien zur Beurteilung der Umweltverträglichkeit von Deponieemissionen unter dem Aspekt der Nachsorgedauer*, Technische Universität Wien.
- Weber, W.J., Jang, Y.-C., Townsend, T.G. & Laux, S. (2002) Leachate from Land Disposed Residential Construction Waste. *Journal of Environmental Engineering* 128(3): 237 – 245.

Energieeffiziente Langzeitbelüftung in der Deponienachsorge

M. Ritzkowski

TU Hamburg-Harburg, Institut für Umwelttechnik und Energiewirtschaft, Hamburg, Deutschland

KURZFASSUNG: Altdeponien können entweder durch langjährige anaerobe Abbauprozesse, ggf. in Verbindung mit Stoffauswaschungen, oder durch schnelle und kontrollierte aerobe In-Situ-Stabilisierung in einen emissionsarmen Zustand überführt werden. Zur langfristigen Gewährleistung eines solchen stabilen Emissionszustandes („semi-aerobe Verhältnisse“) können dann Maßnahmen zur energieeffizienten Langzeitbelüftung mittels windgetriebener Be- und Entlüftungseinrichtungen durchgeführt werden. Die langfristige Aerobisierung reduziert nicht nur die verbleibende Deponiegasneubildung sondern kann auch, infolge des Ansaugens von Umgebungsluft in oberflächennahe Bereiche, zu einer Intensivierung der biologischen Methanoxidation beitragen. Weitere potenzielle Anwendungsgebiete bestehen mit Altdeponien, welche im Rahmen einer Folgenutzung z.B. mit Bebauung oder anderen sensiblen Nutzungsformen versehen wurden. Hier können die windgetriebenen Belüftungssysteme sicher und über lange Zeiträume im Sinne der Gefahrenabwehr eingesetzt werden, z.B. in der unmittelbaren Nähe zu bestehenden Gebäuden.

1 EINLEITUNG

Maßnahmen zur aktiven Deponiebelüftung führen zu einer signifikant beschleunigten biologischen Stabilisierung organischer Abfallstoffe im Vergleich zum Stoffumsatz unter anaeroben Bedingungen. Innerhalb eines Zeitrahmens von weniger als 10 Jahren wird die verbleibende organische Substanz zu CO₂ und Wasser umgesetzt, wobei sich sowohl die aktuellen als auch zukünftigen Emissionen des Treibhausgases Methan (CH₄) signifikant verringern (Ritzkowski & Stegmann 2007). Angewendet auf Deponien mit signifikant verminderter Deponiegasproduktion (produzierte Deponiegasmenge kann nicht mehr in konventionellen Gasmotoren zur Strom- und Wärmeerzeugung eingesetzt werden) infolge fortschreitender anaerober Stabilisierung, ermöglicht die In-Situ-Belüftung eine Verkürzung der Deponienachsorge sowie Einsparungen bei deren Umfang.

Die In-Situ-Belüftung stellt somit einen Teil einer Maßnahmenkette zur kontrollierten Deponiestilllegung und Verkürzung der Deponienachsorge dar (Stegmann et al. 2000). Sie setzt zu einem Zeitpunkt an, an dem bereits etwa 80 – 85% des Deponiegaspotenzials im überwiegend anaeroben Milieu abgebaut wurden, die Sickerwasserbelastungen (insbesondere organische Schadstoffe und Ammonium-Stickstoff) jedoch noch auf einem vergleichsweise hohen Niveau liegen. Innerhalb weniger Jahre können nun etwa 90 – 95% des verbleibenden Deponiegaspotenzials beschleunigt und unter kontrollierten Bedingungen (d.h. keine Freisetzung von klimaschädlichem Methan; vermiedene CH₄-Frachten können ggf. als CO₂-Gutschriften angerechnet werden) abgebaut werden, wobei sich neben der Deponiegas- auch die Sickerwasserbelastung signifikant verbessert. Durch die anschließende Integration einer Maßnahme zur In-Situ-Belüftung mittels Windenergie wird ein langfristig stabiler Emissionszustand sichergestellt.

Ein System zur energieeffizienten Langzeitbelüftung wurde 2007 auf der zuvor mittels aktiver Niederdruckbelüftung stabilisierten Altdeponie Kuhstedt in Norddeutschland installiert. Nähere Angaben zur In-Situ-Stabilisierung dieser Deponie sind u.a. in Ritzkowski & Stegmann (2008) zusammengefasst. Im Folgenden werden die Betriebserfahrungen und vorläufigen Ergebnisse zur Langzeitbelüftung dargestellt, welche seit 2007 kontinuierlich betrieben und überwacht wird.

2 ENERGIEEFFIZIENTE LANGZEITBELÜFTUNG

2.1 Randbedingungen

Die Maßnahme zur aktiven Niederdruckbelüftung und Abluftabsaugung der Deponie Kuhstedt mittels strombetriebener Verdichter führte im Rahmen einer 6-jährigen Projektlaufzeit zu einer sehr weitgehenden biologischen Stabilisierung des Abfallkörpers (Ritzkowski et al. 2008). Der Sauerstoffbedarf zum weiteren Abbau der verbliebenen organischen Abfallinhaltsstoffe („Restorganik“) war signifikant gesunken, korrespondierend mit einer Abnahme des Methangas-Bildungspotenzials von ca. 2 Mio. m³ auf nunmehr 110.000 m³ für die gesamte Deponie. Tab. 1 stellt die Entwicklung des Methangas-Bildungspotenzials sowie der stündlichen Methanproduktionsraten im Zuge der aktiven Belüftung zusammenfassend dar.

Tab. 1: Methangas-Bildungspotenzial und stündliche Methanproduktionsraten im Verlaufe der aktiven Belüftung der Altdeponie Kuhstedt

		vor Belüftung	nach 2 Jahren	nach 4 Jahren	nach 6 Jahren
CH ₄ -Potenzial	[m ³]	ca. 2 Mio.	ca. 0,7 Mio.	ca. 0,4 Mio.	ca. 0,1 Mio.
CH ₄ -Produktion	[m ³ /Stunde]	ca. 30			ca. 3

Vor diesem Hintergrund wird in Teilbereichen der Deponie untersucht, inwiefern durch „passive“, stromenergieautarke Maßnahmen eine weitere Aerobisierung möglich ist. Hiefür kommen windbetriebene Rohrentlüfter und Belüftungseinrichtungen zum Einsatz, die an bestehende Gasbrunnen angeschlossen wurden.

Im Rahmen der Untersuchungen wird die Wirkung der windbetriebenen Rohrentlüfter auf eine mögliche Übersaugung des Deponiekörpers sowie die Belüftungsleistung und Effektivität windbetriebener Belüftungseinrichtungen überprüft. Der Einsatz derartiger passiver Systeme kann im Rahmen der Stabilisierung von Altdeponien und Altablagerungen zu einer weiteren Reduzierung der Energie- bzw. Betriebskosten führen, was den technischen und finanziellen Aufwand in der Stilllegungs- und Nachsorgezeit zusätzlich reduziert. Diese Maßnahmen können in der Übergangsphase zwischen der Beendigung der aktiven Stabilisierungsmaßnahmen und der Aufbringung einer endgültigen Oberflächenabdichtung zum Einsatz kommen und in dieser Phase eine weitere Aerobisierung des weitgehend stabilisierten Deponiekörpers bewirken.

Die Installation der passiven, windbetriebenen Belüftungseinrichtungen erfolgte zum Ende der Betriebsphase der aktiven Aerobisierung. Insgesamt wurden zwölf windbetriebene Drei-Meter-Rohrentlüfter sowie zwei windbetriebene Belüftungseinrichtungen installiert. Bei den neu entwickelten windbetriebenen Belüftungssystemen treibt ein Windrad eine Hubkolbenpumpe an. Hierbei wird je Hubbewegung (d.h. Auf- und Abwärtsbewegung) über eine Belüftungsmembran ein Luftvolumen von 100 ml/Kolbenhub verdrängt. Die erzeugte Druckluft wird bestehenden Gasbrunnen zur Sauerstoffversorgung des weitgehend stabilisierten Deponiekörpers zugeführt. Die Anzahl der Kolbenhübe wird mit einem Zähler aufgenommen und bei den Ortsterminen notiert. Über die Anzahl der Kolbenhübe pro Zeit kann der Volumenstrom der Brunnenbelüftung zwischen zwei Ortsterminen ermittelt werden. Der Belüftungsvolumenstrom ist somit von den Windverhältnissen abhängig.

Im Rahmen der Untersuchungen kommen zwei unterschiedliche Belüftungssysteme zum Einsatz. Die Systeme unterscheiden sich in der Masthöhe (4 m und 6 m) und der Konstruktion sowie dem Durchmesser der Windräder, sind jedoch beide auf einfachen Betonfundamenten montiert. Generell eignen sich moderat bewachsene Hügeldeponien wie im Falle der Altdeponie Kuhstedt gut für die Installation der passiven Belüftungseinrichtungen. Darüber hinaus spielen klimatische Einflussfaktoren wie etwa konstante kräftige Windbewegungen eine wichtige Rolle für den erfolgreichen Betrieb der Anlage. In den Abb. 1 und 2 sind beide Systeme zur passiven Be- und Entlüftung schematisch und als Foto dargestellt.

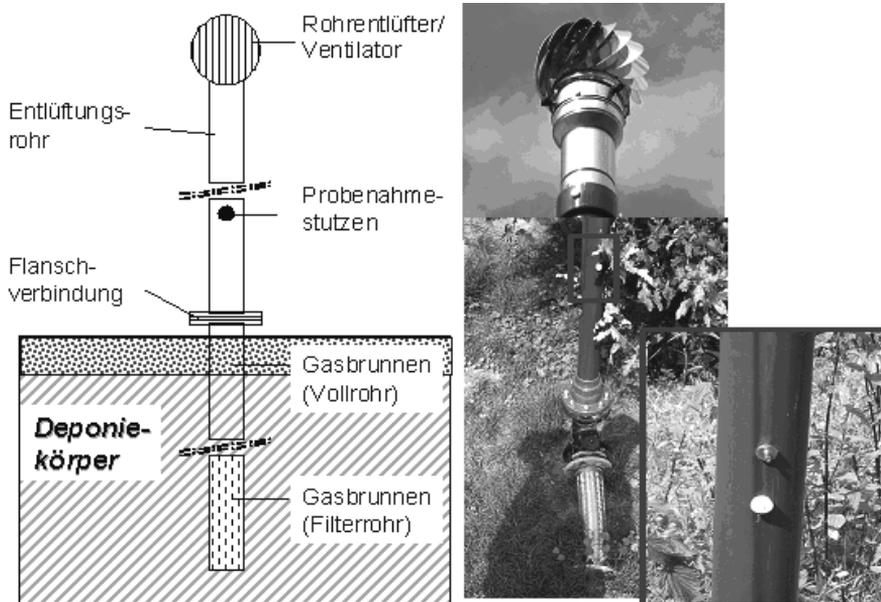


Abb. 1: Schema und Foto eines windbetriebenen Rohrentlüfters auf der Altdeponie Kuhstedt

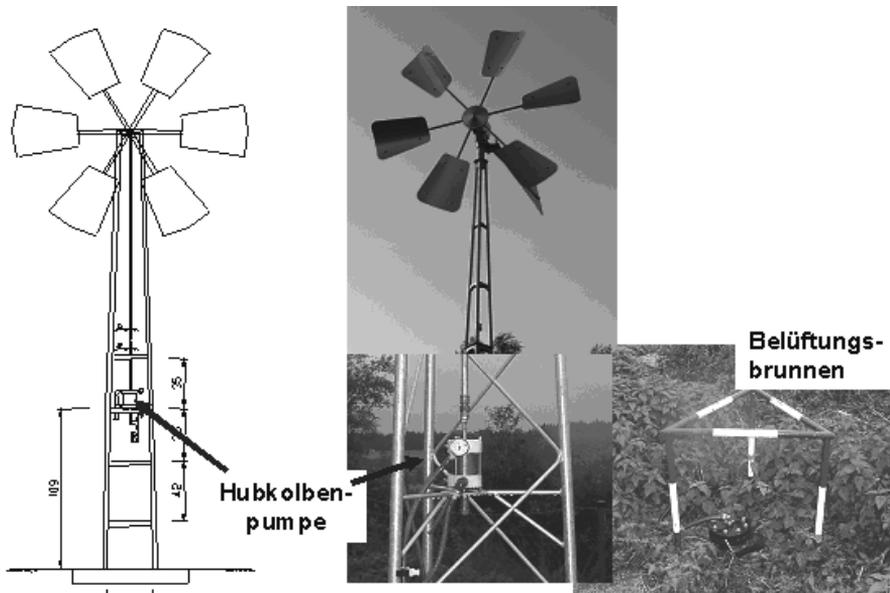


Abb. 2: Schema und Foto des windbetriebenen Vier-Meter-Belüftungssystems auf der Altdeponie Kuhstedt

2.2 Ergebnisse

2.2.1 Windbetriebene Rohrentlüfter

An den windbetriebenen Rohrentlüftern wird in einem Beprobungsrhythmus von 2 – 4 Wochen die Gaszusammensetzung an den Messstutzen der Entlüftungsrohre gemessen und die Rotationsstärke der Rohrentlüfter/Ventilatoren qualitativ beschrieben (z.B. keine, geringe, normale, starke Rotationsbewegung). Nur bei starken Rotationsbewegungen kann ein Volumenstrom mittels Anemometer bestimmt werden. Dieser liegt bei Windgeschwindigkeiten von 2 – 4 Windstärken zwischen 10 – 88 m³/Stunde. Messungen der Volumenkonzentrationen für Methan zeigen Werte zwischen 0 – 4%, für CO₂ zwischen 3 – 16% und für Sauerstoff zwischen 0 – 14%. Bei Windstille und Hochdruckverhältnissen dringt Atmosphärenluft in die Entlüftungsrohre ein, welches als Hinweis auf die sehr geringen Deponiegasproduktionsraten des biologisch stabilisierten Deponiekörpers gewertet werden kann. In Abb. 3 sind beispielhaft der zeitliche Verlauf der Gaszusammensetzung sowie der korrespondierende Gasfluss für einen Gasbrunnen am nordöstlichen Böschungsrand der Altdeponie Kuhstedt dargestellt.

Es wird deutlich, dass die ca. 90%-ige Reduzierung des abgesaugten Gasflusses mit Beginn der passiven Belüftung den Anteil des nicht umgesetzten Luftsauerstoffs (equivalent zum Sauerstoffgehalt in der erfassten Abluft) um ca. 30% reduziert. Die Methankonzentrationen steigen nur kurzzeitig auf Werte über 2 Vol.-% an, liegen im Mittel aber bei lediglich 1,2 Vol.-%.

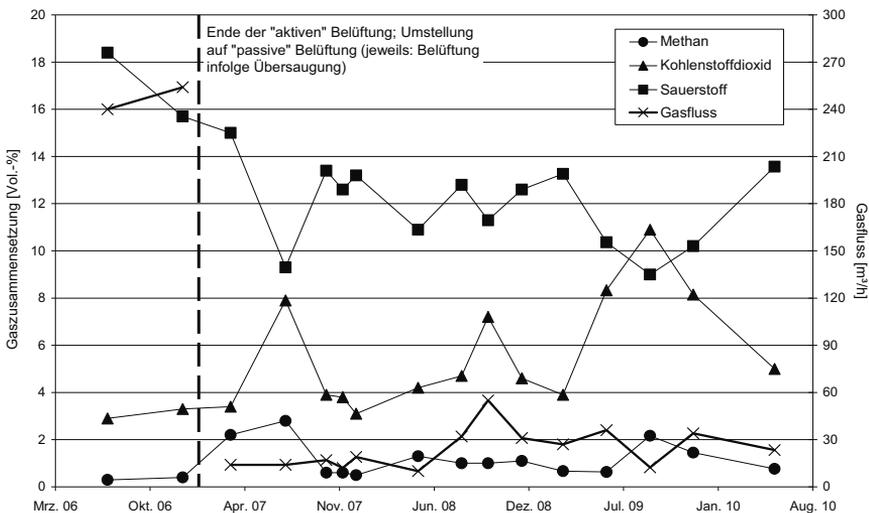


Abb. 3: Zeitlicher Verlauf der Gaszusammensetzung sowie des Gasflusses im passiven Entlüftungssystem am Gasbrunnen B3 im nordöstlichen Böschungsbereich der Altdeponie Kuhstedt – Untersuchungszeitraum: Juli 2006 bis Mai 2010 (2009: Vierteljahresmittelwerte)

2.2.2 Windgetriebene passive Belüftungssysteme

Windgetriebene „passive“ Belüftungssysteme können insbesondere in Deponiebereichen eingesetzt werden, welche während der aktiven Belüftungsphase nicht vollständig biologisch stabilisiert werden konnten. Diese Bereiche weisen folglich noch einen erhöhten Sauerstoffbedarf bzw. ein erhöhtes Deponiegasproduktionspotential auf. Infolge einer geringen, aber andauernden Luftzufuhr kann hier die Etablierung anaerober Milieubedingungen in Verbindung mit einer erneuten Deponiegasbildung, zumindest lokal, vermieden werden.

Die Effizienz und Leistungsfähigkeit der passiven Belüftungssysteme hängt maßgeblich von der gewählten Mast- und Windradkonstruktion ab. Höhere Masten in Verbindung mit großen Windrädern zeigen gute Ergebnisse bei geringen und mittleren Windstärken, müssen jedoch bei Starkwind und heftigen Böen aus dem Wind gedreht werden. Da die Re-Justierung hierbei ggf. manuell erfolgen muss (was wiederum die Anwesenheit eines Mitarbeiters vor Ort erfordert),

vermindert sich die Gesamteffizienz entsprechend. Kleinere Systeme mit geringeren Masthöhen weisen demgegenüber häufig eine automatische Re-Justierung auf, welches die Betriebszeiten wesentlich erhöhen kann.

Im Zuge der passiven Belüftung der Altdeponie Kuhstedt lag die mittlere Belüftungsleistung bei der Vier-Meter-Anlage im Zeitraum Dezember 2007 bis Mai 2010 bei 250 Liter/Stunde bzw. ca. 6 m³/Tag. Der Leistungsbereich lag bei wechselnden Windverhältnissen zwischen 100 – 600 Liter/Stunde bzw. bei 2 – 14 m³/Tag. Bei der Sechs-Meter-Anlage lag die mittlere Belüftungsleistung im gleichen Zeitraum bei 180 Liter/Stunde bzw. ca. 4,3 m³/Tag. Der Leistungsbereich der Sechs-Meter-Anlage lag bei 100 – 400 Liter/Stunde bzw. bei 2 – 10 m³/Tag. Aus diesen Daten ergibt sich eine mittlere, kontinuierliche Belüftungsleistung von 213 Liter/Stunde, welche über zwei Gasbrunnen in die Deponie eingebracht werden.

2.2.3 Auswirkungen der passiven Belüftung auf die Gasphase des Deponiekörpers

Im Rahmen von Stichtagmessungen werden seit 2007 Gaskontrollpegel mittels eines tragbaren Gasanalysegerätes mit dem Ziel beprobt, den Zustand des Deponiekörpers (Gasphase) und die Effizienz der passiven Be- und Entlüftungssysteme nach Beendigung der aktiven Belüftung zu dokumentieren. Auf der Grundlage dieser Monitoringergebnisse erfolgt sodann die Beurteilung, ob mittels der installierten Anlagentechnik eine langzeitige Aerobisierung (sicher) erreicht werden kann.

Die Ergebnisse der bisher durchgeführten Messungen bestätigen sowohl die sehr weitreichende biologische Stabilisierung des Deponiekörpers während der aktiven Belüftungsphase als auch die Eignung der installierten Anlagentechnik zur anschließenden passiven Aerobisierung. So wurden auch etwa 34 Monate nach dem Ende der aktiven Deponiebelüftung im Mittel 6 Vol.-% Sauerstoff sowie jeweils 10 Vol.-% Kohlenstoffdioxid und Methan in der Gasphase detektiert (Mittelwert über alle Messungen). Insgesamt traten bezüglich der Gaszusammensetzung seit dem Ende der aktiven Belüftung nur geringfügige Schwankungen auf, wobei seit Sommer 2008 abnehmende Methankonzentrationen bei gleichzeitig ansteigenden Sauerstoffgehalten beobachtet werden. In der Abb. 4 ist die Gaszusammensetzung (Hauptkomponenten) zusammenfassend für den Zeitraum Dezember 2007 bis Mai 2010 dargestellt.

Die nunmehr vorliegenden Gasverhältnisse entsprechen weitestgehend denen einer semi-aeroben Deponie. Ein solches Milieu bedingt sehr geringe Gasproduktionsraten, welches in Verbindung mit der realisierten Reduktion der abbaubaren organischen Abfallbestandteile die Voraussetzungen für die sichere und dauerhafte biologische Methanoxidation in der Rekultivierungsschicht der Oberflächenabdichtung darstellt (Hupe et al. 2007).

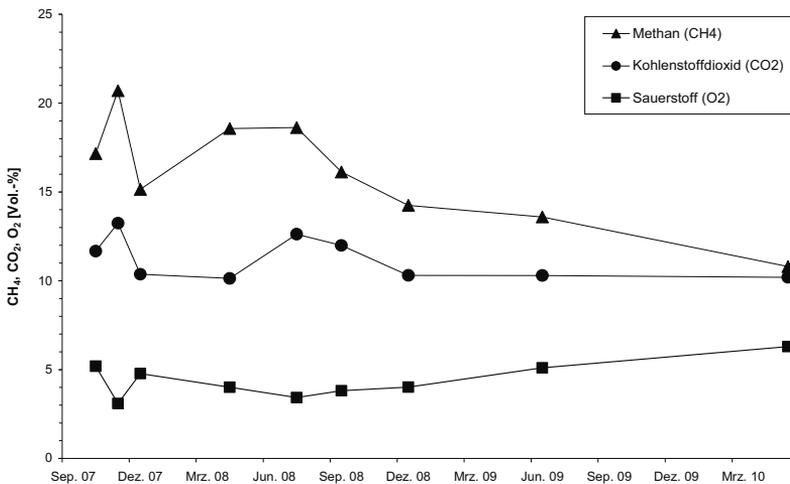


Abb. 4: Gaskonzentrationen (Hauptkomponenten) im biologisch stabilisierten Deponiekörper der Altdeponie Kuhstedt unter dem Einfluss „passiver“ Aerobisierungsmaßnahmen (windgetriebene Be- und Entlüfter) im Zeitraum 2007/2010

3 DISKUSSION UND FAZIT

Systeme zur passiven, windgetriebenen Belüftung auf der Altdeponie Kuhstedt sind seit nunmehr über 1.000 Tage in Betrieb. In diesem Zeitraum traten keine maßgeblichen betrieblichen Störungen auf. Passive Rohrentlüfter liefern insbesondere in windexponierten Deponie-Böschungsbereichen gute Aerobisierungsergebnisse, da hier ein Übersaugungseffekt realisiert werden kann. In Deponie-Plateaubereichen, insbesondere solchen mit verbleibendem Sauerstoffbedarf, können demgegenüber passive Belüftungssysteme installiert werden. Die bisher vorliegenden Erfahrungen zeigen jedoch auch, dass bezüglich der Leistungsfähigkeit der Belüftungssysteme noch weiterer Entwicklungsbedarf besteht. Beide Systeme können ggf. auch in ein Oberflächenabdichtungssystem integriert werden.

Die bisher durchgeführten Kontrollmessungen belegen eindeutig, dass der Deponiekörper durch den Betrieb der passiven Be- und Entlüfter in einem semi-aeroben Zustand gehalten werden kann. Dieser wird mit einem relativ stabilen Sauerstoffanteil in der Deponiegasphase sowie moderaten Methankonzentrationen beschrieben. In der Konsequenz verläuft die Deponiegasproduktion auf einem sehr niedrigen Niveau, welches sicher in der Oberflächenabdeckung biologisch oxidiert werden kann.

Die biologische Methanoxidation in einer Rekultivierungsschicht kann infolge der langfristigen, passiven Belüftung u.U. optimiert bzw. intensiviert werden. Dieses ist mit dem Ansaugen von Umgebungsluft in die oberflächennahen Schichten zu begründen, welches den Oxidationshorizont verbreitert und auch bei ungünstigen klimatischen Bedingungen (z.B. niedriger Umgebungsluftdruck) für eine hinreichende Sauerstoffversorgung der methanotrophen Bakterien sorgen kann.

Zukünftig könnten Windräder auch mit Generatoren zur Erzeugung elektrischer Energie gekoppelt werden, welche ihrerseits kleinere Gebläse zur aktiven Deponiebelüftung antreiben könnten. Derartige Systeme können sowohl zur akuten Gefahrenabwehr als auch zur Stabilisierung kleinerer Altdeponien mit nur noch sehr begrenztem Deponiegasbildungspotenzial eingesetzt werden. Die Effizienz dieser Anlagen würde jedoch sehr weitgehend von klimatischen Gegebenheiten, der Deponielage (windexponierte Standorte wie z.B. Hügeldeponien im flachen Umland) sowie der Möglichkeit zur Energiezwischenlagerung in leistungsfähigen Akkumulatoren bestimmt werden.

LITERATUR

- Hupe, K., Heyer, K.-U., Lüneburg, R., Becker, J.-F. & Stegmann, R. (2007) Methanoxidation an alternativen Oberflächenabdichtungen – Erfahrungen mit Testfeldern auf der Altdeponie Kuhstedt. In: Rettenberger und Stegmann (Hrsg.): Stilllegung und Nachsorge von Deponien. *Trierer Berichte zur Abfallwirtschaft*, Bd. 14, Verlag Abfall aktuell, Stuttgart, 145 – 164.
- Ritzkowski, M. & Stegmann, R. (2007) Controlling greenhouse gas emissions through landfill in-situ aeration. In: *International Journal on Greenhouse Gas Control*, 281 – 288.
- Ritzkowski, M. & Stegmann, R. (2008) Erfolgreiche in-situ Stabilisierung der Altdeponie Kuhstedt mittels Belüftung. In: Lorber et al. (Hrsg.): *DepoTech 2008*. Tagungsband zur 9. DepoTech-Konferenz in Leoben, 12.-14.11.2008, Lorber, Kreindl, Menapace, Müller, Sager, Wruss (Hrsg.), VGE Verlag GmbH, Essen.
- Ritzkowski, M., Heyer, K.-U. & Stegmann, R. (2008) Biologische in-situ Stabilisierung der Altdeponie Kuhstedt/Niedersachsen. In: *Müll und Abfall* 7, 354 – 361. Erich-Schmidt-Verlag GmbH, Berlin.
- Stegmann, R., Hupe, K. & Heyer, K.-U. (2000) *Verfahren zur abgestuften beschleunigten in-situ-Stabilisierung von Deponien und Altablagerungen*. Patent Nr. 10005243. Deutsches Patent- und Markenamt, München.

Aerobisierung von Deponien in der Schweiz – Erkenntnisse aus dem Anlagenbetrieb

A. Bachofner, W. Meier & A. Düring
Dplus AG, St. Gallen, Schweiz

KURZFASSUNG: In der Abfallwirtschaft der Schweiz wurden in den vergangenen 20 Jahren große Anstrengungen unternommen, um die Umweltauswirkungen von Deponien auf ein verträgliches Mass zu reduzieren. Während bei den neuen Deponien der nachsorgearme Zustand mehrheitlich erreicht werden kann, weisen insbesondere die ehemaligen Kehrichtdeponien deutlich erhöhte Emissionswerte auf. Erstmals in der Schweiz wird seit Anfang 2008 die Aerobisierung mittels Depo⁺-Verfahren angewandt, um die Umweltemissionen einer ehemaligen Kehrichtdeponie zu verringern. Dabei wird durch Absaugung im Deponiekörper ein Unterdruck erzeugt, mit dem Ziel, dass der eindringende Luftsauerstoff zu aeroben Bedingungen und damit zu einer Umwandlung der organischen Inhaltsstoffe zu CO₂ führt. Die abgesaugte Menge an Aerobisierungsgas konnte kontinuierlich gesteigert werden und liegt seit Mitte 2009 bei durchschnittlich rund 150.000 m³/Monat. 2009 konnten so knapp 140 Tonnen C über den Gaspfad aus dem Deponiekörper ausgetragen werden. Aus heutiger Sicht lässt sich festhalten, dass sich die aeroben Abbauprozesse auf gutem Niveau etabliert haben. Zudem sind auch erste Auswirkungen auf die Sickerwasseremissionen erkennbar. Der Betrieb der Anlage wird wie geplant noch mehrere Jahre fortgesetzt.

1 DEPONNIEN UND DEPONNIENACHSORGE IN DER SCHWEIZ

1.1 Abfallleitbild der Schweiz

Mit dem heute in der Schweiz geltenden Abfallleitbild wurden 1986 die damaligen Ziele und Grundsätze für die Schweizer Abfallpolitik grundlegend überarbeitet. Das darauf abgestützte Abfallkonzept verfolgt vier grundsätzliche Strategien:

- Vermeiden von Abfällen,
- Vermindern von Schadstoffen bei der Produktion von Gütern,
- Vermindern von Abfällen durch Verwertung und
- Umweltverträgliche Behandlung der verbleibenden Abfälle.

Unter diesen Voraussetzungen wurden in den letzten 20 Jahren die Rechtsgrundlagen umfassend erweitert. Einer der Leitgedanken dabei war, dass aus sämtlichen nicht vermeidbaren Abfällen nur wiederverwertbare oder endlagerfähige Stoffe entstehen. Darüber hinaus sollen umweltgefährdende Stoffe in möglichst konzentrierter und umweltverträgliche Stoffe in möglichst erdkrusteähnlicher Form anfallen.

1.2 Deponietypen

Die umweltgerechte Ablagerung von Abfällen basiert vorsorglich auf dem Multibarrierenprinzip, womit eine Gefährdung von Mensch und Umwelt verhindert werden soll. Darauf basierend wurden in der technischen Verordnung über Abfälle (TVA) für alle drei Deponietypen (vgl. unten) umfangreiche Standortanforderungen definiert. Weiter werden ein fachtechnisch einwandfreier Deponiebau, ein geregelter Deponiebetrieb sowie der Einbau von endlagerfähigen Abfällen verlangt. Die Stoffeinträge von solchen Deponien in die Umwelt (Luft, Wasser, Boden) sollen sowohl kurz- als auch langfristig ohne Nachbehandlung umweltverträglich sein.

In der Schweiz werden folgende Deponietypen unterschieden:

- Inertstoffdeponie (gesteinsähnliche, schadstoffarme Materialien, die beim Auswaschen mit Wasser kaum Schadstoffe abgeben),
- Reststoffdeponie (schwermetallreiche Materialien mit bekannter Zusammensetzung und mit nur geringen organischen Anteilen) und
- Reaktordeponie (übrige für die Ablagerung zugelassene Abfälle; in der Deponie ist mit chemischen und biologischen Prozessen zu rechnen).

1.3 Deponienachsorge

Für die Durchführung der Nachsorgearbeiten sowie die Kostendeckung in der Nachsorge ist grundsätzlich der Deponiebetreiber verantwortlich. Die Behörden sorgen prioritär für die Sicherstellung dieser Kostendeckung in Form einer Sicherheitsleistung oder durch statuarische Bestimmungen mit Kostentragungspflicht für Verbandsgemeinden bei öffentlich-rechtlich organisierten Deponien. Die Berechnung der ordentlichen Nachsorgekosten differiert je nach Kanton (Umfang, Nachsorgedauer), die Kosten für einen allfälligen Störfall (Störfallnachsorge) werden erst recht uneinheitlich bestimmt. Eine nationale Harmonisierung oder eine nationale Lösung für die Störfallnachsorge fehlt.

Als Kriterium zur Entlassung aus der Nachsorge gilt für das Sickerwasser prioritär die Erfüllung der Einleitbedingungen in den Vorfluter (Gewässer) gemäss Gewässerschutzverordnung (GSchV). Hinsichtlich Beurteilung von schädlichen oder lästigen Einwirkungen wird in Analogie zu Altablagerungen die Altlastenverordnung (AltLV) beigezogen, da alle in Betrieb stehenden Deponien sowie die Altablagerungen zumindest als mit Abfällen belastete Standorte gemäss AltLV klassiert sind.

Bei der Deponienachsorge wurde durch die Einführung der Inertstoff- und Reststoffdeponie als Endlagerstätten ein Meilenstein gesetzt. Bei neuen TVA-konformen Deponien zeigt sich, dass der nachsorgearme Zustand mehrheitlich erreicht werden kann, bei Inertstoffdeponien oftmals bereits in der Betriebsphase. Durch die geringen organischen Inhaltsstoffe sind keine Gasemissionen feststellbar und die Einleitbedingungen in den Vorfluter gemäss GSchV werden beim Sickerwasser oftmals erfüllt. Als kritische Parameter zu erwähnen sind dabei die Grenzwerte für den Summenparameter DOC (10 mg C/Liter) und in Reststoffdeponien zusätzlich Ammonium (2 mg N/Liter). Die Grenzwerte für Schwermetalle werden wie erwünscht deutlich unterschritten.

Weniger erfreulich ist die Situation bei Reaktordeponien, welche durchwegs deutlich höhere Emissionswerte wie die Endlagerdeponien aufweisen. Dabei kann differenziert werden zwischen den ehemaligen Kehrrechtdeponien, den Schlackendeponien sowie Reaktordeponien für die übrigen Reaktorstoffe. Hier wird nur auf die ehemaligen Kehrrechtdeponien eingegangen. Bei diesen ist die Problemstellung ähnlich wie in Österreich und Deutschland. Die organischen Inhaltsstoffe führen zu bedeutenden Emissionen über den Gas- als auch Wasserpfad und es ist mit jahrzehntelangen Nachsorgedauern zu rechnen. Abgesehen von der Entgasung sind in der Schweiz keine aktiven Massnahmen gesetzlich gefordert. Sie liegen aber vielfach im Interesse des Deponiebetreibers hinsichtlich einer Reduktion der Umweltemissionen, einer verkürzten Nachsorgedauer sowie einer Reduktion des Schadstoffpotentials.

2 DAS DEPO⁺-VERFAHREN

2.1 Allgemeine Informationen

Das patentierte Depo⁺-Verfahren (aerobe Stabilisierung) vereint die optimierte Nutzung erneuerbarer Energien und die Verbesserung des Langzeitverhaltens von Kehrrecht- und Altdeponien, womit es einen wichtigen Beitrag zum Klima- und Umweltschutz zu leisten vermag.

Im Rahmen des Umweltschutzes gewinnt aufgrund der immer deutlicher werdenden Klimaveränderungen die Ursachenbekämpfung laufend an Bedeutung. Ein wesentlicher Faktor am Klimawandel stellt der anthropogen bedingte Treibhauseffekt dar. Dieser wiederum beruht zu 10 – 25% auf Methangasemissionen. Das Depo⁺-Verfahren verhindert die unkontrollierte Emission von Methan aus Kehrrecht- und Altdeponien in die Atmosphäre und vermag zudem einer-

seits die Deponieentgasung und die Energieausbeute zu optimieren und andererseits die Nachsorgedauer und damit die Nachsorgekosten massgeblich zu reduzieren.

Im Wesentlichen beruht das Depo⁺-Verfahren darauf, einerseits durch die Erzeugung eines Unterdrucks im Deponiekörper eine diffuse Emission von Deponiegas über die Deponieoberfläche zu verhindern, andererseits wird durch den Eintrag von Luft der biogene Abbau beschleunigt. In einer ersten Phase wird so die Produktion von nutzbarem Deponiegas erhöht, in einer zweiten Phase werden durch die vollständige Aerobisierung des Deponiekörpers die noch vorhandenen abbaubaren Stoffe relativ schnell umgewandelt.

Weitere Details und die konkrete Umsetzung des Depo⁺-Verfahrens werden in einem fünfminütigen Kurzfilm auf der Website www.dplus.ch dokumentiert.

2.2 Vorteile des Depo⁺-Verfahrens

Die Vorteile des Depo⁺-Verfahrens sind:

- Verhinderung von Methanemissionen während der Betriebs-, Stilllegungs- und Nachsorgephase,
- Rasche Umwandlung organischer Inhaltsstoffe führt zu einer Verbesserung des Langzeitverhaltens der Deponie,
- Erhöhung des Wirkungsgrades bei der Gaserfassung führt zu einer Verbesserung der Wirtschaftlichkeit der Deponiegasnutzung,
- Kosteneinsparungen, da kein Oberflächenabdichtungssystem notwendig ist und
- Verkürzung der Nachsorgedauer führt zu Einsparungen im Bereich der Betriebs- und Nachsorgekosten.

3 PRAXISBEISPIEL ALTLASTENSANIERUNG BZW. NACHSORGEOPTIMIERUNG

3.1 Grundlegende Informationen

Zur Reduktion der Umweltemissionen einer Kehrichtdeponie wird erstmals in der Schweiz die Aerobisierung mittels Depo⁺-Verfahren angewandt. Bei der Reaktordeponie Sass Grand in Bever ist seit anfangs 2008 eine kombinierte Aerobisierungs- und Entgasungsanlage in Betrieb. Aus den ersten beiden Betriebsjahren lassen sich bereits erste Erkenntnisse ableiten, welche auch für andere Deponiebetreiber interessant sein können, wenn sie Massnahmen zur Intensivierung der biologischen Abbauprozesse treffen müssen.

Die Reaktordeponie Sass Grand liegt im Engadin und damit in einem alpinen Hochtal auf etwa 1.700 m ü.M. und wurde zwischen 1967 – 2000 hauptsächlich mit Kehricht verfüllt. Da der älteste Deponieteil (Etappe 0) über keine Basisabdichtung verfügt, entwässert das Deponiesickerwasser direkt in den angrenzenden Grundwasserstrom sowie über ein Oberflächengewässer in den Inn.

3.2 Sanierungsprojekt

Das Sanierungsprojekt wurde anfangs 2006 genehmigt. Es sieht die Sanierung der Etappe 0 (ca. 300.000 m³) gemäss AltIV mittels einer aeroben Stabilisierung nach dem Depo⁺-Verfahren sowie die gleichzeitige Entgasung der beiden Etappen 1 – 2 (ca. 500.000 m³) gemäss TVA vor. Mit der Aerobisierung der Etappe 0 wird das Ziel verfolgt, durch die aktive Behandlung des Deponiekörpers diesen in einen emissionsärmeren Zustand zu überführen. Die abbaubaren organischen Inhaltsstoffe sollen über den Gaspfad entfernt werden. Dies führt zu einer Mineralisierung und zu einer weitgehenden Inertisierung der ehemaligen Kehrichtdeponie sowie zu geringeren Emissionen über den Wasserpfad. Die spezifischen Sanierungsziele wurden für das Grundwasser im unmittelbaren Abstrombereich beim Deponiefuss, im weiter entfernten Abstrombereich sowie im entlang des Deponiefusses verlaufenden Bach definiert.

Im Jahr 2006 und 2007 wurden – über die Gesamtfläche der Deponie von rund 47.000 m² verteilt – insgesamt fünf neue mehrstufige, tiefenverfilterte Saugpegel erstellt und die drei bestehenden vollverfilterten Gasdome mit einem Ausschäumungsverfahren zu tiefenverfilterten Saugpegeln modifiziert. Zur Überwachung der Abbauvorgänge im Deponiekörper wurden zudem acht mehrstufige Messpegel erstellt.

3.3 Erkenntnisse aus dem Anlagenbetrieb

3.3.1 Absaugleistung und Gaszusammensetzung

Seit Betriebsbeginn Anfang 2008 konnte die abgesaugte Menge an Aerobisierungsgas kontinuierlich gesteigert werden und lag 2009 bei rund 150.000 m³/Monat aus insgesamt drei Saugpegeln (je 3 – 5 m Filterstrecke). Dies entspricht etwa 200 – 250 m³/Betriebsstunde.

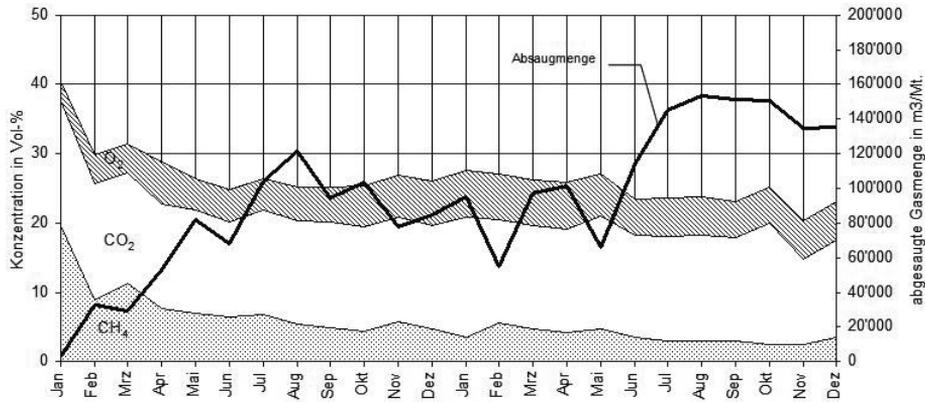


Abb. 1: Absaugleistung und Zusammensetzung des Aerobisierungsgases 2008 – 2009

Die Zusammensetzung des Aerobisierungsgases verbesserte sich innert der ersten vier Monate deutlich, indem die Methankonzentration auf unter 10% sank. Ende 2009 lag die Methankonzentration schliesslich zwischen 2.5 – 3.5 Vol-%. Die Sauerstoffkonzentration liegt mit 5 – 6% leicht über dem Zielwert von 5%. Dies bedeutet, dass rund ein Viertel des Luft-Sauerstoffs, welcher über die angesaugte Aussenluft in den Deponiekörper eintritt, nicht umgesetzt wird. Diese Tatsache lässt den Schluss zu, dass grössere Bereiche der Deponie bereits aerobisiert werden und der Umfang der anaeroben Abbauprozesse bereits deutlich reduziert werden konnte. Aktuell werden über 85% der abgebauten Organik im Deponiekörper unter aeroben Bedingungen zu Kohlendioxid umgewandelt.

3.3.2 Kohlenstoffaustrag

Insgesamt wurde im Jahr 2008 eine Menge von knapp 100 Tonnen C über die Aerobisierung ausgetragen. 2009 konnte die Menge auf rund 140 Tonnen C gesteigert werden.

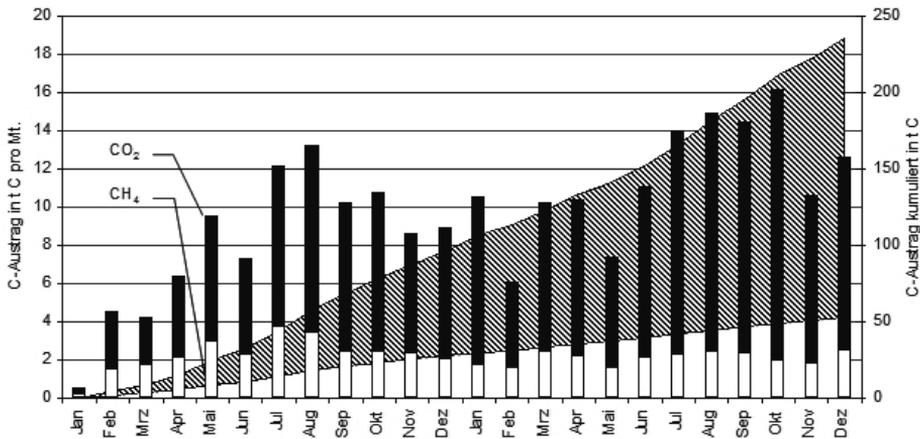


Abb. 2: Kohlenstoffaustrag der Aerobisierung 2008 – 2009

3.3.3 Temperatur Deponiekörper

Voraussetzung für diese erfreulichen Ergebnisse ist, dass die Temperatur im Deponiekörper massiv erhöht werden konnte. Bei den Vorversuchen wurden Temperaturen im Deponiegas von 7 – 12 °C gemessen. Seit Beginn der Absaugung hat sich die Gastemperatur bei den Aerobisierungspegeln und damit der gesamte Deponiekörper der Etappe 0 auf 20 – 35 °C, die ideale Temperatur für die mesophilen Abbauprozesse, erwärmt. Die Erwärmungsphase bis auf 30 °C dauerte fast ein halbes Jahr, damit konnte jedoch das anschließende Winterhalbjahr mit Tagesmitteltemperaturen zwischen -5 °C und -20 °C bestens überstanden werden. Beim stark besaugten Saugpegel D3 konnte sogar eine Temperaturerhöhung bis knapp 40 °C verzeichnet werden. Auch ein Anlagenstillstand in der kältesten Periode dieses Winters hatte kaum einen Einfluss. Innert Stunden lag die Gastemperatur wieder beim Ausgangswert.

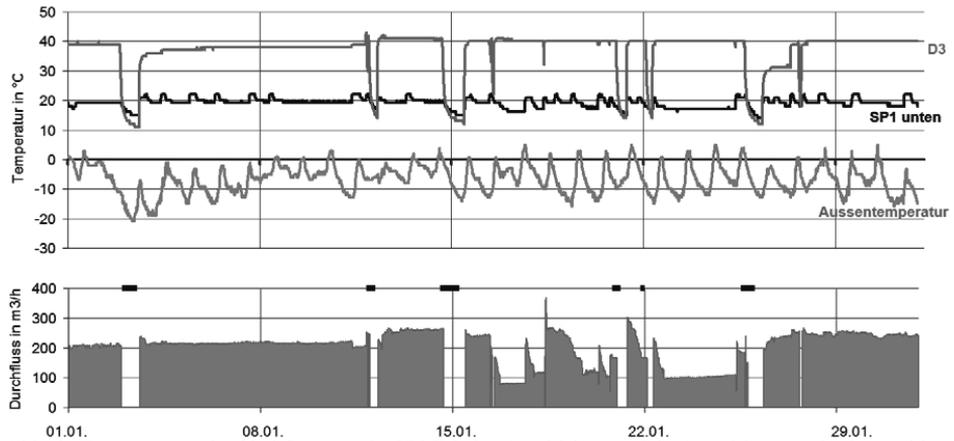


Abb. 3: Temperaturverlauf bei Saugpegeln SP2/D3 der Aerobisierung. Die Auswirkungen der kurzzeitigen Anlagenstillstände bei sehr tiefen Aussentemperaturen sind deutlich erkennbar

3.3.4 Prozess- und Gasesmesstechnik

Die Absauganlage läuft vollautomatisch. Die Prozess- und Gasesmesstechnik zeigt jedoch, dass sich die Prozesse im Deponiekörper vielfach leicht verändern und eine kontinuierliche Anpassung der Regelparameter via Fernwirkung zur Optimierung der Prozesse sinnvoll ist. Ausserdem lassen sich durch veränderte Druck- und Flussverhältnisse die Gaseigenschaften verändern. Dies zeigt sich in Abb. 4, wenn bei reduziertem Durchfluss die Methanwerte im Aerobisierungsgas deutlich ansteigen.

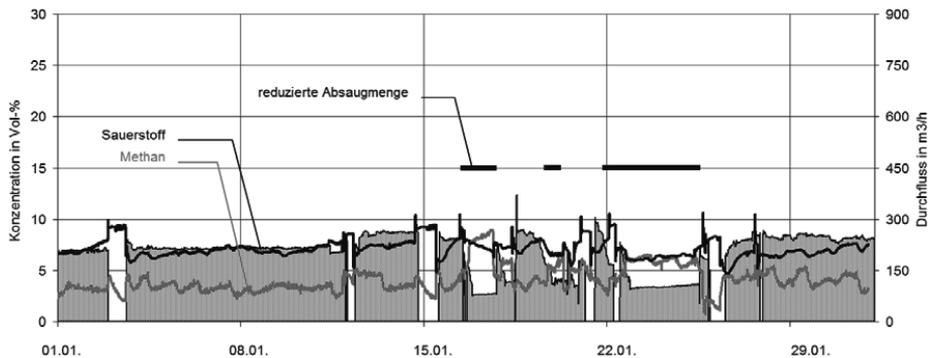


Abb. 4: Prozessmesswerte der Aerobisierungsanlage. Die Auswirkungen bei reduzierter Absaugmenge (Balken) auf Methan- und Sauerstoffwerte sind erkennbar

Ähnliche Feststellungen können bei den Messpegeln im Deponiekörper getroffen werden. Bei einem kurzen Anlagenstillstand, dem damit einhergehenden Abbau des Unterdruckes im Deponiekörper sowie dem fehlenden Aussenlufteintrag steigt der Methangehalt beim MP 1 unten (Messbereich in 29 – 30 m unter OK Terrain) von 10% auf über 40% an. Der während der Absaugung vorhandene Sauerstoff von 1 – 2% ist in kürzester Zeit eliminiert. Bei Wiederinbetriebnahme der Absaugung wird innert Tagesfrist die vorgängige Gaszusammensetzung wieder erreicht.

3.3.5 Effekte auf Grund- und Bachwasser

Ziel der gesamten Massnahmen ist die langfristige Reduktion der Emissionen über den Wasserpfad. Hierzu lassen sich trotz der umfangreichen Grund- und Bachwasserüberwachungen noch keine eindeutigen Aussagen machen. Es ist aber die Tendenz erkennbar, dass wie erwartet zu Beginn der Aerobisierung in Folge der intensivierten Abbauprozesse die Konzentrationen von Salzen und Stickstoff in der Sickerwassererfahne im unmittelbaren Abstrombereich ansteigen und sich die Redox-Verhältnisse verändern. Beim Stickstoff zeigt sich, dass sich das Verhältnis von Ammonium zu Nitrat verschiebt. Die Konzentrationen der untersuchten Schwermetalle (Arsen, Blei, Cadmium, Chrom, Kupfer, Nickel und Zink) liegen mit wenigen Ausnahmen unter der Nachweisgrenze und vollumfänglich weit unterhalb der Sanierungsziele. Veränderungen zum Ausgangszustand sind für die Schwermetalle nicht feststellbar.

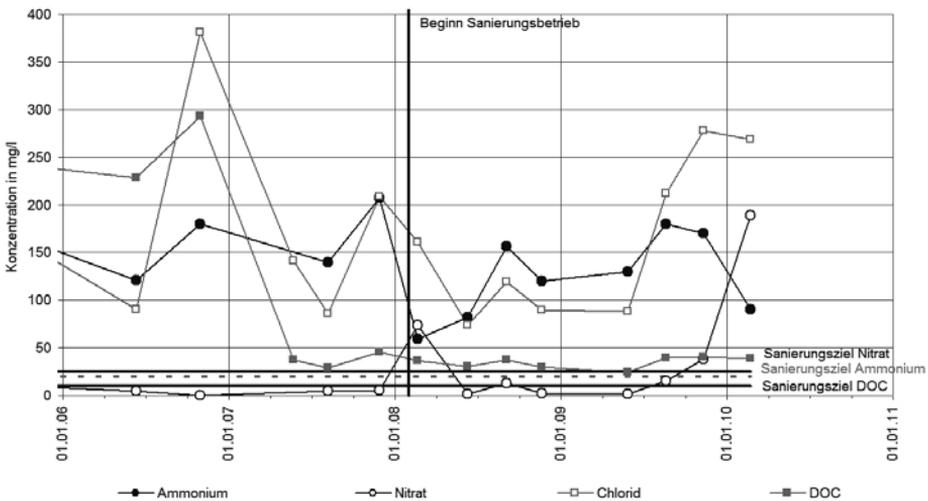


Abb. 5: Verlauf der Ammonium-, Nitrat-, Chlorid- und DOC-Konzentrationen im unmittelbaren Grundwasser-Abstrombereich am Deponiefuss bei KB 11A von 2006 – 2010

4 SCHLUSSFOLGERUNG

Im Rahmen einer Zwischenbilanz lässt sich aus heutiger Sicht festhalten, dass sich die aeroben Abbauprozesse im Deponiekörper der Etappe 0 der Deponie Sass Grand in Bever auf gutem Niveau etabliert haben und ein nahezu ideales Aerobisierungsgas produziert wird. Beim Kohlenstoffaustrag ist noch ein Steigerungspotential vorhanden. Erste Auswirkungen auf die Sickerwasseremissionen sind erkennbar. Der Betrieb der Aerobisierungsanlage wird wie geplant noch einige Jahre fortgesetzt.

Umweltkonforme Nachsorge der Sondermülldeponie Teuftal (CH)

B.M. Müller & J. Zenger
CSD Ingenieure AG, Aarau, Schweiz

M. Semadeni
Basler Chemische Industrie, Basel, Schweiz

KURZFASSUNG: In der Sondermülldeponie Teuftal (SMDT) wurden von 1974 – 1996 rund 25.000 Tonnen Sonderabfälle eingelagert. Beim Einbau wurden neben den technischen Sicherheitsanlagen, wie Mehrfachabdichtungen und verschiedene Drainagesysteme auch große Mengen an Beton verbaut, sodass letztlich ein Bauwerk mit hohem Sicherheitsstandard entstand. 1997 wurde das Bauwerk mit einer Endabdeckung versehen. Das in einem Tank gesammelte Schmutzwasser entspricht dem 1,5-fachen des Niederschlags und wird regelmäßig abgepumpt und in eine Industriekläranlage transportiert. Das Felswasser, welches außerhalb der Abdichtungen gefasst und kontrolliert in den Vorfluter geleitet wird, ist nicht kontaminiert. Im Talsohlen- und Felsgrundwasser im Abströmbereich werden keine Schadstoffe nachgewiesen, die von der Deponie stammen.

Nach dem Expertengutachten zählt die SMDT zu den „sichersten oberirdischen Sondermülldeponien in Europa und nach Beurteilung der zuständigen Umweltbehörden ist die SMDT als umweltverträglich, aber überwachungsbedürftig einzustufen.

1 EINLEITUNG

Bis zur Inkraftsetzung der technischen Verordnung (TVA) im Jahr 1990 galt die auf Bundesebene verfasste Deponierichtlinie 1976 (Richtlinien über allgemeine Anforderungen an Standort, Anlage, Betrieb und Kontrolle von geordneten Deponien). Damals wurden die geordneten Deponien im Rahmen von Stoffklassen I bis IV unterschieden. Das Kriterium der Einteilung in Stoffklassen war immissionsorientiert (Beeinträchtigung des Vorfluters oder der Kanalisation). Vor allem für die Deponieklassen III (häufig Schlacken- und Siedlungsabfalldeponien) und für Klasse IV (Sondermülldeponien) wurden verschärfte Anforderungen an die hydrogeologische Situation des Standortes gestellt. Die Sondermülldeponie (SMD) wurde damals definiert als Deponie bzw. Materialablagerung, dessen Sickerwasser den Anforderungen der eidg. Vorschriften (Gewässerschutzverordnung und Verordnung über Abwassereinleitung) nur unter Einsatz geeigneter technischer Maßnahmen entsprechen konnte. Mit der Technischen Verordnung über Abfälle im Jahr 1990 galt die Vorschrift Sonderabfälle zu behandeln. Die Sondermülldeponien sind seither in der Schweiz keine bewilligten Deponietypen mehr.

2 SITUATION DER SONDERMÜLLDEPONIE IN DER SCHWEIZ

In den 70er Jahren wurden in der Schweiz drei große Sondermülldeponien errichtet, wobei die beiden älteren SMDs Kölliken und Bonfol noch nach anderen technischen Standards erstellt wurden, sodass deren Umweltgefährdung letztlich als nicht mehr akzeptierbar beurteilt wurde. Wie allgemein bekannt, werden diese beiden Deponien in Kölliken und Bonfol heute sehr aufwändig in stützenfreien Hallen saniert (vgl. Beiträge DepoTech 2008).

3 SITUATION UND DEPONIEKONZEPT DER SMDT

Etwa 10 km westlich von Bern an der Aare liegt die Gemeinde Mühleberg, in welcher sich auch eines der fünf Atomkraftwerke der Schweiz befindet. In einer Entfernung von 2 km vom AKW an der Autobahn wurden im Tal Teuftal über Jahrzehnte verschiedene Deponie-Kompartimente errichtet. Eines davon war die SMD Teuftal, welches direkt an die Talsohle grenzt und als riesiges Bauwerk an die Felsen gebaut wurde. Heute wird darüber ein Reststoffkompartiment, talseitig angrenzend ein Schlackenkompartiment und talabwärts werden weitere Kompartimente betrieben. Alle Deponie-Kompartimente sind jeweils allseitig abgedichtet und werden separat entwässert. In der SMDT wurde der Sondermüll in Fässern lageweise einbetoniert.

Erstellt im Jahr 1974 und bis 1996 betrieben wurde die SMDT von den Mitgliedfirmen der „BCI“ (Basler Chemische Industrie). Es sind dies: Ciba Spezialitätenchemie AG (heute BASF Schweiz AG), Novartis International AG, F. Hoffmann-La Roche AG, Rohner AG, SF-Chem AG (heute CABB AG), Clariant Produkte (Schweiz) AG, und Syngenta Crop Protection AG. Letztere hat seit 2001 die Geschäftsführung inne. Die Aufsichtsbehörde ist das Amt für Wasser und Abfall des Kantons Bern.

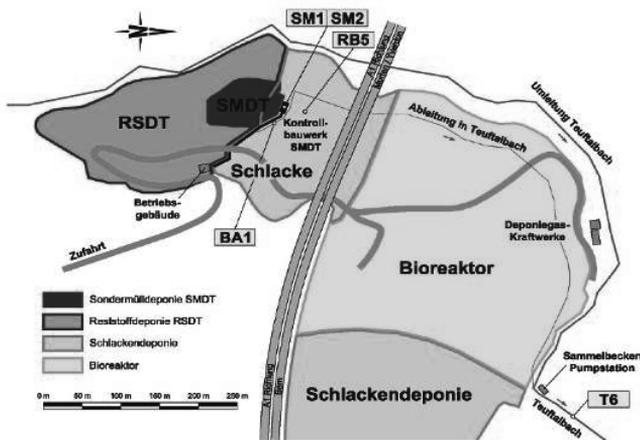


Abb. 1: Situationsplan

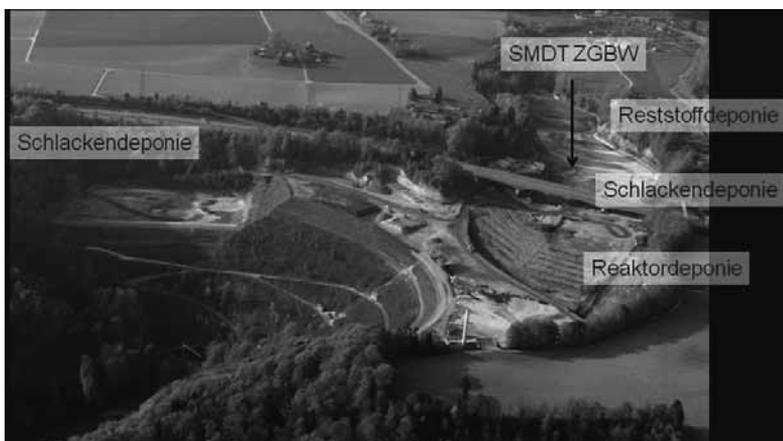


Abb. 2: Luftbild der verschiedenen Deponie-Kompartimente und dem Zugangsbauwerk (ZGBW) der SMDT

4 GEOLOGIE UND HYDROGEOLOGIE

Beim Standort handelt es sich um ein V-förmiges Tal in kaum durchlässigen Molasseschichten, also tonig-mergelige Ablagerungen aus dem Tertiär. Das nächste Grundwasservorkommen, welches für Trinkwasserzwecke geeignet ist, befindet sich 8 km von der Deponie entfernt im Abstrom auf der anderen Seite der Aare.

5 ABDICHTUNGSSYSTEME

Eine Besonderheit der SMDT ist die Kombinationsabdichtung mit Kontrolldrainage, die an der Basis und entlang der Talflanken eingebaut wurde. Der Aufbau ist wie folgt gestaltet: natürlicher Untergrund, Kontrolldrainage/Drainage Sauberwasser, Abdichtungsschicht, Drainage-schicht und Abfälle. Die Abdichtungsschicht wurde als Kombinationsabdichtung mit einer lagenweise, S-förmig eingelegten Polyamidfolie und einer dazwischen liegenden mineralischen Tonabdichtung konstruiert. Der Aufbau ist derart gestaltet, dass die Abdichtungsschicht gegen Verformungen unempfindlich ist, da sie torsionsfähig ist.

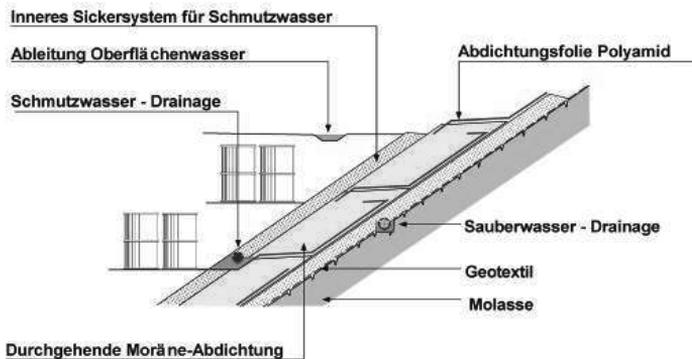


Abb. 3: Aufbau Abdichtungssystem an der Basis

Die Oberflächenabdichtung ist als mineralische Abdichtung mit Neigung zur östlichen Talflanke ausgeführt worden. Über der Oberflächenabdichtung wurde eine Ausgleichsschicht mit nach Westen geneigtem Gefälle eingebracht, welche als Planum für die Basisabdichtung der Reststoffdeponie dient, die über der Sondermülldeponie errichtet wurde.

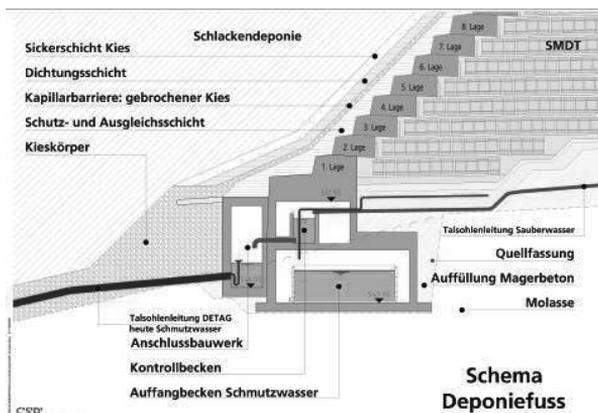


Abb. 4: Schematischer Deponiequerschnitt

6 ART UND EINBAU DER ABFÄLLE

Die SMDT wurde für die Aufnahme von festen, schwer abbaubaren, thermisch stabilen und schwerlöslichen Produktionsrückständen konzipiert, deren Verbrennung schwierig oder damals gar nicht möglich gewesen wäre. Bei den in Fässern eingelagerten Abfällen handelt es sich primär um Filter- und Destillationsrückstände aus der Agro- und Farbstoffproduktion sowie um Harze. Flüssigkeiten wurden nicht abgelagert, weshalb keine flüssigen Abfallstoffe austreten können. Da durch die Ablagerungen auch keine Gasbildung erfolgt, gibt es keine gasförmigen Schadstoffemissionen. Als Betongemisch lose eingebaut, wurden ab 1989 auch Reststoffe aus der Sondermüllverbrennung (beispielsweise Schlacke, Asche, Schamottesteine) sowie leicht kontaminiertes Aushub- und Abbruchmaterial eingelagert.

Die Fässer wurden nach der Eingangskontrolle und Überprüfung der Abfälle sowie einer Bewilligung durch die Kontrollkommission, geordnet auf Betonplatten eingelagert und die Zwischenräume wiederum mit Beton verfüllt. Dieses Vorgehen wurde wiederholt, bis insgesamt 16 Lagen übereinander erstellt waren.

Das effektive Deponievolumen inkl. Abdichtungen, Kontrollbauwerk, etc. beträgt ca. 44.000 m³ (davon 17.000 m³ Abfälle). Die eingebaute Abfallmenge beläuft sich auf 25.000 t. 1975 wurde das erste und 1996 das letzte Fass mit Sonderabfällen eingebaut.

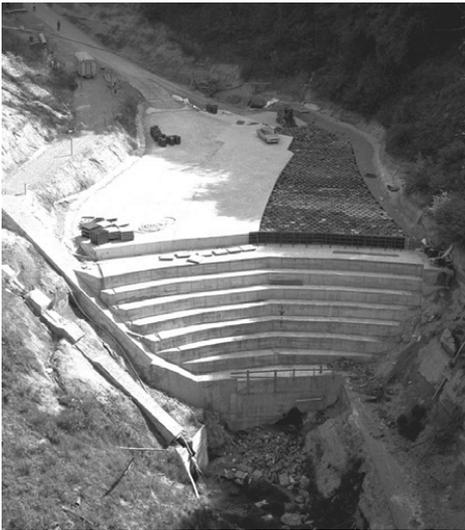


Abb. 5: Foto des Einbaus der Abfälle



Abb. 6: Foto der Betonierarbeiten

7 DIE BAUWERKE UND KOSTEN DER DEPONIE

Die Leitungen der Kontrolldrainage und der Schmutzwasserdrainage münden in ein Kontrollbauwerk am Deponiefuß. Das Kontrollbauwerk wiederum ist über einen schrägen Zugangsschacht als Treppenhaus erschlossen. Im Zugangsbauwerk ist auch die Lüftungsstation untergebracht.



Abb. 7: Foto des Zugangsbauwerks mit einmündenden Leitungen

Die Kosten der Erstellung der Deponie mit ihren Bauwerken lagen 1997 bei rund 15 Mio. Euro*. Die Kosten der Nachsorge (Betrieb, Unterhalt, Monitoring, Risikoanalysen) betragen heute jährlich rund 0,4 Mio. Euro*

(*Umrechnung Juli 2010 mit Euro : CHF 1 : 1,35).

8 EMISSIONEN

Aufgrund der Abfallart und der Einbaumethode gibt es auf der SMDT keine gasförmigen Schadstoffemissionen.

Das kontrolliert abgeführte Schmutzwasser der SMDT mündet am Deponiefuß im Kontrollbauwerk in einen Sammeltank und wird regelmäßig abtransportiert und einer Industriekläranlage zugeführt. Die Mengen sind sehr bescheiden, tendenziell sinkend und liegen im Mittel bei 75 m³/Jahr. Die anfallenden Mengen sind praktisch vollständig von den Niederschlägen entkoppelt.

Das Sauberwasser bzw. der seitliche Zufluss der Talflanken erfüllt die Einleitbedingungen in ein Fließgewässer und wird in den Kontrolldrainagen unterhalb der Kombinationsabdichtung gefasst (ca. 3.800 m³/Jahr). Es wird unter der Schlackendeponie hindurch in den Vorfluter (Teufalbach/Aare) geleitet. Ebenfalls halbjährlich wird das Sauberwasser auf Schadstoffinhalte untersucht.

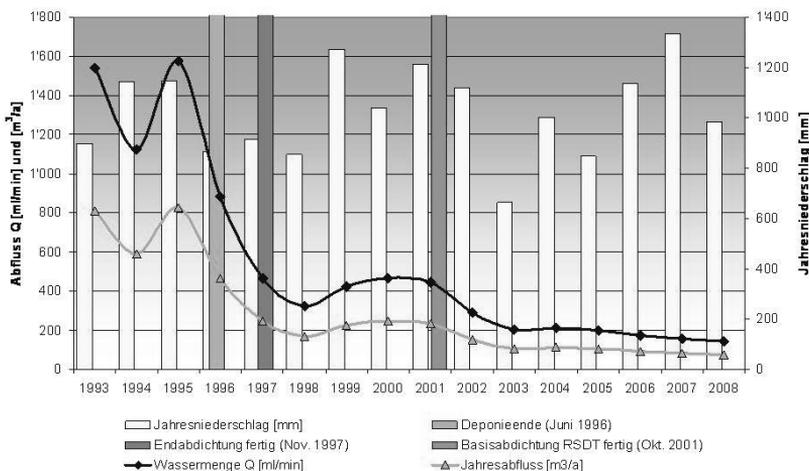


Abb. 8: Entwicklung Abflussmenge Schmutzwasser

Die direkte Überwachung des Grundwassers im Umfeld der SMDT erfolgt über die halbjährlich durchgeführten Probenahmen in vier Beobachtungsstellen. Die bisherigen Resultate sämtlicher Messstellen zeigen, dass das Lockergesteins- und Molassegrundwasser durch die SMDT nicht beeinflusst wird. Im Talsohlen- und Felsgrundwasser im Abströmungsbereich der Deponie können keine Schadstoffe nachgewiesen werden, die von der Deponie stammen.

9 NACHSORGE UND RISIKOANALYSEN

Nach der Schließung und Endabdeckung der SMDT wurde im Jahr 2000 eine umfassende Zustands- und Risikoanalyse erstellt, mit dem Ziel:

- das langfristige Verhalten der Deponie auf der Basis des aktuellen Wissens zu beurteilen,
- allfällige Auswirkungen der Überlagerung durch die Erweiterung der Reststoffdeponie zu berücksichtigen,
- geeignete Kontroll- und Vorsorgemaßnahmen für die Nachsorge abzuleiten, um auch künftige Risiken für die Umwelt auszuschließen und
- die Umweltverträglichkeit der SMDT auch langfristig gewährleisten zu können.

Die Ergebnisse und Schlussfolgerungen wurden im Jahr 2000 mit den Behörden (Bund, Kanton) diskutiert. Zusätzlich erstellte im Jahr 2001 ein Experte der Technischen Hochschule Aachen ein unabhängiges Fachgutachten. Beide Studien kamen zum Schluss, dass:

- die SMDT umweltverträglich ist.
- die SMDT auch in Zukunft keine nicht akzeptierbaren Risiken aufweisen wird.
- die SMDT auch in Zukunft keine Gefährdung von Mensch und Umwelt darstellt. Dies unter Berücksichtigung der vorhandenen Mehrfach-Barrieren, der großflächigen Sickerkörper sowie der getroffenen Vorsorgemaßnahmen und der klar geregelten Überwachungs- und Unterhaltsarbeiten.
- Ein Wassereintritt in die Deponie wird als Folge der Endabdeckung der SMDT fast vollständig und zuverlässig verhindert. Ein Rückgang der Sickerwassermenge ist zu erwarten und wird seit Jahren beobachtet.

10 FAZIT

In der Sondermülldeponie Teufal wurden von 1975 bis 1996 Sonderabfälle geordnet in ein Kompartiment nach damaligem Stand der Technik eingelagert. Nach heutigem Ermessen wird die Lösung als sicher und umweltkonform erachtet. Bestätigt wird dies auch durch die aktuellste Risikoanalyse von 2008. Gemäss dem externen Gutachter zählt die SMDT zu den „sichersten oberirdischen Sondermülldeponien in Europa“. Die zuständige Umweltbehörde stuft die SMDT als umweltverträglich und langfristig überwachungsbedürftig ein.

LITERATUR

Technische Verordnung über Abfälle (TVA) (1990) verordnet durch den Schweizerischen Bundesrat in Bern vom 10.12.1990 [SR814.600], Stand 01.01.2010.

Bemessung von Sicherungssysteme von Deponien auf Basis von Langzeitemissionsprognosen – Deponien „Weiden West & Pill“

K. Finsterwalder

Finsterwalder Umwelttechnik GmbH & Co. KG, Bernau, Deutschland

KURZFASSUNG: Die Beschäftigung mit dem Thema Sicherung von Deponien und Ablagerungen zeigt, dass durch eine Sicherung eine Nullemission aus physikalisch-chemischen Gründen nicht hergestellt werden kann. Deshalb muss man sich mit der Reduzierung der Emissionen auf ein für das Umfeld akzeptables Niveau konzentrieren, wobei die Alterung der Systeme und Baustoffe berücksichtigt werden. Teil der Bemessung der Sicherungsmaßnahmen ist die Entwicklung von Kriterien, die eine Beurteilung der Nachhaltigkeit des Sanierungs-Ergebnisses in Zeiträumen möglichst kleiner 10 Jahre ermöglichen.

Die Vorgehensweise wird am Beispiel der Deponie Weiden West (Oberpfalz) und der Deponie Pill in Tirol (Deponie für Hausmüll und Bauschutt mit einer Fläche von 18 – 20 ha) behandelt. Aus den verschiedenen möglichen untersuchten Varianten wurde die mit dem besten Preis-Leistungsverhältnis ausgewählt. Dies ist in einem Fall eine Wasserhaushaltschicht mit einer Kunststoffdichtungsbahn als temporäre Abdichtung bis die Wasserhaushaltschicht zusammen mit der Bepflanzung die Abdichtung übernimmt, im anderen Fall eine Belüftung. Die Kosten dieser Maßnahme betragen nur einen Bruchteil der ursprünglich veranschlagten Kosten. Für eine Entlassung aus der Nachsorge bei Anwendung auf den Standort der Deponie Weiden West war das Schadstoffrückhaltevermögen der Standardsicherung nach TASI (Technische Anleitung Siedlungsabfall) nicht ausreichend.

1 EINLEITUNG

Der Ablauf der Bemessung wird exemplarisch am Beispiel der Deponien Weiden West und Pill gezeigt, um eine praktische Vorstellung vom Inhalt und Ablauf einer Risikoanalyse und den daraus abgeleiteten Maßnahmen zu bekommen. Die Deponie Weiden West liegt nahe der Stadt Weiden in der Oberpfalz, die Deponie Pill in Tirol im Inntal. Die Kriterien zur Beurteilung wurden mit den Landesbehörden entwickelt. Die Organisationsstruktur der Projektabwicklung zeigt Abb. 1.

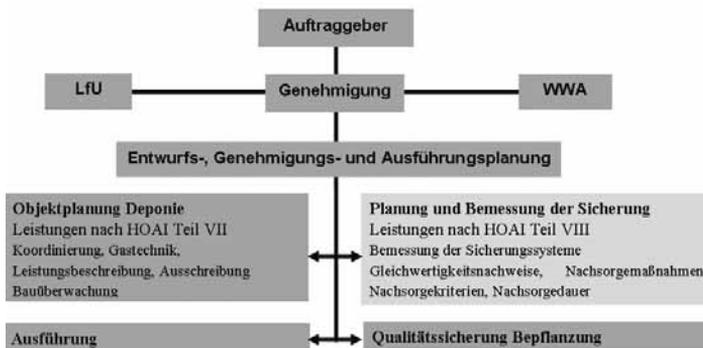


Abb. 1: Organisationsstruktur und Verteilung der Verantwortlichkeiten; LfU = Landesamt für Umwelt, WWA = Wasserwirtschaftsamt, HOAI = Honorarordnung für Architekten und Ingenieure)

Bei der Schließung von Deponien wird heute meist nach dem Prinzip „Gefahrenabwehr“ vorgegangen, obwohl die Entlassung aus der Nachsorge, die rechtlich gesehen eine Schlussabnahme darstellt, nur auf der Basis von Werten nach dem Prinzip „Vorsorge“ erteilt werden kann. (Abb. 2). Bei den Deponien Weiden West und Pill wurde die Planung nach dem Prinzip „Vorsorge“ von vornherein durchgeführt.

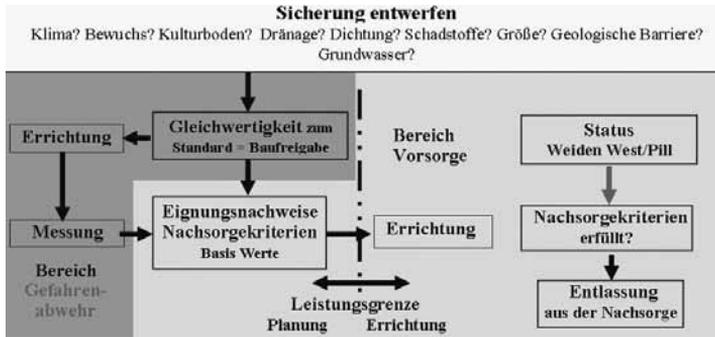


Abb. 2: Ablauf Planung und Errichtung der Sicherung

Die Kriterien nach denen nach dem Grundsatz der Vorsorge über mögliche Maßnahmen entschieden wird, lassen sich kurz zusammenfassen:

- Biologische und sonstige Prozesse sind weitgehend abgeschlossen.
- Standsicherheit und Funktionen der Sicherungen sind dauerhaft und ohne Wartung gewährleistet.
- Sickerwasser kann nach wasserrechtlichen Vorschriften eingeleitet werden.
- Grundwasserbelastungen liegen unter den Auslöseschwellen.

Die beiden Beispiele wurden nach diesen Kriterien beurteilt. Die Stofftransportanalyse wurden mit dem Simulationsprogramm DESi® Variation (Finsterwalder & Natterer 1998, Finsterwalder 2010) durchgeführt Abb. 3.

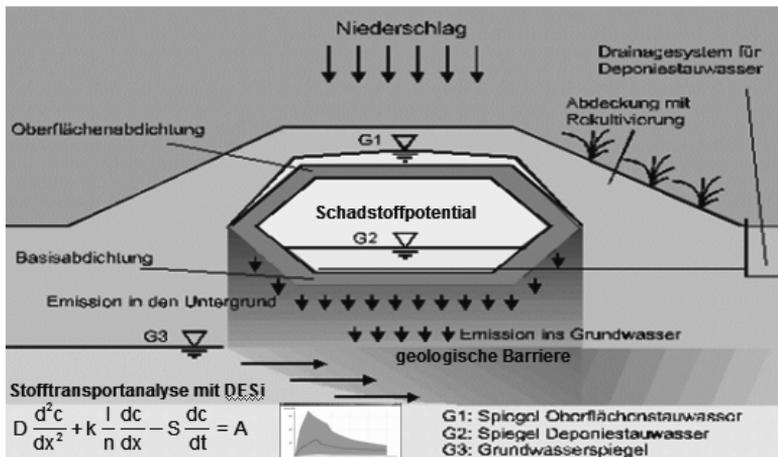


Abb. 3: Schnitt durch eine Deponie

2 BEISPIEL DEPONIE WEIDEN WEST, GRÖßE 18HA

Die Deponie Weiden West ist eine Hausmülldeponie, die um 1955 angelegt und 40 Jahre betrieben wurde. Sie hat keine Basisabdichtung. Nach der damaligen Vorschriftenlage sollte sie mit einer Standardabdichtung nach TASI gesichert werden. Die Lösungsfindung dauerte ca. 10 Jahre, bis man sich entschloss, eine Variantenuntersuchung auf Basis von Emissionsprognosen in Auftrag zu geben. Für die Umsetzung der Untersuchung waren keine zusätzlichen Versuche oder Untersuchungen erforderlich. Es genügte das Datenmaterial, das über Jahre gesammelt vorlag. Die Untersuchungen wurden für die Bestandteile des Sickerwassers durchgeführt. Zu Beginn des Vorhabens lagen Messwerte vor, die exemplarisch in Abb. 4a für den Stoff Mangan dargestellt sind.

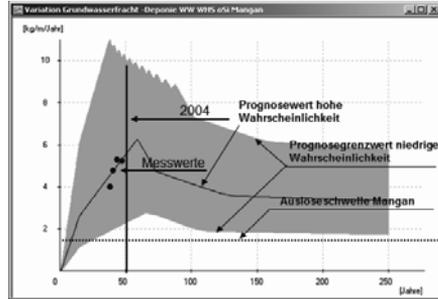
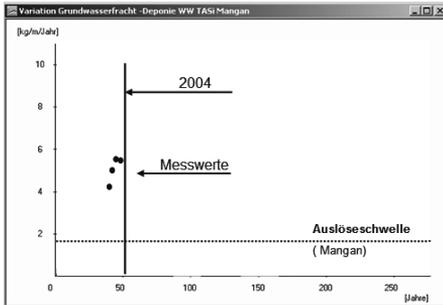


Abb. 4a: Messwerte Grundwasserfracht Mangan (links) Abb. 4b: Prognose Grundwasserfracht keine Maßnahme. Zeitachse beginnt mit der Befüllung. Grau angelegt ist der mögliche Streubereich der Frachten über einen Zeitraum von 250 Jahren (rechts)

Es stellt sich die Frage, wie sich die Emissionsrisiken über den Zeitraum von 250 Jahren entwickeln, wenn keine Maßnahmen ergriffen werden? Die Antwort gibt Abb. 4b, die zeigt, dass die Grenzwerte zum Betrachtungszeitpunkt im Falle sind, dass aber auch die Auslöseschwellen nach 250 Jahren noch erheblich überschritten werden.

Als nächstes wird das Verhalten der Deponie nach Anbringung einer Standardsicherung nach TASI unter sonst gleichen Bedingungen untersucht, wobei die gesicherte Lebensdauer der Kunststoffdichtungsbahn (KDB) nach bayerischen Vorgaben 75 Jahre beträgt. Die Ergebnisse zeigt Abb. 5. Man erkennt, dass zunächst der obere Grenzwert der Frachten bis zur Auslöseschwelle abnimmt, um dann wiederum bis zu einem zweiten Maximum anzusteigen. Da dieser Wert über der Auslöseschwelle liegt, erfüllt die Standardlösung nicht die Bedingungen zur Beendigung der Nachsorge.

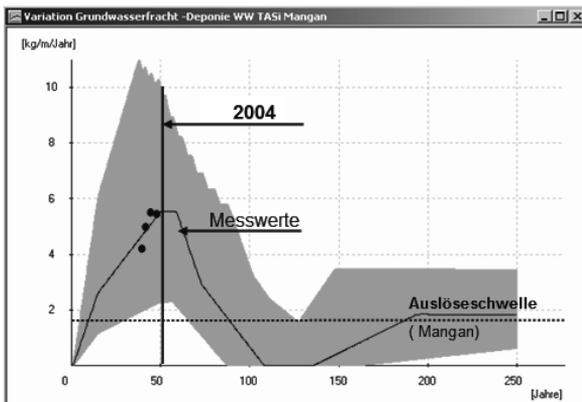


Abb. 5: Deponie Weiden West; Wirkung einer Standardsicherung nach TASI auf die Grundwasserfracht

Die ausgeführte Lösung ist in diesem Fall eine Wasserhaushaltsschicht, die im Gegensatz zur Rekultivierungsschicht, bei sonst gleichem Aufbau wie der Standard, im Rückhaltevermögen erheblich verbessert ist. Sie besteht aus einer KDB mit darüber angeordneter Dränmatte als temporäre Maßnahme, dem Mineralboden $d = 0,4 \text{ m}$ als Schutzschicht für die KDB während der Bauphase, der Wasserhaushaltsschicht (WHS) $d = 1,6 \text{ m}$, Lagerungsdichte nach DIN 4220 $\leq \text{Ld2}$ bis Ld3 wartungsfrei (keine Befahrung der WHS beim Einbau und Bepflanzung mit Laub- und Nadelgehölze mit einem Tiefenwachstum $> 1,6 \text{ m}$). Die Abb. 7 zeigt die Prognose der Grundwasserfracht über einen Zeitraum von 250 Jahren mit den Daten aus der Qualitätssicherung aus der Bauüberwachung. Es werden die Bedingungen zur Beendigung der Nachsorge auch nach dem Ausfall der Kunststoffdichtungsbahn infolge Alterung erfüllt, wenn der Bewuchs die erforderliche Verdunstungskapazität bereitstellt. Um dies nachzuweisen, wird der Niederschlag auf der Deponie und das auf der gesamten Deponiefläche anfallende Sickerwasser aus der Wasserhaushaltsschicht gemessen und daraus die Wasserrückhaltekapazität des Systems Boden-Pflanze bestimmt. Der Zielwert wird in einem Zeitfenster von 7 – 15 Jahren nach Fertigstellung erwartet.

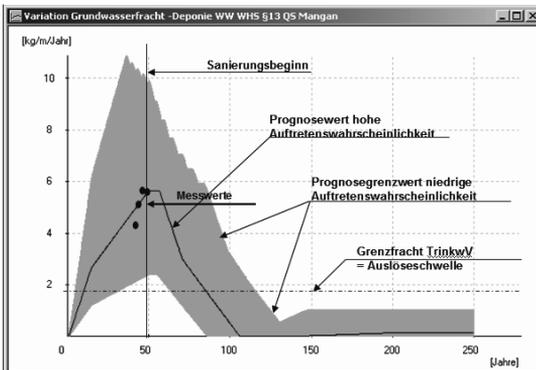


Abb. 6: Deponie Weiden West; Wirkung einer Wasserhaushaltsschicht mit Kunststoffdichtungsbahn

3 BEISPIEL DEPONIE PILL, GRÖÖE 20HA

Die Deponie Pill, im Inntal gelegen, wurde mit in Ballen kompostierten Hausmüll und in Bereichen mit Bauschutt befüllt. Sie hat keine Basisabdichtung. Die Füllhöhe beträgt im Mittel ca. 3 m. Die Abdeckung besteht aus ca. 0,8 m Kulturboden. Die maximale Belastung des Grundwasserabstroms der Deponie beträgt über 11 mg/Liter Ammonium. Die Flächen sind überwiegend landwirtschaftlich genutzt. Zur Feststellung des ökologischen und ökonomischen Optimums wurden unterschiedliche mögliche Maßnahmen, z.B. Wasserhaushaltsschichten, Abdichtungen und eine Belüftung des Deponiekörpers, untersucht.

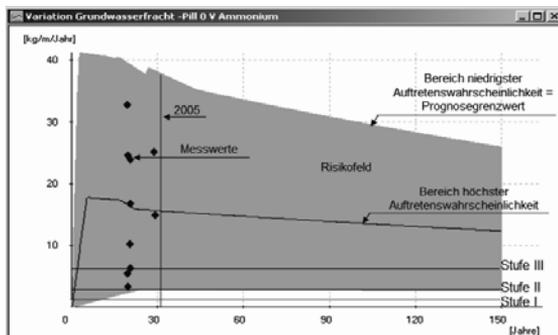


Abb. 7: Deponie Pill; Beibehaltung des Istzustands, Frachtanalyse Ammonium

Die Untersuchung beginnt wiederum mit der Beurteilung des Istzustands, dargestellt in Abb. 7. Eingetragen sind die von der Behörde vorgegebenen Beurteilungsstufen, wobei das Ziel vorgegeben wurde, mindestens die Stufe III zu unterschreiten. Bei der Beibehaltung des Istzustands kann dieses Ziel auch durch Zuwarten nicht erreicht werden.

Die Wirkung einer Wasserhaushaltsschicht wurde als weitere Möglichkeit untersucht. Als Bepflanzung wurde Grasbewuchs, der der jetzigen Bewirtschaftung der Flächen entspricht und eine Umwidmung in eine Waldnutzung untersucht. In Abb. 8 ist die Wirkung einer Waldnutzung dargestellt, die eine deutlich höhere Verdunstungskapazität aufweist als Gras. Auch hier liegt die Prognose der Grenzbelastung erheblich über der behördlichen Vorgabe.

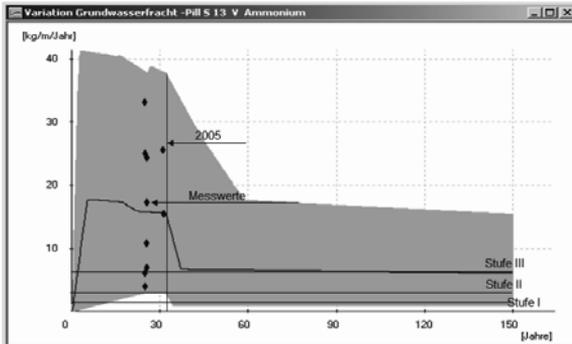


Abb. 8: Deponie Pill; Wasserhaushaltsschicht Bewuchs Wald, Frachtanalyse Ammonium

Als nächste Maßnahme wurde eine Abdichtung mit Bentonitmatten in zwei bzw. vier Lagen untersucht. In Abb. 9 ist die Prognose für zwei Lagen Bentonitmatten enthalten. Die Ergebnisse zeigen, dass weder eine Sicherung mit zwei noch mit vier Lagen das Sanierungsziel erreichen können.

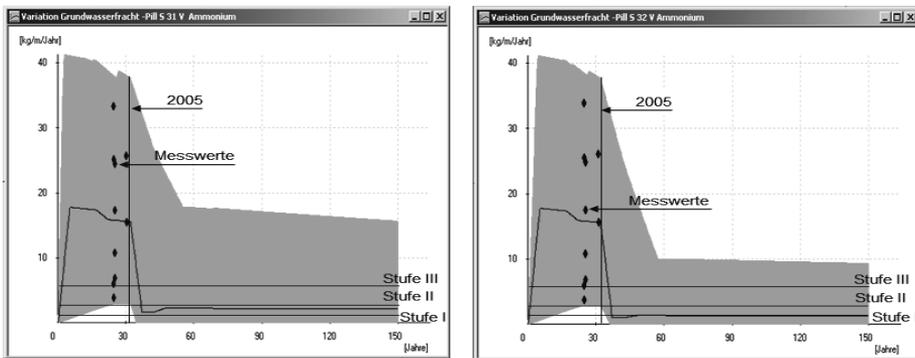


Abb. 9: Deponie Pill; Abdichtung mit zwei und vier Lagen Betonitmatten, Frachtanalyse Ammonium

Als weitere mögliche Sanierungsmaßnahme wurde eine Sicherung mit einer 10 cm dicken mineralischen Abdichtung aus Tricosal untersucht (Abb. 11). Die Ergebnisse der Prognose zeigen, dass die Zielvorgabe deutlich unterschritten wird, da der Stufe I Wert noch unterschritten wird. Diese Maßnahme ist geeignet, die Zielvorgabe der Behörde einzuhalten.

Eine weitere mögliche Maßnahme ist die Belüftung der Deponie mit dem Ziel, die Stickstoffverbindungen zu Nitrat zu oxidieren. Abb. 10 stellt die Veränderung der Ammonium- und Nitratfrachten dar. Die Simulation zeigt ein Absinken der Ammoniumfracht unter den Stufe I Wert und gleichzeitig ein Ansteigen des Nitratwertes auf den Stufe I Wert. Mit einer Belüftung können die Vorgaben der Behörden erfüllt werden. Diese Maßnahme wurde von den Behörden zur Errichtung freigegeben. Die Kosten betragen ca. 60% einer technischen Abdichtung.

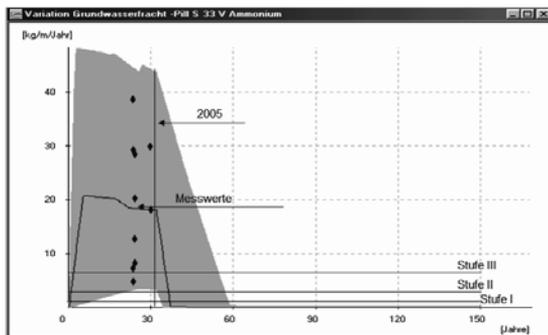


Abb. 10: Deponie Pill; Abdichtung 10 cm Tricosal, Frachtanalyse Ammonium

Die technische Umsetzung der Belüftungsanlage ist erfolgt. Vorgeschaltet war ein Belüftungsversuch über einen Zeitraum von mehr als einem Jahr, der sehr erfolgreich verlief. Die Überwachung der Belüftung und ihre Wirkung auf die Umsetzungsprozesse auf die Zusammensetzung der abströmenden Porenluft erfolgt online. Die Prognose der stofflichen Umsetzung und die Messungen korrelieren sehr gut. Es wird die Luftmenge vorgegeben und der Druck in der ungesättigten Zone zwischen Deponiebasis und Grundwasser an jeder Einpressstelle gemessen. Es wird erwartet, dass die Belüftung der Deponie über 216 Brunnen in den eiszeitlichen Schotter etwa sechs bis acht Jahre betrieben werden muss.

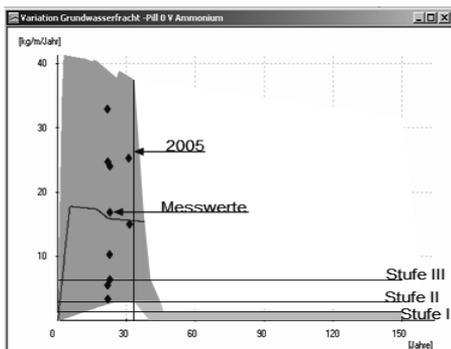


Abb. 11a: Deponie Pill; Belüftung Ammoniumfracht

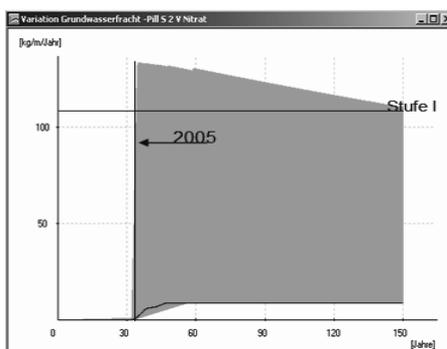


Abb. 11b: Deponie Pill, Belüftung Nitratfracht

4 ZUSAMMENFASSUNG

Emissionsprognosen als Mittel zur Beurteilung der Wirkung von Sicherungsmaßnahmen wurden an den Beispielen der Deponien Weiden West und Pill behandelt. Sie ermöglichen eine zuverlässige Bemessung der Sicherungsmaßnahme zur Erfüllung behördlicher Vorgaben und die Optimierung der Investitionskosten und Nachsorgeaufwendungen.

LITERATUR

- 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. (2010) Bemessung von Sicherungssysteme von Deponien auf Basis von Langzeitemissionsprognosen – Grundlagen. In: Lorber, K.E. et al. (Hrsg.) *DepoTech 2010*, Tagungsband zur 10. DepoTech-Konferenz, Montanuniversität Leoben, Österreich, 3. – 5. November 2010, IAE-Eigenverlag.

Gleichwertigkeitsnachweis alternativer Basisdichtungen

A. Plankel

3P Geotechnik ZT GmbH, Bregenz, Österreich

N. Alexiew

Huesker Synthetic GmbH, Gescher, Deutschland

KURZFASSUNG: Gemäß Deponieverordnung 2008 kann eine „klassische“ Basisdichtung mit einer geologischen Barriere, einer mineralischen Dichtschicht und einem Flächenfilter mit einem „alternativen“ Dichtungssystem ersetzt werden, wenn der Nachweis der Gleichwertigkeit gelingt. Es wird für eine Baurestmassendeponie gezeigt, dass in der horizontalen Fläche der Basisdichtung die Stärke der mineralischen Dichtschicht von $D = 0,5$ m auf $D = 0,2$ m reduziert und in den Böschungen (Neigung $> 1 : 2$) die gesamte mineralische Dichtung und die geologische Barriere durch Geosynthetische Tondichtungsbahnen (GTD) mit Calcium-Bentonit ersetzt werden können. Es werden zwei Varianten für die Herstellung des Basisabdichtungssystems mit der alternativen Abdichtung aufgezeigt.

1 EINLEITUNG

Die Deponieverordnung (DVO) vom 30.01.2008 lässt im Bereich der Basisabdichtung sowie des Untergrunds (geologischer Barriere) bei bestimmten Deponieklassen und in bestimmten Fällen den teilweisen oder vollständigen Ersatz der regulären mineralischen Dichtschichten durch gleichwertige alternative Dichtungsschichten zu. So sind auf steilen Böschungen mit einer Neigung $> 1 : 2$ und unzureichend undurchlässigem Untergrund bei Baurestmassen-, Reststoff- oder Massenabfalldeponien s. g. Sonderkonstruktionen erlaubt; ein gleichwertiger Schutz muss gewährleistet sein. Auf diese Weise wird die Errichtung von Deponien an Standorten wie z.B. stillgelegten Kiesgruben u.ä. möglich gemacht, bei denen ansonsten der Einbau von mineralischen Dichtschichten im steilen Böschungsbereich bautechnisch kompliziert bis unmöglich ist.

In der Regel kommen als Ersatz von mineralischen Dichtschichten Bentonitmatten bzw. Geosynthetische Tondichtungsbahnen (GTD) in Frage. GTDs haben sich seit Jahren schon beim Bau von Oberflächenabdichtungssystemen etabliert. Sie werden als Fabrikprodukt mit kontrollierten Eigenschaften geliefert. Die vorhandenen positiven Erfahrungen auch über ihr Langzeitverhalten auf Deponieoberflächen haben vor ca. zwei Jahren für GTDs bestimmter Hersteller in einer Art Zulassung, der sog. „Eignungsbeurteilungen zur Herstellung von mineralischen Dichtungen in Oberflächenabdichtungssystemen von Deponien“ durch die AGA Ad-hoc-AG „Deponietechnische Vollzugsfragen“ in Deutschland resultiert.

Im Falle von Baurestmassendeponien wird gezeigt und nachgewiesen, dass es für die spezifischen Bedingungen möglich ist mit einer schweren GTD mit Calciumbentonit (10 kg/m^2), der NaBento RL-C der Firma Huesker Synthetic GmbH, die mineralischen Dichtungsschichten im stark geneigten Böschungsbereich der Basisabdichtung und der geologischen Barriere zu ersetzen sowie die Dicke der mineralischen Basisdichtung in der horizontalen Fläche von $D = 0,5$ m auf $D = 0,2$ m zu reduzieren. Auf die spezifische Bauweise bei der Herstellung auf steilen Böschungen wird eingegangen.

2 GTD ALS ALTERNATIVE FÜR DIE GEOLOGISCHE BARRIERE BEI BÖSCHUNGSNEIGUNGEN 1 : 2 ODER STEILER

2.1 Anforderungen an die Schutzwirkung

In der DVO 2008 werden die Regelanforderungen an die geologische Barriere im Hinblick auf die geforderte geringe Wasserdurchlässigkeit formuliert. Je nach Mindestmächtigkeit der geologischen Barriere ist die Gebiets- oder Gebirgsdurchlässigkeit als k_f -Wert limitiert. Von der Bedingung einer der geologischen Barriere gleichwertigen Schutzwirkung und der damit im Zusammenhang stehenden Dichtwirkung ergibt sich die zulässige Permeationsrate für die Calcium-Bentonitmatte NaBento RL-C als Sonderkonstruktion auf stark geneigten Böschungen. Ausgehend von der maßgebenden Mindestdicke von $D = 0,5$ m und der Gebirgsdurchlässigkeit $k_f = 5 \cdot 10^{-10}$ m/s wird für eine Aufstauhöhe $\Delta h = 0,30$ m eine zulässige Permeationsrate der GTD von $q_{zul} = 8 \cdot 10^{-10}$ m³/(s·m²) bzw. ein zulässiger Wert der Permittivität von $\Psi_{zul} = 2,7 \cdot 10^{-9}$ s⁻¹ berechnet.

Die zulässige Permeationsrate und die dazugehörige zulässige Permittivität der GTD ist für zwei Lastfälle, den Bauzustand mit kurzzeitig wirkenden, relativ geringen Auflastspannungen im Bereich von $\sigma = 50$ kN/m² und den Endzustand mit wesentlich höheren langzeitigen Auflasten nachzuweisen. Bei einer typischen Verfüllhöhe von ca. 30 m ist eine Auflastspannung in einer Größenordnung von $\sigma = 540$ kN/m² maßgebend.

2.2 Bemessung der Permittivität der GTD für die Einbauphase und den Endzustand

Die Permittivität von GTDs ist abhängig von der Auflastspannung, wobei sich die Permittivität umgekehrt proportional zur Auflast verhält. Während die Wasserdurchlässigkeit von GTDs üblicherweise bei niedrigen Auflastspannungen von ca. 35 kPa getestet wird und daher eine bekannte Größe ist, war es für die hohen Auflasten notwendig, Serien von Durchlässigkeitsprüfungen durchzuführen. Für die Langzeitbetrachtung wurden auf der sicheren Seite liegend die Ergebnisse der Prüfungen bei 200 kPa Auflast herangezogen und ausgewertet. Nachdem die Abminderungsfaktoren für eine Veränderung der Dichtungseigenschaften $A_2 = 1,5$ für eine GTD mit Calcium-Bentonit und für Überlappungen $A_1 = 1,05$ berücksichtigt wurden, ergab sich für die Auflast von 200 kPa ein Bemessungswert der Permittivität von $\Psi_{cal} = 7 \cdot 10^{-10}$ s⁻¹.

Die Phase des Einbaus, bei der Abfall abschnittsweise abgelagert wird (vgl. Schema Bauablauf in Abb. 2a) und in der geringere Auflasten auftreten, dauert nur kurze Zeit. Für die Bemessung der Permittivität in dieser Phase wird daher eine Auflast von 50 kN/m² angesetzt. Da in der kurzen Zeit des Einbaus die Dichtungseigenschaften der GTD als konstant betrachtet werden können, wird beim Bemessungswert der Permittivität der Faktor für Veränderung der Dichtungseigenschaften $A_2 = 1,0$ zu Grunde gelegt. Auf der Grundlage der Permittivitätswerte bei 50 kPa Auflast und der Abminderung für Überlappungen (A_1 , s.o.) wird für die Einbauphase ein Bemessungswert von $\Psi_{cal} = 2,1 \cdot 10^{-9}$ s⁻¹ bestimmt.

Dadurch wird die geforderte zulässige Permittivität $\Psi_{zul} = 2,7 \cdot 10^{-9}$ s⁻¹ sowohl für die Einbauphase als auch für den Endzustand von der Calcium-GTD als Ersatz einer im steilen ($\geq 1 : 2$) Böschungsbereich fehlenden geologischen Barriere eingehalten. Für den im Endzustand am meisten belasteten Böschungsbereich, der an die Deponiesohle anschließt, ergeben sich für real vorherrschende Auflastspannungen im Bereich von 500 kPa entsprechend günstigere bzw. kleinere Bemessungswerte der Permittivität.

2.3 Schadstoffrückhaltevermögen

Hinsichtlich der Abwehr von einer Schadstoffausbreitung in den Untergrund besitzt die Ca-GTD – mit einer Flächenmasse des Bentonits von 10 kg/m² – eine Kationenaustauschkapazität von ca. 70 cmol(eq)/kg Ca-Bentonit. Daraus ergeben sich prinzipielle Vorteile für den Einsatz von GTDs mit unüblich hohen Bentonitgehalten. Die Relation zum Schadstoffrückhaltepotential von natürlichen geologischen Barrieren mit geringeren Kationenaustauschkapazitäten von ca. 10 – 20 cmol(eq)/kg Boden bei jedoch beträchtlichen Schichtdicken bedarf einer genaueren Betrachtung auch unter Beachtung der im Sickerwasser von BRMD vorhandenen Schadstoffbelastung. Ggf. kann die Bentonitmatte durch andere technische Maßnahmen (z.B. im Bereich des Planums) hinsichtlich der Erhöhung des Schadstoffrückhaltevermögens komplementiert

werden, um in diesem Punkt einen der natürlichen geologischen Barriere gleichwertigen Schutz zu gewährleisten.

3 GTD ALS ALTERNATIVE DICHTUNG IM BEREICH BER DEPONIEBASIS-DICHTUNG

Gemäß den Anforderungen (DVO 2008) über die Deponiebasisdichtung von BRMD ist die Ausführung alternativer Basisdichtungen zulässig, wenn eine technisch gleichwertige Dichtungswirkung und Beständigkeit entsprechend der Regeldichtung nachgewiesen werden kann. Die alternativen Basisdichtungen sind in den folgenden zwei Fällen erlaubt:

- Im flachen Bereich Ersatz von 30 cm mineralischer Dichtung von insgesamt 50 cm Gesamtdicke,
- Im steilen ($\geq 1 : 2$) Böschungsbereich Ersatz der gesamten Dichtungsschicht von 50 cm Dicke.

Im Folgenden werden die spezifischen Aspekte der gleichwertigen Dichtungswirkung der Ca-GTD erörtert.

3.1 Dichtungswirkung der GTD

Im flachen Bereich der Deponiebasis gilt es für die GTD, die zulässige Permeationsrate $q_{zul} = 1 * 10^{-9} \text{ m}^3/\text{s} \cdot \text{m}^2$ der zu ersetzenden 30 cm dicken mineralischen Dichtungsschicht mit einer Wasserdurchlässigkeit von $k_f = 5 * 10^{-10} \text{ m/s}$ einzuhalten bzw. die entsprechende zulässige Permittivität von $\Psi_{zul} \leq 3,33 * 10^{-9} \text{ s}^{-1}$ nicht zu überschreiten.

Im steilen Böschungsbereich, bei dem die gesamte Regeldichtung ($D = 50 \text{ cm}$, $k_f = 5 * 10^{-10} \text{ m/s}$) ersetzt werden kann, ist die zulässige Permeationsrate auf $q_{zul} = 8 * 10^{-10} \text{ m}^3/\text{s} \cdot \text{m}^2$ und die Permittivität auf $\Psi_{zul} \leq 2,7 * 10^{-9} \text{ s}^{-1}$ begrenzt.

Analog zu der in Kapiteln 2.1 und 2.2 beschriebenen Vorgehensweise kann der Nachweis der zulässigen Permittivität der GTD als eine alternative Abdichtung erbracht werden. Dabei ist jedoch dem Umstand Rechnung zu tragen, dass die GTD bzw. die dichtende Bentonitschicht im unmittelbaren Kontakt zu dem Sickerwasser/Eluat von den Bauabfällen stehen wird und der Bentonit in seinen Eigenschaften davon beeinflusst sein wird. Gemäß DVO, Anhang 1, Tab. 6 „Grenzwerte für Gehalte im Eluat für die Annahme von Abfällen auf Baurestmassendeponien“ ist die elektrische Leitfähigkeit des Eluats allgemein auf den Wert von $3.000 \text{ } \mu\text{S/cm}$ begrenzt, wobei bei Betonierungsrückständen ein Ausnahmewert der Leitfähigkeit von $8.000 \text{ } \mu\text{S/cm}$ zulässig ist. In einer fachtechnischen Stellungnahme wurde unter Berücksichtigung der Grenzwertbelastung des Eluats, der Dominanz von Ca-Ionen darin, der Einfluss des pH-Werts und der Belastung durch Metalle und andere Stoffe der Einsatz der Ca-GTD positiv beurteilt. Dabei wurden die vorhandenen hohen Auflastspannungen und bei der GTD der relativ hohe Gehalt in Form von Ca-Bentonit als vorteilhaft angesehen.

Bei der Gleichwertigkeitsbetrachtung der Dichtungswirkung von der GTD ist analog zu den Regeldichtungen die Erosionsstabilität gegenüber dem Untergrund anzusprechen. Da die Bentonitschicht erosionsstabil zwischen den Träger- und Deckgeotextilien eingebettet ist, ist eine Erosionsgefahr nicht gegeben. Dies wird durch Ergebnisse aus Durchströmungsversuchen nach dem Turbulenzverfahren der Bundesanstalt für Wasserbau, Karlsruhe bestätigt.

Hinsichtlich der Anforderung für Regeldichtungen, im Stande zu sein, auflastbedingte Verformungen plastisch zu folgen, ist zu vermerken, dass die Dichtigkeit der GTD bis zu einer lokal erzwungenen Flächendehnung von 10% unbeeinflusst (von Rissen) bleibt. Gleichzeitig kann bei üblichen Tondichtungen die Grenzzugdehnung nur bis zu 3% betragen.

3.2 Chemische Stabilität der Geokunststoffe

Zur Beständigkeit der Geokunststoffe (Träger und Decklagen und Nähgarn) in der Ca-GTD liegt der Nachweis zur chemischen Stabilität der geotextilen Komponenten nach der in Österreich gültigen ÖNORM S 2076-2 vor. Das Nähgarn ist chemisch beständig gegenüber hochkonzentrierte, flüssige Medien nach der Prüfrichtlinie NRW, modifiziert durch BAM 1995 und

die Träger und Decklagen sind gegenüber Deponiesickerwasser (Gruppe B, Medium 12) gemäß der NRW „Richtlinie über Deponieabdichtungen aus Dichtungsbahnen“ resistent.

4 SYSTEMAUFBAU DER DEPONIEBASISDICHTUNG

4.1 Systemaufbau

Der Systemaufbau mit der Ca-GTD als zulässige alternative Abdichtung im flachen Bereich und auf steilen Böschungen der Deponiebasis ist in Tab. 1 zusammengefasst. In Abb. 1 ist das Deponiebasissystem mit der alternativen Abdichtung dem Regelsystem gegenübergestellt.

Tab. 1: Aufbau des Deponiebasissystems

Komponente	Bereich < 1 : 2	Böschung ≥ 1 : 2
Geol. Barriere	D = 50 cm, $k = 5 \cdot 10^{-10}$ m/s	NaBento RL-C
Basisabdichtung	20 cm mineralische Dichtung + NaBento RL-C	NaBento RL-C
Schutzlage	Vliesstoff, 2.000 g/m ² , chemisch beständig nach ON S 2076-2	Vliesstoff, ≥ 1.200 g/m ² , chemisch beständig nach ON S 2076-2
Basientwässerung/ Flächendränage	16/32 Rundkorn D = 50 cm, $k = 10^{-2}$ [m/s]	16/32 Rundkorn D = 50 cm, $k = 10^{-2}$ [m/s]
Abfall mit/ohne geotextile	Zerkleinerter Abfall oder	Zerkleinerter Abfall oder
Trenn- u. Filterlage	geotextile Trenn- und Filterlage	geotextile Trenn- und Filterlage

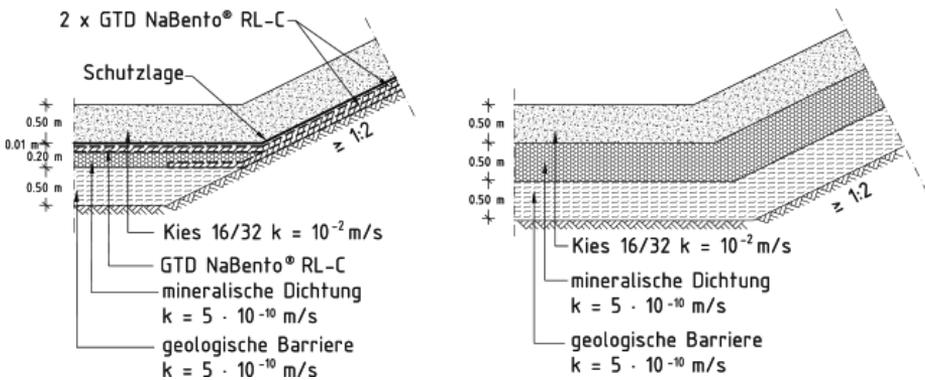


Abb. 1: Deponiebasissystem mit Ca-GTD und Regelbasissystem

4.2 Bemerkungen zum Systemaufbau und zur Herstellung

Da die Deponiesohle den am stärksten belasteten Bauteil darstellt, wird über der GTD ein hochwirksamer Schutzvliesstoff angeordnet, um die GTD vor Beschädigung durch den Dränagiekies 16/32 zu schützen. Im steilen Böschungsbereich wäre denkbar, als Flächendränage eine Körnung 8/16 anstelle der vorgeschriebenen 16/32 zu verwenden, da die Abflussleistung der Dränage durch die steile Neigung stark begünstigt ist. Solch eine Abweichung von den Regelanforderungen bedarf nachvollziehbare Nachweise und der Zustimmung der Behörde.

Im flachen Bereich der Deponiebasis ist die mineralische Dichtung unter der GTD mit einer Dicke von 20 cm nach Verdichtung auszuführen. Im Anbetracht der kleinen Schichtdicke erscheint es für angebracht, diese Schicht aus einem Bentokies oder als Dywidag-Dichtung herzustellen.

5 HERSTELLUNG DER ALTERNATIVEN BASISABDICHTUNG

Im Folgenden werden nur besondere Fragestellungen der Herstellung angesprochen.

5.1 Anforderungen an das Planum für die GTD

Die Beschaffenheit des Untergrunds/Planums für die GTD muss einen beschädigungsfreien Einbau und eine störungsfreie Funktion der GTD – Dichtung langfristig ermöglichen. Das Planum für die GTD ist das Rohplanum der Deponie, welches den Anforderungen der Deponieverordnung hinsichtlich Profilierung, Ebenflächigkeit, Verdichtungsgrad bzw. Verformbarkeit entsprechen muss. In Bezug auf die GTD sind noch die Vorgaben in ÖNORM S 2081-2 einzuhalten: scharfkantige Gegenstände, schädliche Stoffe, Hohlräume, Eis und Wasserlachen im Planum sind nicht zulässig, kleine Unebenheiten bzw. Höhengsprünge (z.B. aus Walzkanten) sind bis zu 2 cm Stichmaß tolerierbar, Übergänge sind stetig verlaufend herzustellen. Die unmittelbare Auflagerfläche muss aus einem weitgestuften ($U > 15$) Sand – Kies (SW nach DIN 18196) oder feiner bestehen, eng oder intermittierend abgestufte Kiese (GE, GI) sind als direktes Auflager nicht akzeptabel. Die Qualitätssicherung des Planums erfolgt nach den Bestimmungen der DVO. Die GTD darf erst nach der Freigabe des Planums durch die befugte Fachperson eingebaut werden.

Bei der Herstellung der Basisabdichtung auf der Böschung werden zwei Lagen GTD direkt übereinander eingebaut. In diesem Fall dürfen im Zuge der Verlegung keine Verunreinigungen oder Fremdkörper zwischen die Bentonitmatten geraten. Das Gleiche gilt auch für die Kontaktfläche GTD – Abdichtung/Schutzvliesstoff.

5.2 Bauablauf bei der Herstellung der alternativen Basisabdichtung auf der Böschung

5.2.1 Variante A – Einbau in kleineren Abschnitten

Die Basisabdichtung auf der Böschung wird stufenweise in kleinen Abschnitten errichtet, die unmittelbar mit Abfall verfüllt werden. Der Bauablauf ist in Abb. 2a vereinfacht abgebildet. Dabei werden die Bahnen der zwei GTD-Lagen und des Schutzvlieses orthogonal zur Böschungsfalllinie verlegt und am oberen Ende mit Erdnägeln befestigt. Das Aufbringen der Flächendränage erfolgt lagenweise, wobei jede Lage $\leq 0,5$ m hoch ist. Jede Kieslage wird unmittelbar durch den Einbau und Verdichtung von einer Lage Abfall gestützt, bevor die nächste Kieslage aufgebracht wird. Dadurch wird die Flächendränage gestützt und das Einleiten von Schubspannungen in das Abdichtungssystem verhindert. Ein Verfüllabschnitt hat bei einer Neigung 1 : 2 eine Höhe von ca. 2,0 m entsprechend der Bahnbreite der GTD von 5,10 m.

Die Anschlussstelle der GTD zum nächsten Verfüllabschnitt ist gegen den Zutritt von Feuchtigkeit und Frost sowie gegen Beschädigung zu schützen. Die Überlappung durch die GTD vom darauffolgenden Verfüllabschnitt ist im nicht beanspruchten Bereich der unteren GTD, d.h. unterhalb der Verankerung zu realisieren. Hierzu sind längere Überlappungen einzurechnen.

5.2.2 Variante B – Einbau mit Stützkeil aus Abfall

Bei dieser Lösung werden die Bahnen der GTD in der Böschungsfalllinie verlegt und durch Erdnägel und/oder einen Einhängegraben gesichert. Danach erfolgt der Einbau der Flächendränage und anschließender Stützung der Dränage durch einen Stützkeil aus Abfall Zug um Zug (Abb. 2b). Die Herstellung gemäß Variante B erfordert statische Berechnungen, um die Standicherheit der Böschung sicherzustellen.

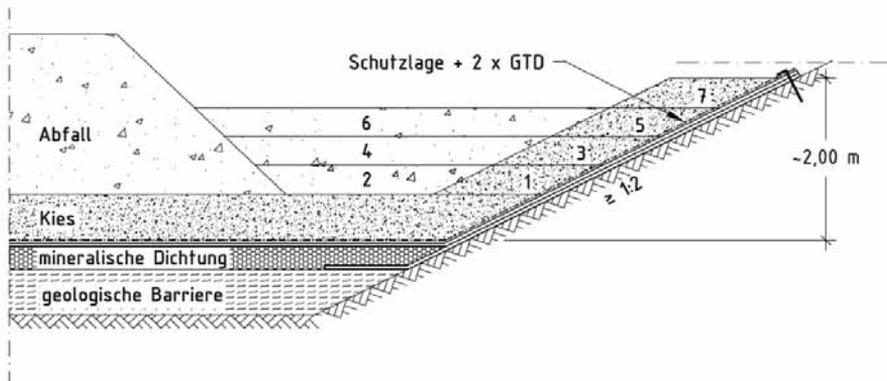


Abb. 2a: Schematischer Bauablauf Variante A

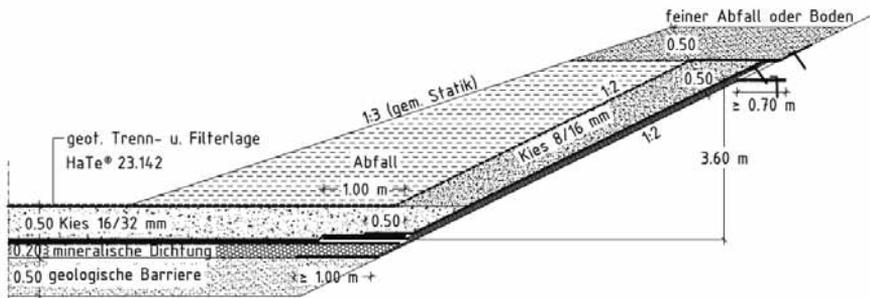


Abb. 2b: Variante B

LITERATUR

- Bundesanstalt für Materialforschung und –prüfung (1995) BAM 1995.
 Deponieverordnung (2008) Bundesgesetzblatt für die Republik Österreich, ausgegeben am 30.1.2008.
 Deutsches Institut für Normung (2006) DIN 18196, *Erd- und Grundbau – Bodenklassifikation für bautechnische Zwecke*.
 Huesker Synthetic GmbH (2009) Alternatives Basisabdichtungssystem für eine Baurestmassendeponie, Projekt No. 09-185-1D, unveröffentlicht.
 LAGA Ad-hoc-AG „Deponietechnische Vollzugsfragen“ (1997) Eignungsbeurteilung von NaBento RL-C zur Herstellung von mineralischen Dichtungen in Oberflächenabdichtungssystemen von Deponien vom 27. Januar 2009 fortgeschrieben durch Beschluss der LAGA Ad-hoc-AG „Deponietechnik“ vom 23.04.2010, www.gewerbeaufsicht.niedersachsen.de.
 Österreichische Norm (2006) ÖNORM S 2076-2, *Deponien – Geotextile Schutzlagen*.
 Österreichische Norm (2009) ÖNORM S 2081-2, *Deponien – Dichtungssysteme mit geosynthetischen Tondichtungsbahnen (GBR-C)*.

Der Einsatz von Dichtungskontrollsystemen in Oberflächenabdichtungen von Deponien

S. Schwoebken

SENSOR spol. s.r.o., Pezinok, Slowakei

KURZFASSUNG: Mit einem Dichtungskontrollsystem sind Deponiebetreiber in der Lage, ihre Abdichtungen langfristig auf Dichtheit zu prüfen.

Fast 20 Jahre Einsatz solcher Systeme haben gezeigt, dass die wichtigste Kontrolle diejenige ist, die nach der Überdeckung der Kunststoffdichtungsbahnen stattfindet. Während der Überdeckung kann die Kunststoffdichtungsbahn beschädigt werden, und mit einem Dichtungskontrollsystem können Beschädigungen bis auf einen Quadratmeter genau detektiert und geortet werden. Die langfristige Kontrolle von Kunststoffabdichtungen hat gezeigt, dass nach der Bauphase kaum noch Beschädigungen in den Kunststoffdichtungsbahnen auftreten. Unsere Erfahrungen zeigen, dass nach dem Bau der Abdichtung und der darauf folgenden Kontrolle der Kunststoffdichtungsbahnen eine jährliche Kontrolle beim Einsatz in Deponien ausreicht.

Glauben ist gut, aber Kontrolle ist besser. Eine Kontrolle der Abdichtung ist in Deutschland derzeit für Sonderabfalldeponien vorgeschrieben und wird in immer mehr Fällen angewendet.

1 EINLEITUNG

Seit nunmehr fast 20 Jahren werden Dichtungskontrollsysteme zur langfristigen Kontrolle von Kunststoffdichtungsbahnen in den verschiedensten Anwendungen eingesetzt. Seit im Jahr 2001 für die Bundesrepublik Deutschland die vom Arbeitskreis Dichtungskontrollsysteme (AK DKS) unter Federführung der BAM (Bundesanstalt für Materialforschung und -prüfung) aufgestellte Richtlinie eingeführt und damit den Systemen eine bessere Grundlage für die Genehmigung und Planung in Oberflächenabdichtungen gegeben worden war, wurden diese Systeme vermehrt in Verbindung mit einer Kunststoffdichtungsbahn anstelle der mineralischen Dichtung oder zusätzlich zur Kombinationsabdichtung in Oberflächenabdichtungen von Deponien eingesetzt. Seitdem konnten einige Verbesserungen für die Funktionsfähigkeit solcher Produkte und vor allem für die Funktionsprüfungen in Testfeldern durchgesetzt werden. Über einige Maßnahmen zur Verbesserung der Anwendung solcher Systeme soll hier informiert werden.

2 FUNKTIONSWEISE ELEKTRORESISTIVER DICHTUNGSKONTROLLSYSTEME

Das Messprinzip elektroresistiver Dichtungskontrollsysteme beruht auf der Messung von Potentialdifferenzen unterhalb der Kunststoffdichtungsbahnen. Dazu werden unterhalb der Kunststoffdichtungsbahnen in einem auf die Baumaßnahme abgestimmten Raster Sensoren verlegt, die mit den Kontrollboxen verbunden sind. Oberhalb der Kunststoffdichtungsbahnen werden Spannungsgeber installiert, über die ein homogenes elektrisches Feld oberhalb der Kunststoffdichtungsbahnen angelegt werden kann.



Abb. 1: Sensor

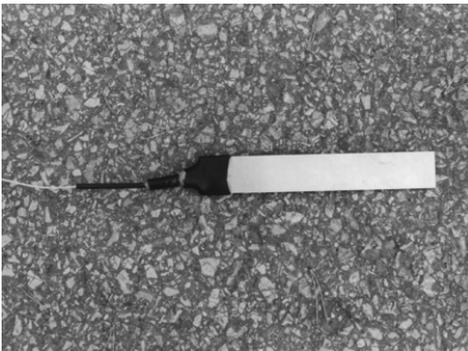


Abb. 2: Spannungsgeber

Es wird beim Einsatz der Systeme die Tatsache ausgenutzt, dass ein elektrischer Strom dem Weg des Wassers durch eine Leckage folgt. Es ist im Normalfall jedoch kein Wasserfluss durch eine Leckage notwendig, vielmehr reicht die natürliche Erdfeuchte aus, um einen Strom durch eine Leckage fließen zu lassen. Bei einem Stromfluss durch eine Leckage verändert sich um die Leckage herum das elektrische Potential, das durch die Sensoren erfasst wird.

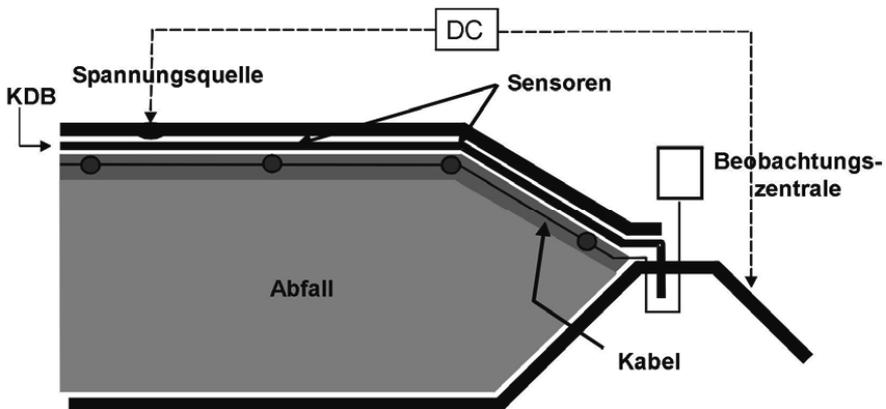


Abb. 3: Das Prinzip

Die Ortungsgenauigkeit von Dichtungskontrollsystemen erreicht $< 1 \text{ m}^2$. In der Empfehlung des AK DKS wird die Anforderung gestellt, dass die Komponenten von Dichtungskontrollsystemen, die unterhalb der Kunststoffdichtungsbahnen installiert werden, eine Lebensdauer von 30 Jahren und mehr aufweisen müssen. Außerdem sind die Komponenten so zu wählen, dass ihr Einbau unter normalen Bedingungen möglichst einfach ist und die anderen Gewerke beim Bau einer Oberflächenabdichtung nicht behindern oder beeinflussen darf. Außerdem darf durch das installierte Dichtungskontrollsystem nicht die Standsicherheit des Gesamtabdichtungssystems beeinträchtigt werden.

3 LEHREN AUS TESTFELDERN UND TESTLECKAGEN

Beim Bau von Testfeldern und der anschließenden Funktionskontrolle für das Dichtungskontrollsystem wurden einige Schwierigkeiten festgestellt, die im Laufe der Zeit verbessert und korrigiert werden konnten.

Bei ersten Funktionskontrollen in Testfeldern wurde festgestellt, dass ein erheblicher Anteil des elektrischen Stroms nicht durch vorhandene Testleckagen, sondern über die Ränder, die mit der Umgebung verbunden waren, abließ. Um diesen Verlust des elektrischen Stroms über die Ränder zu verhindern, sind für die Funktionsprüfung im Testfeld die Ränder der Kunststoffdichtungsbahnen im Idealfall freizulegen. Die Freilegung der Randbereiche der Kunststoffdichtungsbahnen sollte mindestens 20 cm breit sein, damit gewährleistet ist, dass kein Strom auf diesem Weg entweichen kann.

Teilweise wurden Testlöcher in den Kunststoffdichtungsbahnen hergestellt durch das Eintreiben von Erdnägeln, die beim Herausziehen einen Hohlraum unterhalb der Kunststoffdichtungsbahnen hinterließen, so dass in den Testlöchern selbst nur elektrisch isolierende Luft war. Zudem kann ein Hohlraum unterhalb eines Testlochs entstehen, wenn das Testloch zu stark bewässert wird.

Ferner wurden Testlöcher zwar in die Kunststoffdichtungsbahn eingebracht die Dränmatte oder das Schutzgeotextil oberhalb der Kunststoffdichtungsbahn wurde jedoch im Anschluss unversehrt über dem Testloch drapiert. Dadurch floss jedes Wasser, das als Hilfsmittel zum Auffinden der Testlöcher benutzt wurde, über die Dränmatte oder das Schutzgeotextil ab. Ein elektrischer Schluss durch das Testloch wurde durch diese Maßnahme allerdings verhindert.

Weitere Schwierigkeiten tauchten in den ersten Funktionsprüfungen am fertiggestellten Bauwerk aus dem Grunde immer wieder auf, dass zum einen nur vermeintlich Löcher in die Kunststoffdichtungsbahnen eingebracht worden waren und zum anderen eingebrachte Löcher nicht bewässert worden waren, so dass kein elektrischer Schluss zustande kam. Dadurch kam es dazu, dass Testlöcher erst nach Monaten während der Messungen detektiert werden konnten, da das Erdreich um die Testlöcher erst nach Monaten ausreichend durchfeuchtet war.

Diese Schwierigkeiten wurden im Laufe der Jahre erkannt und konnten durch Vorgaben für das Herstellen von Testlöchern relativ einfach behoben werden.

4 GRENZEN

Bei der Installation eines Dichtungskontrollsystems sind bisher kaum Einschränkungen bekannt. Solange die Witterungs- und Einbaubedingungen die Installation von Kunststoffdichtungsbahnen zulassen, kann auch ein Dichtungskontrollsystem eingebaut werden.

Auf die Standsicherheit des Gesamtabdichtungssystems haben Dichtungskontrollsysteme keine bisher bekannten Auswirkungen.

Bei der Installation der Sensoren ist die Einmessung der Sensoren für eine ausreichende Ortungsgenauigkeit maßgebend. Daher sind an die Einmessung der Sensoren ausreichende Anforderungen zu stellen.

Bei den Messungen ist zu beachten, dass Dichtungskontrollsysteme keine „Loch-Suchmaschinen“ sind, sondern Leckageortungssysteme. Ein Loch, durch das kein elektrischer Schluss zustande kommt, kann nicht geortet werden. Darauf ist besonders bei der Herstellung von Testleckagen zur Funktionsprüfung des Dichtungskontrollsystems zu achten.

Es kann vorkommen, dass die Schichten, in denen sich die Sensoren bzw. die Spannungsgeber befinden, während des Einbaus bzw. zum Zeitpunkt der Messungen durch eine lange Tro-

ckenperiode nahezu ausgetrocknet sind. Während der Bauphase ist dies bei Messungen und Funktionsprüfungen zu berücksichtigen. Es kann in diesem Fall notwendig sein, die Flächen abschnittsweise zu bewässern oder ein Regenereignis abzuwarten.

Bei späteren Messungen werden sich unter- und oberhalb der Kunststoffdichtungsbahnen relativ homogene Feuchtigkeitsverhältnisse eingestellt haben, so dass die Dichtungskontrollsysteme für die Messungen ausreichende Feuchteverhältnisse haben dürften.

An ihre Grenzen stoßen Dichtungskontrollsysteme in Randbereichen, die Randumläufigkeiten verursachen und in Bereichen mit elektrisch leitfähigen Bauwerken oder Bauteilen. In diesen Bereichen ist die Leckageortung sehr schwierig, da diese Randumläufigkeiten oder elektrisch leitfähigen Bauteile per se einen elektrischen Schluss durch die Kunststoffdichtungsbahnen oder am Rand der Abdichtungsfläche herstellen. Jedoch können diese Probleme mit technischen Hilfsmitteln heutzutage relativ gut bewältigt werden.

5 ZUSAMMENFASSUNG

Wie die vorgenannten Ausführungen zeigen, werden Dichtungskontrollsysteme heutzutage regelmäßig in Oberflächenabdichtungen genutzt. Ihre Rolle ist für die langfristige Kontrolle von Kunststoffdichtungsbahnen besonders in Oberflächenabdichtungen von Deponien von großer Bedeutung, da es Betreibern und Behörden nur durch den Einsatz von Dichtungskontrollsystemen auf diesem Wege möglich ist, die Abdichtung langfristig auf Dichtheit zu überprüfen.

Außerdem werden die meisten Schäden bereits nach Einbau der Überdeckung der Kunststoffdichtungsbahnen erkannt, so dass die Umwelt wirksam geschützt wird.

Dabei ist es nicht die Funktion von Dichtungskontrollsystemen, die Fremdüberwachung beim Einbau der Kunststoffdichtungsbahnen zu ersetzen, sondern vielmehr sollen Dichtungskontrollsysteme die klassische Qualitätskontrolle unterstützen, die bei der Überdeckung der Kunststoffdichtungsbahnen an ihre Grenzen stößt.

In einigen Fällen ist der Einsatz eines Dichtungskontrollsystems als Alternative zur mineralischen Dichtung denkbar und auch bereits ausgeführt, jedoch ist für jeden Deponiestandort und für sämtliche vorherrschenden Bedingungen eine Einzelfallbetrachtung heranzuziehen.

In Bezug auf die Lebensdauer der erdgebundenen Komponenten lässt sich heute sagen, dass die eingesetzten Materialien eine ausreichende Lebensdauer unter den zu erwartenden Umständen erreichen können.

Fast 20 Jahre Erfahrung im Umgang mit Dichtungskontrollsystemen zeigen, dass sich ihr Einsatz immer mehr bewährt. Die Unversehrtheit von Kunststoffdichtungsbahnen kann über lange Zeiträume gesichert werden.

Erfolgreiche Sanierung der Deponie Burghof mit dem Tandemschachtverfahren

S. Loof

BHG Brechtel GmbH, Ludwigshafen, Deutschland

KURZFASSUNG: Die Sanierung von Sickerwassersystemen auf Deponien stellt aufgrund der deponiespezifischen Randbedingungen eine besondere Herausforderung dar. Dies ist in der Regel nur mit speziellen Verfahren realisierbar. Hierfür wurde u.a. das Tandemschachtverfahren entwickelt, das insbesondere auf Deponien und zur Sanierung von Sickerwasserleitungen in großen Tiefen zur Anwendung kommt.

Die Sanierung der Sickerwasserleitung S 6.1 auf der Deponie Burghof stellt aufgrund der Lage, Tiefe und Beschaffenheit so einen speziellen Fall dar. Die erfolgreiche Sanierung in über 40 m tiefen Tandemschächte und die sehr anspruchsvolle Horizontalbohrung zur Erneuerung der Sickerwasserleitung S 6.1 wurde nur mit jahrelanger Erfahrung und dem nötigen „Know-How“ ermöglicht.

1 EINLEITUNG

Sickerwasserfassungssysteme auf Deponien sind u.a. aufgrund der chemischen und mechanischen Beanspruchungen in ihrer Funktionstüchtigkeit eingeschränkt oder teilweise ist diese gar nicht mehr gegeben. Auf der Deponie Burghof waren Rissbildungen in einer PEHD-Sickerwasserleitung, die unterhalb der Deponiebasis verläuft, erkennbar. Als Folge war ein Eintrag von Sickerwasser in das Grundwasser nicht mehr auszuschließen. Eine Sanierung der Sickerwasserleitung S 6.1 wurde somit unumgänglich.

2 SANIERUNG SICKERWASSERLEITUNG S 6.1

2.1 *Vorstellung des Sanierungsprojektes – Deponie Burghof*

Die Deponie Burghof befindet sich in Süddeutschland, im Landkreis Ludwigsburg, nordwestlich von Stuttgart. Die Deponie wird seit den 70er Jahren betrieben. Die Größe beträgt ca. 80 ha. Die größte Abfallüberdeckung beträgt ca. 50 m.

2.2 *Das Entwässerungssystem*

Die Deponie Burghof verfügt über ein ausgedehntes Entwässerungssystem, das jeweils nach dem Stand der Technik auf der Deponiebasis errichtet wurde. Hierbei kommt das klassische Sammler und Saugersystem mit einer Flächendrainage zu Anwendung. Die Sickerwasserleitung S 6.1 stellt hierbei eine Besonderheit dar, da diese als Ablaufleitung für einen älteren Deponieabschnitt nach Erweiterung der Einbaubereiche unterhalb der Deponiebasis weitergeführt wurde.

Durch regelmäßige Kamerabefahrungen der PE-Leitung wurden im Laufe der Jahre quer- und längsrisse erkennbar, die sich signifikant veränderten. Aufgrund der Lage unterhalb der Basisabdichtung war eine Gefährdung des Grundwassers nicht mehr auszuschließen. Die Leitung aufzugeben, war aufgrund der Größe und Bedeutung des Deponieentwässerungsbereiches nicht möglich. Eine Sanierung wurde unumgänglich.

3 AUSWAHL SANIERUNGSVERFAHREN

Zur Erreichung des Sanierungsziels – Einzug einer ausreichend dimensionierten PE 100 Vollrohrleitung auf einer Gesamtlänge von ca. 60 m und einer Tiefe von 40 m – wurde das Berstliningverfahren ausgeschrieben.

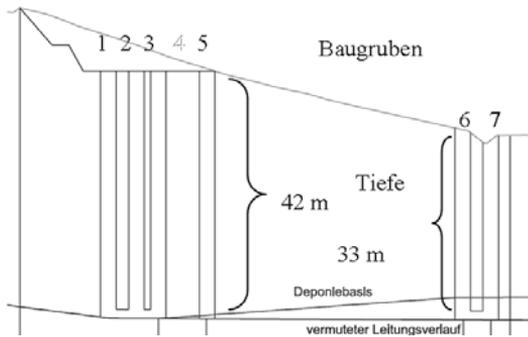


Abb. 1: Längsschnitt S 6.1

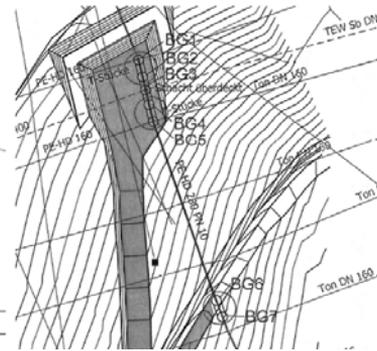


Abb. 2: Lageplan Sanierungsbereich

Derartige Aufgaben sind nur mit speziellen Verfahren realisierbar. Unter anderem aufgrund der deponiespezifischen Randbedingungen, wie z.B. Tiefe der Sickerwasserleitung (über 40 m), möglichst geringe Aushubmengen und den nur relativ genauen Bestandsplänen bzgl. Lage der Leitung und insbesondere der Abzweige der Drainageleitungen wurde zur Erstellung der Baugruben das Tandemschachtverfahren zur Ausführung gebracht.

Nach Errichtung der ersten Baugruben und der händischen Freilegung der Altleitung zeigte sich, dass ein Verdrängungsverfahren, ob statisch oder dynamisch u.a. aufgrund der Leitungsbettung nur mit einem gewissen Risiko ausführbar ist. Ein wesentliches Risiko besteht hierbei im Versagen der statischen Zugkräfte (statisches Berstlining) oder im Steckenbleiben der Berst-rakete (dynamisches Berstlining).

Ein derartiges Versagen der Leitungssanierung bedeutet ein enormes Kostenrisiko, da in diesen Fällen entsprechende Baugruben zur Bergung und Fortführung der Sanierung notwendig würden.

Als alternative Sanierungsvariante wurde ein Horizontalbohrverfahren DN 300 gewählt, dass gegenüber dem stat./dyn. Berstlining in diesem Fall einige Vorteile besitzt. So lässt sich hierdurch die Altleitung, PE da 280, SDR 11 komplett überbohren und entfernen und der Bohrkanal kann nach Einzug der neuen Leitung mit entsprechendem Dämmen komplett verpresst und abgedichtet werden.

Auf die genaue Beschreibung des Horizontalbohrverfahrens und die Sanierung der S 6.1 wird im 2. Teil näher eingegangen.

Zunächst werden nachfolgend u.a. die Ausführungen der vorbereitenden Arbeiten, allgemein die Baustellenlogistik und die Errichtung der Baugruben – das Tandemschachtverfahren – erläutert.

4 TANDEMSCHACHTVERFAHREN

4.1 Baustellenlogistik

Eine Besonderheit der Deponie Burghof stellt der Verlauf der Leitung S 6.1 dar. Dieser führt in einem sehr steilen Bereich der Deponie mit einer Böschungsneigung von 1 : 2,5 – 1 : 3.

Zur Herstellung der Stellflächen für die Schachtarbeiten wurden zunächst Zufahrten errichtet und bestehende Wege verbreitert. Ein Einschnitt in die Böschung brachte die erforderliche Flä-

che für die Bohrausrüstung und Baugruben (Abb. 7). Hierbei wurde u.a. aus Standsicherheitsgründen zur Sicherung der Böschungswand Spitzbeton aufgetragen.

Eine Herausforderung bestand in der Anlieferung der ca. 220 m Stahlrohrverbau für die 6 Baugruben sowie die dazugehörige Bohrausrüstung. So war es erforderlich, die gesamte Ausrüstung im oberen Deponiebereich zu lagern und vorzuhalten, um dann zum Zeitpunkt des Einbaus zeitnah auf geländefähige Transportfahrzeuge verladen und zur Bohrstelle transportiert werden zu können.

Die Errichtung der Baugruben erfolgte nacheinander. Beginnend mit der Baugrube 2, die zwischen den Zwangspunkten Abzweig einer bestehenden Drainageleitung (Baugrube 1) und ein überdeckter Schacht (Baugrube 3) zu errichten war.

Im Nachhinein hat sich diese Entscheidung als richtig erwiesen, da sich eine gewisse Lageabweichung der Leitung S 6.1 vom Bestandsplan zeigte. So verlief die Leitung nicht, wie ursprünglich angenommen, durch den überdeckten Betonschacht, sondern wurde beim Bau der Leitung um diesen herum verlegt.

Hierbei kam ein weiterer Vorteil des Tandemschachtverfahrens zum Tragen. Mit den dann folgenden Baugruben konnte darauf reagiert werden und diese über dem vorhandenem Leitungsverlauf abgeteuft wurden. Hierdurch konnten aufwendige, größere oder gar zusätzliche Baugruben vermieden werden.

Eine genaue Beschreibung des hier eingesetzten Tandemschachtverfahrens folgt im nächsten Abschnitt.

4.2 *Verfahrensbeschreibung*

Bei dem Tandemschachtverfahren handelt es sich um Baugruben mit einem Stahlrohrverbau, bestehend aus Stahlrohrsegmenten, die mit einem patentierten Verbinder versehen sind. Der Durchmesser beträgt 2.500 mm. Bei der Erstellung des Schachtes erfolgen Abschnittsweise der Abfallaushub mittels Greiferbohrung und eine Bohrlochaufweitung. Der Einbau des Verbaus erfolgt sukzessive dem Aushub im nacheilenden Verfahren. Der Verbau wird mittels spezieller Rohrziehanlage – hier bis zu einer Tiefe von ca. 42 m – durch die kinetische Energie des Verbaus eingerammt. Die Freilegung der Sickerwasserleitung erfolgt manuell unter Vollschutz und umgebungsunabhängiger Atemluftversorgung (Abb. 10).

Die Anordnung von 2 Einzelschächten im Abstand von ca. 2 Meter bildet den sog. Tandemschacht. Die anschließende Verbindung dieser Schächte auf der Deponiebasis erfolgt mit einem hydraulischen Pressverfahren. Der Tandemschacht kann nun aufgrund der sich ergebenden Länge im Leitungsbereich von 7 m – u.a. auch zur Einhaltung des Biegeradius beim Einzug der neuen Drainageleitung – als Start oder als Zielschacht z.B. für das Berstlining oder wie in diesem Fall zur Durchführung einer Horizontalbohrung genutzt werden. Der Schacht wird nach dem Rohreinzug und Herstellung der Anschlüsse wieder verfüllt und der Schachtverbau komplett zurückgebaut.

Vorteile des Tandemschachtverfahrens:

- Sicherer Verbau,
- Kompletter Rückbau,
- Emissionsarm,
- Geringe Aushubmengen,
- Verschiedene Rohrspanierungsverfahren anwendbar,
- Problemlose Wasserhaltung und
- Wirtschaftlichkeit.

4.3 *Horizontalbohrung als Überbohrung einer PE-Leitung Da 280*

4.3.1 *Historie der eingesetzten Bohranlage und deren Entwicklung*

Die Entwicklung der eingesetzten Bohranlage BM 400T hat seinen Ursprung im Projekt Hangsicherungsmaßnahme Hoxberg der Deutschen Steinkohle im Saarland. Die Bohranlage wurde so modifiziert (Abb. 3) dass aus einem Vortriebsrohr DN 2200 mit hohem Drehmoment und Vorschubkraft auf kleinstem Raum effektiv gearbeitet und ungesteuert mit hoher Genauigkeit gebohrt werden konnte. Diese Anlage verfügt über ein Drehmoment von 12.000 Nm und einer

Vorschubkraft von 1.000 kN sowie 500 kN Rückzugskraft. Also ein Kraftpaket auf kleinstem Raum.

Der nächste erfolgreiche Umbau erfuhr die Anlage mit Zielsetzung des Aufbaues einer Grundwasserkommunikation im City-Tunnelbau Leipzig. Auch hier waren die Anforderungen enorm hoch bezüglich der Vorschubkraft und Steuerungsgenauigkeit von 2 – 3 cm bei 100 m im horizontalen Doppelpilotverfahren (Abb. 4).



Abb. 3: Bohranlage

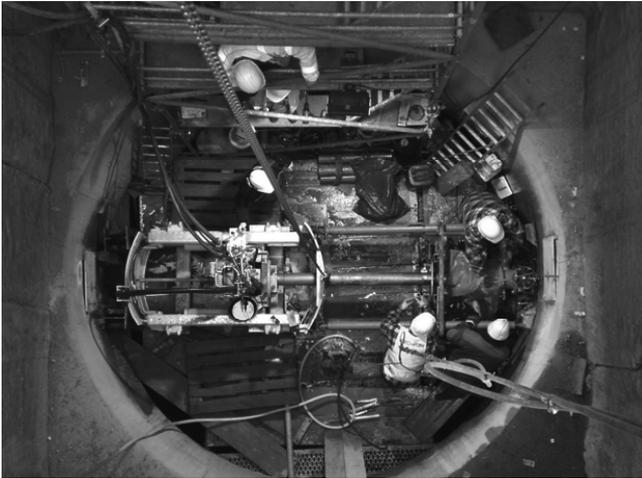


Abb. 4: Baugrube mit Bohranlage

4.4 *Umbau der Anlage und Neubau diverser Bohrköpfe für das Projekt Burghof.*

Die Anforderung bezüglich der enormen Schachttiefe von bis zu 42 m an die Hydraulikeinheit wurde durch diverse Ergänzungen maschinentechnisch erweitert. Der Einbau erfolgte im bewährten Stahlschachtsystem der Firma BHG Brechtel (Abb. 5 und 6).



Abb. 5: Einheben der Bohranlage in die Baugrube



Abb. 6: Blick in Stahlrohrverbau

Als Kernstück der Aufgabe war jedoch die Entwicklung der Bohrköpfe und die damit verbundenen Zentrierung im bestehenden deformiertem PE-Altrohr Da 280. Die einzelnen Phasen der Zerspanung und Förderung des Bohrgutes (Abb. 7) konnten mit der Bohrkopfanlage (Abb. 8) bestens gelöst werden. War doch die Problematik der Temperatur des Altrohrwerkstoffes sowie die vorhandenen Quer- und Längsrisse ein Parameter der Ausführung welcher nicht zu 100% kalkuliert werden konnte.



Abb. 7: Bohrgut



Abb. 8: Bohrkopf

4.5 Gerätedaten im Überblick

- Vorschubkräfte 1.000 kN und Rückzugskräfte 500 kN,
- Drehmoment 12.000 Nm und
- Bohrkopfanlage DN 300.

5 AUSFÜHRUNG HORIZONTALBOHRUNG

Durch die Kombination der Tandemschächte und Bohranlage war es erst möglich diese Aufgabe der Überbohrung auszuführen (Abb. 9). Der Einsatz mit Schutzbekleidung und Pressluftbeatmung beeinflusste (Abb. 10 und 11) natürlich die Leistung.



Abb. 9: Blick auf Sanierungsbereich



Abb. 10: Schachteinfahrt



Abb. 11: Vollschutz

6 FAZIT

Die modifizierte Bohranlage bewältigte die ihr gestellte Aufgabe einer PE-Überbohrung Da 280 mm ohne größere Schwierigkeiten. Dies zeigt, dass die Kombination der innovativen Techniken Tandenschachtverfahren und Horizontalbohrverfahren für den Bauherrn den gewünschten Erfolg brachte.

Unsere Besucher



Posterpräsentationen

Standards zur effizienten Gestaltung der Supply Chain in der Abfallwirtschaft

G. Gruber

GS1 Austria, Wien, Österreich

KURZFASSUNG: Um den immer strengeren Nachweisverfahren, den höheren Anforderungen an die Rückverfolgbarkeit von Abfall und der Transparenz in den abfallwirtschaftlichen Prozessen nachzukommen bedarf es einer effizienten Gestaltung der Supply Chain. Damit die Interoperabilität der einzelnen Akteure entlang der Supply Chain gewährleistet werden kann, ist die Einhaltung gemeinsamer Standards notwendig. Einen solchen Standard bietet der globale Standard von GS1.

1 EINLEITUNG

Europäische Unternehmen müssen laut EU künftig mit strengeren Vorschriften zur Abfallbehandlung rechnen. Erste Priorität gilt der Abfallvermeidung und Abfallwiederverwendung. Gleichzeitig werden die Rücknahmeverpflichtungen für Hersteller verschärft. Das Abfallaufkommen in der Europäischen Union beträgt über 2,9 Mrd. Tonnen/Jahr (Eurostat 2010) und es wird mit einem weiteren Anstieg gerechnet. Durch das EU-Abfallrecht und die nationalen Abfallgesetze, -verordnungen und -richtlinien soll ein solcher Anstieg verhindert werden. Was bedeutet diese Entwicklung für die Branchenbeteiligten? Zu erwarten sind strengere Nachweisverfahren, höhere Anforderungen an die Rückverfolgbarkeit von Abfall sowie größere Transparenz in den abfallwirtschaftlichen Prozessen.

GS1 Standards bieten Unternehmen ein sicheres Instrumentarium, um diesen Anforderungen länderübergreifend gerecht zu werden. Neben einer erhöhten Prozeßtransparenz können Unternehmen essentielle wirtschaftliche Vorteile erzielen und vor allem auch den neuen gesetzlichen Parametern ausreichend Rechnung tragen.

2 STANDARDISIERUNG

In global vernetzten Volkswirtschaften, deren grenzüberschreitende Stoffströme immer umfangreicher werden, gehört die internationale Harmonisierung von Regelungen zu einer fairen Wirtschaftsordnung.

Standardisierung bedeutet allgemein eine Vereinheitlichung nach bestimmten Regeln. Standards sind Übereinkünfte zwischen unabhängigen, wirtschaftlichen Einheiten, die bestimmte Merkmale eines Beschreibungsobjektes festlegen, um damit die Interaktion zu ermöglichen bzw. zu vereinfachen. Die Vorteile der Standardisierung sind die Einsparung von Informationskosten (Verringerung der Durchlaufzeit bei Geschäftsprozessen, Vermeidung von Medienbrüchen durch Fehleingabe, Einsparung von Porto- und Papierkosten, Reduktion der Bearbeitung und Übertragung von Geschäftsdokumenten) sowie die Erhöhung des Informationswertes. Dem stehen Standardisierungskosten (Implementierungskosten, Anschaffungskosten, Opportunitätskosten der Zeit des Erlernens) gegenüber. Standardisierungsaktivitäten erstrecken sich auf eine Vielzahl unterschiedlicher Gebiete, was durch einen Blick auf die Arbeiten von Standardisierungsorganisationen wie ISO, IEC, ANSI, CEN, DIN, ON oder GS1 deutlich wird. Dabei werden (technische) Standards, die von Standardisierungsorganisationen verabschiedet

werden, häufig als Norm bezeichnet. Ebenso gibt es Standardisierungsorganisationen, wie GS1, welche branchenübergreifende Standards entwickeln.

3 SUPPLY CHAIN MANAGEMENT

Supply Chain Management kennzeichnet interne wie netzwerkgerichtete Unternehmensaktivitäten von Versorgung, Entsorgung und Recycling, inklusive Geld- und Informationsflüsse (Werner 2008). Um die Interoperabilität, in zunehmend komplexer und global vernetzter werdenden Supply Chains zu gewährleisten, bedarf es komplexitätsreduzierender globaler branchenübergreifender Standards.

4 GS1 STANDARDS FÜR DIE ABFALLWIRTSCHAFT

Das GS1 System stellt mit seinem weltweit standardisierten Instrumentarium an Identifikationssystemen, automatischen Datenerfassungstechnologien, elektronischen Datenaustauschformaten, Prozeßempfehlungen und Dienstleistungen, einen international gültigen Standard dar, mit dem sich die Abfallbranche den zukünftigen Herausforderungen stellen kann. Grundlage für den Einsatz der standardisierten automatischen Datenerfassung und des -austausches ist die eindeutige Kennzeichnung der Unternehmen, Leistungen und logistischen Einheiten unter Nutzung von offenen international gültigen Standards. Mit GS1 Standards können die Prozesse der komplexen abfallwirtschaftlichen Supply Chain kompatibel gestaltet und optimiert werden. Die Abb. 1 zeigt schematisch die möglichen Einsatzgebiete von GS1 Standards.

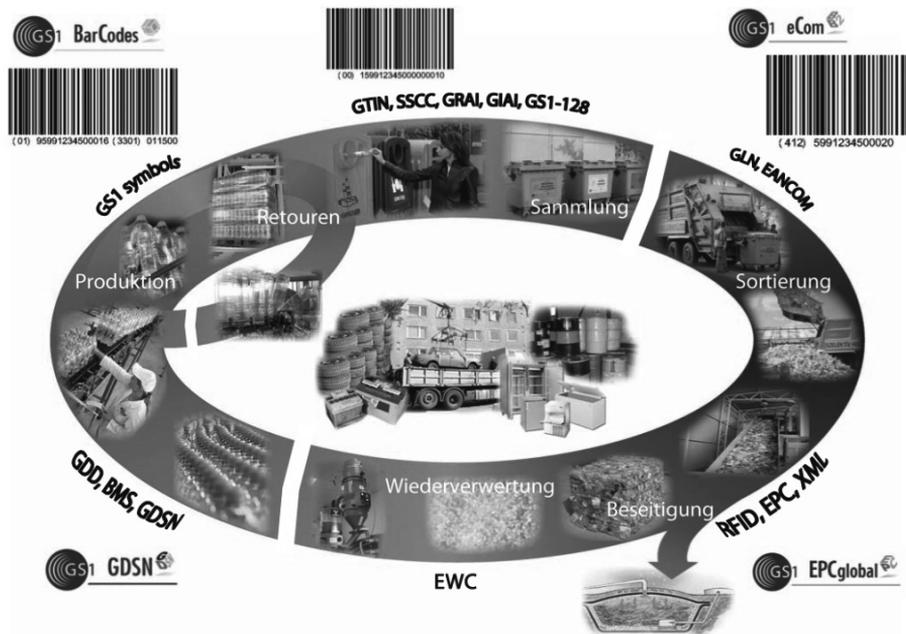


Abb. 1: Supply Chain in der Abfallwirtschaft

Tracking & Tracing stellt eine branchenübergreifende Anforderung an eine Vielzahl von Unternehmen dar, die durch das Inverkehrbringen von Gütern oder das Verwerten und/oder Entsorgen von Abfallprodukten, Verpackungen, etc. ihr Umfeld beeinflussen. Auch in der Abfallwirtschaft nimmt die Bedeutung des Tracking & Tracing aufgrund der umweltpolitischen Zielsetzungen und den damit einhergehenden Signalen aus Brüssel, zum Beispiel in Form der

Verpackungsrichtlinie, zu. Mit den globalen GS1 Standards können sämtliche Anforderungen an eine lückenlose Rückverfolgbarkeit erfüllt werden.

Im Folgenden werden im Überblick die GS1 Standards beschrieben (GS1 2010):

4.1 *GS1 Standards zur Identifikation*

GS1 Identifikationsschlüssel sind weltweit eindeutige überschneidungsfreie Nummern, mit vordefiniertem Aufbau. Eine Grundlage bei der standardisierten automatisierten Datenerfassung und des Datenaustausches ist die eindeutige Kennzeichnung, welche durch die GS1 Identifikationsnummern gegeben ist.

Die wichtigsten GS1 Identifikationsnummern sind:

- Die GLN (Global Location Number) zur Identifizierung von Unternehmen, Tochterunternehmen, Produktionsstandorten, Niederlassungen, Lager, Abholrampen, Lieferpunkten, Deponien oder Entsorgungsstellen.
- Die GTIN (Global Trade Item Number) zur Identifizierung von Produkten, Dienstleistungen und Abfallarten. Die GTIN bildet den Schlüssel zu den hinterlegten Stammdaten.
- Der GRAI (Global Returnable Asset Identifier) zur Identifikation von Mehrweg-, Transportverpackungen, Behältern (Mistkübeln, Container, Fässer) und Objekten. Als weltweit überschneidungsfreie Identifikationsnummer erleichtert der GRAI die Verfolgung und Bestandskontrolle.
- Der SSCC (Serial Shipping Container Code) zur Identifikation von Transporteinheiten.

4.2 *GS1 Standards zur Kennzeichnung*

Zur automatischen Datenerfassung stehen im GS1-System erprobte standardisierte Strichcode- oder 2D-Symbole EAN-13, GS1-128 (vormals EAN-128), ITF-14, GS1 Data Matrix und GS1 DataBar sowie die Radiofrequenztechnologie in Form des EPC/RFID zur Verfügung. Die Definition der Datenelemente im GS1-128 (GTIN, SSCC, GRAI, Gewichts- und Volumangaben, etc.) erfolgt durch den weltweit gültigen GS1 Application Identifier Standard.

4.3 *GS1 Standards für den elektronischen Datenaustausch*

Für eine verbesserte Effizienz und Transparenz von unternehmensübergreifenden Informationsflüssen entlang der Supply Chain bedarf es einer automatischen Telematik (elektronische Datenübermittlung) von Geschäftsdaten zwischen den Handelspartnern. GS1 stellt eine standardisierte und vordefinierte Struktur von elektronischen Geschäftsnachrichten (Rechnungen, Liefermeldungen, Bestellungen, Lagerbestandsbericht, etc.) im EDI und XML Format zur Verfügung. Durch die Verwendung dieser Standards und der verfügbaren Formate, müssen Geschäftspartner den Aufbau und die Struktur der Nachrichten nicht selber abstimmen. Der Austausch von Daten auf elektronischer Basis zwischen Geschäftspartnern wird gerade in Zeiten der zunehmenden Konkurrenz und Globalisierung immer wichtiger.

4.4 *GS1 Standards für die Synchronisation von Stammdaten*

Ziel einer weltweiten Datensynchronisation ist es, Effizienzsteigerungen entlang der gesamten Supply Chain, durch Verwendung von Standards, zu erreichen. Das Global Data Synchronisation Network (GDSN) von der Standardisierungsorganisation GS1 bietet hierzu die geeignete Plattform.

Anwendung des GS1 Standards in der Abfallwirtschaft im Business to Government Bereich in Österreich:

In Österreich nutzt das Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, kurz Lebensministerium, den GS1 Standard im Rahmen der Umwelt- und Abfallwirtschaft zur eindeutigen Identifikation in Österreich tätiger Meldepflichtiger und zur eindeutigen Bezeichnung von Abfallarten, Anlagentypen und Abfallbehandlungsverfahren. GS1

Standards kommen in Notifizierungsformularen, Begleitschreiben, Berichten, Meldungen, etc. zur Anwendung.

5 SCHLUSSFOLGERUNG

Damit die Abfallwirtschaft den Schritt von der Entsorgungswirtschaft zur Versorgungswirtschaft erfolgreich schafft, sollte sie die gängigen Standards der Versorgungswirtschaft betrachten und sich deren Vorteile für die eigene Branche zunutze machen.

LITERATUR

- Eurostat (2010) *Abfallaufkommen*. <http://appsso.eurostat.ec.europa.eu/nui/submitViewTableAction.do?dvsc=1>.
- GS1 (2010) *Allgemeine GS1 Spezifikationen*. Version 10.0.
- Werner, H. (2008) *Supply Chain Management: Grundlagen Strategien*. Instrumente und Controlling. Deutschland, Gabler Verlag.

Zwei Verordnungen – Eine Basis zur Aktualisierung des bulgarischen Abfallgesetzes

L. Draganov

Universität für Bergbau und Geologie "St. Ivan Rilski", Sofia, Bulgarien

R. Ivanova

Montanuniversität Leoben, Lehrstuhl für Bergbaukunde, Bergtechnik und Bergwirtschaft, Leoben, Österreich

KURZFASSUNG: Die Menge der kommunalen Industrieabfälle ist mit dem Anwachsen der Bevölkerung und der Vergrößerung der Industrie, mit der landwirtschaftlichen Produktion und mit dem Bauwesen vergleichbar. Die Hauptprobleme, verbunden mit den Abfällen, sind: Reduzierung der Abfallmenge, Reduzierung der Deponierungsflächen und ihre Errichtungs-, Instandhaltungs- und Schließungskosten und die Nachsorge für die Deponie. Die Mengen und die Deponierungsflächen werden mit dem Einführen von abfalllosen, energiesparenden Technologien und Einsparungen reduziert. Dies ist von großer Bedeutung, da die Deponiekosten sehr hoch sind. Mit Rücksicht auf ihre Reduzierung und Vereinfachung der gesetzlichen Formalitäten in der BRD wurde in den Jahren 2008/2009 eine Verordnung über Deponien, Langzeitlager und Umgestaltung der Normativen für die Grubenabfälle ausgearbeitet (DepV 2009), womit das Chaos beim Regulieren der rechtlichen Grundlage für Deponien, realisiert bis 2009 durch sieben rechtliche Normen (Stock 2008), beendet wurde.

1 EINLEITUNG

Die wichtigsten und gebräuchlichsten Punkte der deutschen Deponieverordnung 2009 (DepV 2009) und der österreichischen Deponieverordnung (DVO 2008) werden in dieser Publikation behandelt. Diese Verordnungen sollen die Differenzen in den Gesetzen zur Abfallwirtschaft und den Deponien in Deutschland und Österreich vereinheitlichen.

Für das Sammeln und Entsorgen von festen Abfallstoffen in Bulgarien, sowohl aus dem Bereich Haushalt als auch aus dem Bergbau wird es notwendig, in Europa angewandte Techniken zu übernehmen und auch die Gesetze in der Abfallwirtschaft entsprechend anzugleichen.

2 WESENTLICHE KRITERIEN

2.1 *Wesentliche Kriterien in der deutschen Deponieverordnung von 2009*

Diese Elemente im Vergleich zur Verordnung von 2002 sind:

- Einführen von vier Deponieklassen: 0, I, II und III,
- Ansprüche an die Annahmeart der Abfälle; sie sind: Deponieklasse 0 – für Erdmassen, Deponieklasse I – für inerte Abfälle, Deponieklasse II – für ungefährliche Abfälle, Deponieklasse III – für gefährliche Abfälle und
- Sammeln und Aufbewahrung der Abfälle in gesonderten Deponieklassen.

Die Zuordnung der Abfälle zu einer Deponieklasse hängt von ihrer Charakteristik ab. Die Art und der Wert der Parameter, von denen die Aufnahme und das Lagern der Abfälle abhängen, werden im Anhang der Verordnung behandelt. Die Hauptparameter sind:

- Organischer Anteil des Trockenrückstandes der Originalsubstanz,
- Kriterien nach dem Gehalt von Schadstoffen im Feststoff,
- Kriterien nach der Auslaugung der Schwermetalle u.a. sowie
- Reduzierung der biologisch abbaubaren Abfälle im Trockenrückstand der Originalsubstanz.

Der Schutz der Umwelt wird durch Minimierung der biologischen Umwandlungsprozesse und chemischen Reaktionen in den Abfällen erreicht. Dies wird durch die obligatorische Anforderung an ein mechanisch-biologisches Behandeln (MBB) realisiert. Im Großteil der Länder der EU wird ein Deponieren von Abfällen ohne vorhergehendes MBB nicht zugelassen (Loidl 2008).

Die Abfallcharakteristik bestimmt die Deponieklasse, in der die Abfälle gelagert werden. Zur Minimierung der Kosten, zur Sicherung und zum Aufbau der geologischen Barriere schreibt der Gesetzgeber vor, dass die untere Basisabdichtung und die obere Oberflächenabdichtung (siehe Anhang 1) aus vier respektive fünf Elementen bestehen müssen.

Nur das Bundesamt zur Prüfung von Materialien (BAM) ist für die Prüfung und Zulassung von Geokunststoffen, Schutzschichten, Drainagerohre u.a. (Ramke et al. 2000) bevollmächtigt. Seine Aufgabe ist es, Ansprüche an die Zulassung hinsichtlich des Standes der Technik zu stellen. Z.B. aus DepV 2009: „Das Abdichtungssystem, die Materialien und die Herstellung der Systemkomponenten und deren Einbau sowie die Eigenschaften dieser Komponenten im Einbauzustand müssen so gewählt werden, dass die Funktionserfüllung der einzelnen Komponenten und des Gesamtsystems unter allen äußeren und gegenseitigen Einwirkungen über einen Zeitraum von mindestens 100 Jahren nachgewiesen ist. Abweichend hiervon gilt bei Kontrollsystemen für Konvektionssperren ein Zeitraum von mindestens 30 Jahren.“

Die Mineralzusammensetzung der Stoffe ist die erste dichtende Komponente und seine Technik zum Einbau sind ausführlich in (Ramke et al. 2000, Thomé-Kozmiensky 1992, Egloffstein et al. 2003) und in der bulgarischen Verordnung Nr. 8 vom 24.08.2004 kommentiert.

Die Siedlungsabfalldeponien, die die unbehandelten festen kommunalen Abfälle ohne Basisabdichtung aufbewahren, besitzen bedeutendes Gefahrenpotential und müssen als DK-II eingestuft werden (DepV 2009), wohingegen jene Abfälle, die mechanisch-biologisch behandelt wurden, zur DK-I (Ramke et al. 2000) gezählt werden.

In der Verordnung zur Vereinfachung des Deponierechts (DepRVV) 2008, Artikel 2, ist die Verordnung zur Umsetzung der Richtlinie 2006/21/EG des Europäischen Parlaments und des Rates der EU vom 15.03.2006 bezüglich des Bewirtschaftens der Abfälle aus der Bergbauindustrie (Bergbauabfallrichtlinie) eingeschlossen. In § 3 ist nachzulesen: „Eine Beseitigungsanlage für Gewinnungsabfälle ist so zu errichten, zu betreiben, stillzulegen und nachzusorgen, dass das Wohl der Allgemeinheit nicht beeinträchtigt wird. Dies ist durch eine geeignete Standortwahl und geeignete Maßnahmen zum Schutz des Bodens und des Grundwassers, die dem Stand der Technik entsprechen, zu gewährleisten. Hierzu können, in Abhängigkeit von Gefährdungspotenzial und Art der Anlage, die Kriterien nach Anhang 1 der Deponieverordnung vom 27. April 2009 (BGBl. I S. 900) herangezogen werden.“

2.2 Kriterien der Österreichischen DVO 2008

Die wichtigsten Elemente können in folgenden Punkten zusammengefasst werden:

- In § 4 sind vier Deponieklassen und drei Deponieunterklassen präzisiert
- In Abschnitt 4 §11 – 20 sind detailliert und klar u.a. dargestellt:
 - Das Abfallannahmeverfahren
 - Grundlegende Charakterisierung der Abfälle
 - Übereinstimmungsbeurteilungen
 - Verpflichtungen des Abfallbesitzers
 - Eingangskontrolle
- In Abschnitt 5, § 21 – 24 sind die Ansprüche an den Deponiestandort und die Untergrundanforderungen angeführt
- In Abschnitt 6 und Anhang 3 werden die Fragen zur Deponietechnik, der Basisdichtung und Oberflächen mit konkreten Vorgaben behandelt. Diese Ansprüche stimmen zum größten Teil mit denen in der deutschen DepV 2009 überein;
- In Anhang 8 sind die Vorgaben zur Berechnungsmethode der Sicherstellungen für Nachsorgemaßnahmen angeführt;

3 ANWENDUNG DER WICHTIGSTEN ELEMENTE DER DEUTSCHEN UND ÖSTERREICHISCHEN DEPONIEVERORDNUNG

In Bulgarien überwiegt das gemischte Sammeln der festen kommunalen Abfälle (FKA). Etwa 80% davon können nutzbar gemacht und in die wirtschaftliche Tätigkeit des Landes in Form von Düngemitteln, Recyclingprodukten und Energierohstoffen eingebracht werden. Ausgehend von den positiven Tendenzen in der ausländischen Praxis ist eine Strategie für folgende Bereiche ausgearbeitet worden: getrenntes Sammeln der festen kommunalen Abfälle (FKA), Schaffung von regionalen Deponiestandorten mit entsprechenden Logistiknetzen, Lagerplätze für Abfall- und Energierohstoffe und die Schaffung von Deponien für inerte Abfälle (DK-I) an Plätzen für die Behandlung der organische Anteile der gemischten FKA, welche 25 – 30% der FKA aufnimmt. Neben der Verringerung der Deponiefläche braucht diese Deponie auch keine weitere Abdichtung (HDPE) in der Basis- und Oberflächenabdichtung zur Sicherung und zum Schutz der Umwelt.

Bis zum Jahre 2000 nahmen die bulgarischen Deponien für Grubenabfälle eine Fläche von etwa 1.448 ha (Draganov 1998) ein. Sie wurden ohne untere Basisabdichtung errichtet.

Bis heute fehlen bei diesen Deponien Oberflächenabdichtungen oder sie entsprechen nicht den Verordnungen und Gesetzen (Verordnung Nr. 8/2004). Die oben angeführten heutigen Ansprüche an die Oberflächendichtungen gemäß deutscher DepV und österreichischer DVO führen zu einer vernünftigen Lösung, wie Ausarbeitung eines Katasters aller geschlossenen und betriebenen Deponien für Grubenabfälle. Die darin angeführten Angaben müssen enthalten: Ortslage, Fläche, verschmutzendes Potential, Auslaugungskriterien, Oberflächenzustand, Notwendigkeit einer Oberflächenabdichtung (mit Konstruktionsmerkmalen und verwendeten Materialien), Prüfung und Maßnahmen zur Sicherung der Stabilität der Dämme, Schutz vor Wasser- und Lufterosion (Zusammensetzung des Drainagewassers). Wegen des großen Umfangs der Arbeiten und der Verantwortung beim Ausarbeiten des Katasters wird dieser unter der Leitung des Ministeriums für Umwelt und Gewässer mit der finanziellen Versicherung des europäischen Fonds für regionale Entwicklung (EFRE) erstellt.

4 SCHLUSSFOLGERUNG

Das Einteilen der Deponien in Klassen trägt zur Reduzierung der Errichtungskosten, ihrer Nutzung und Nutzbarmachung der abgelagerten Abfälle bei.

Die Abfallaufnahme zur Ablagerung in einer bestimmten Deponieklasse hängt von ihrer eigentlichen Charakteristik ab. Die genauen Ansprüche für die Aufnahme sind auf vier Grundkriterien beschränkt.

Die Einrichtung einer Institution in Bulgarien, welche die Eigenschaften der für die Basis- und Oberflächenabdichtung verwendeten Stoffe normiert und überprüft, ist notwendig. Auf diese Weise soll der Stand der Technik eingehalten und die Verwendung von Materialien verhindert werden, welche für Abdichtungssysteme nicht geeignet sind.

Die Berechnungsmethode der Sicherstellung und die Einschätzung des ökonomischen Zustandes der Deponie (Thomé-Kozmiensky 1992) wird bei der richtigen Beurteilung des gesamten Ablaufes bei der Aufnahme und Ablagerung der Abfälle helfen. Die nationale Strategie zum Aufbau von regionalen Zentren zur Lagerung der gemischten FKA mit ihrer vorgeschalteten mechanisch-biologischen Behandlung wird eine hohe Verwertungsquote erlauben und den Schutz der Umwelt gewährleisten. Umgesetzt wird dies durch ein Angleichen an die moderne europäische Praxis.

Das Schaffen eines vollständigen Katasters der bulgarischen Deponien für Grubenabfälle wird es ermöglichen, jede Deponie mit einer Oberflächenabdichtung und einer Biorekultivierungsschicht zu versehen. Dies ist im Einklang mit der Verpflichtung der Republik Bulgarien, eine Liste der stillgelegten Abfallentsorgungseinrichtungen vorzulegen, welche eine ernste Gefahr für die menschliche Gesundheit und die Umwelt (Art. 20 der Direktive 2006/21/EG des Europäischen Parlaments und des Rates der EU) darstellen können.

Durch die Aufnahme der oben diskutierten Verordnungen in das Gesetz der Republik Bulgarien wird eine Annäherung der bulgarischen an die europäische Gesetzgebung hinsichtlich der Nutzbarmachung der Abfälle und des Umweltschutzes erreicht.

In der Zwischenzeit wurde bereits ein Vorschlag für eine gesetzliche Initiative bezüglich der Veränderungen im Einklang mit den oben genannten wesentlichen Kriterien im Gesetz für Abfallmanagement in der Republik Bulgarien eingereicht.

LITERATUR

- DepV (2009) *Deponieverordnung – DepV*, Verordnung über Deponien und Langzeitlager, BGBl. I, 900.
- Draganov, L. (1998) Deckende Schranken zur Liquidierung der Abfallhalden. In: *Bergbau und Geologie*, Nr. 9 – 10, Bulgarien.
- DVO (2008) *Deponieverordnung 2008*: Verordnung des Bundesministers für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft über Deponien, BGBl. II 39/2008.
- Egloffstein, T. (2003) *Oberflächenabdichtung und Altlasten*. Erich Schmidt Verlag GmbH & Co Berlin.
- Loidl, M. (2008) *Ablagerung von MBA Abfällen gemäß DVO*. DepoTech 2008, Österreich.
- Ramke, H.G., Berger, K. & Stief, K. (2000) Ergebnisse des Status-Workshop *Anforderungen an Deponie-Oberflächenabdichtungssysteme*.
- Stock, U. & Wittig, M. (2008) *Die neue Deponieverordnung – Ende des Regelungschaos und neue Herausforderungen an die Geotechnik*. In: Jahresbericht 2008 des Instituts für Geotechnik an der TU Bergakademie Freiberg.
- Thomé-Kozmiensky K. (1992) *Abdichtung von Deponien und Altlasten*. Verlag für Energie und Umwelttechnik GmbH & Co Berlin.

Infectious Healthcare Waste – The METEKA Infection Prevention System

H.F. Katschnig

METEKA GmbH, Judenburg, Austria

ABSTRACT: Assessing the emerging risk of nosocomial infections (HCAI) with multi-resistant germs (MRSA, VRE, ESBL producing organisms, tuberculosis) or viruses (e.g. hepatitis, H1N1) careful management of contaminated waste needs to get increased consideration.

The “Hygiene and Infection Prevention System” developed by METEKA reduces significantly the risk of “cross contamination” by collecting all the potentially infectious waste in puncture proof reusable containers (Principle 1: “Non contamination”) and avoiding the waste bag collection. Afterwards inside the medical area (hospital, lab and dialysis centre) the waste is decontaminated in the even same collection and transportation container by means of certified and environment protecting microwave technology. The disinfected waste can be disposed afterwards according to ADR/RID regulation regionally with the ordinary household waste stream (risk group I). No infection risk is transferred into the public (Principle 2: “Limitation of infection risk at the source”). The guidelines of the Basel Convention are followed in the best possible way.

1 INTRODUCTION

Assessing the emerging risk of nosocomial infections (HCAI) with multi-resistant germs or viruses careful management of contaminated waste needs to get increased consideration. It is a main public health imperative and responsibility to manage the infectious health care waste (IHCW) in a risk-adapted and sustainable way. The safe disposal of IHCW from hospitals, dialysis centers, doctors practices, research labs becomes a major problem worldwide because of the emerging of new diseases which are not yet curable (e.g. HIV, SARS, swine flue, avian flue), and the disease threats of bacteria with increasing resistance against antibiotics (e.g. MRSA, MDR tuberculosis, ESBL enterobacteriaceae). With bound hands, without available drugs against these infectious diseases only prophylactic measures can avoid transmission, infections, and epidemics.

During the stay in a hospital patients are at risk to acquire a so called hospital acquired infection (HAI). According to the publication of the ECDC Stockholm (European Center of Disease Control) in Europe 4.1 million HAIs occurred 2009. 37,000 patients died.

Beside the risk that IHCW is a reservoir of highly pathogenic microorganisms, the ever increasing amount of waste, especially of synthetic one-way items, needs special consideration concerning the mode of final disposal to avoid environment pollution.

To protect people and population becoming endangered by means of toxins and/or infections associated with IHCW, laws and international agreements came into force to organize its safe and environment-protecting disposal.

The Basel Convention regulates the transborderly movement of dangerous goods. The WHO basic principles of waste management (polluter pays principle, precautionary principle, duty of care principle, proximity principle) give basic instructions for the safe management of hazardous waste and the ADR/RID regulations (European Agreement Concerning the Inter-

national Carriage of Dangerous Goods) define the procedures to avoid transmission of infections or endangering by means of toxins associated with waste manipulation and disposal. The Stockholm convention has the aim to reduce persistent organic pollutants (POPs) and the “carbon footprint”.

The METEKA Hygiene and Infection Prevention System has been developed 1987 in the dialysis center Judenburg together with the company METEKA following three basic principles of hygiene and environmental protection:

- 1) Non contamination strategy,
- 2) Limitation of the infection risk to the source of generation and
- 3) Environmentally sound final waste disposal.

Ad. 1) It means that all procedures associated with patient treatment and IHCW should be done with utmost care. If you do not contaminate you cannot infect.

Ad 2) It means that all IHCW should be rendered harmless inside the medical area. No infectious material should leave the point of generation.

Ad 3) The final disposal of the waste material should be done in the best way to avoid pollution of the environment.

The IHCW is collected in puncture-proof, re-usable waste containers directly at the place where it is produced. The waste container with inserted waste bag is placed in a special trolley which allows a hands-free disposal of the contaminated waste into the container. In the same collection and transportation container the IHCW is afterwards thermally disinfected within the waste producers scope of responsibility in the MEDISTER HF waste disinfection unit, which uses an innovative microwave technology. The heat is generated directly contactless in the moistured waste itself.

After thermal disinfection the decontaminated waste can be disposed regionally in the inserted waste bag with affixed control label like normal household waste. The collection and transport container is reused.

The MEDISTER devices – together with a complete system solution for safe waste collection and transportation – are available in different sizes.

According to ADR/RID IHCW is classified as infectious substances class 6.2. It must be declared according to the risk group and specially packed if disposed without prior treatment. Moreover supporting documents are mandatory.

If IHCW is treated “on site” prior disposal by means of MEDISTER disinfection it is no longer subject to ADR/RID. It can be disposed similar to household waste.

The decentralized operation of the MEDISTER devices in medical centres (e.g. hospitals, doctors offices, labs, dialysis institutes) means for the user not only independence from hazardous waste disposal procedures, it increases safety and hygiene; it significantly reduces the disposal costs and protects the environment.

The METEKA system makes the waste flow completely retraceable offering a genuine “cradle to grave” philosophy with the highest level of safety and sustainability. It contributes significantly to reduce hospital acquired infections (HAI) and leads to an essential reduction of the “carbon footprint” of a medical institution compared to other treatment options or special waste disposal.

For institutions with higher safety level (BSL3/BSL4) METEKA developed special waste and fluid sterilizers. Infectious materials are collected, transported and manipulated in reusable containers and get sterilized “on site” in the same containers with the MEDISTER 360 device, infectious fluids from 10 – 1,000 litre/hour get sterilized fully automatically before discharged

into the sewage system fully automatically with the MEDISTER 510 and MEDISTER 560 devices.

The METEKA system complies with all international regulations and is in full harmony with the Waste Management Guidelines of the European Union:

- Avoiding before recycling before disposal (re-usable waste containers),
- Self sufficiency (on-site decontamination of waste material/liquids),
- Regional disposal (decontaminated waste is disposed as household waste) and
- Application of clean technologies (no toxic emissions during treatment, reducing the “carbon footprint”).

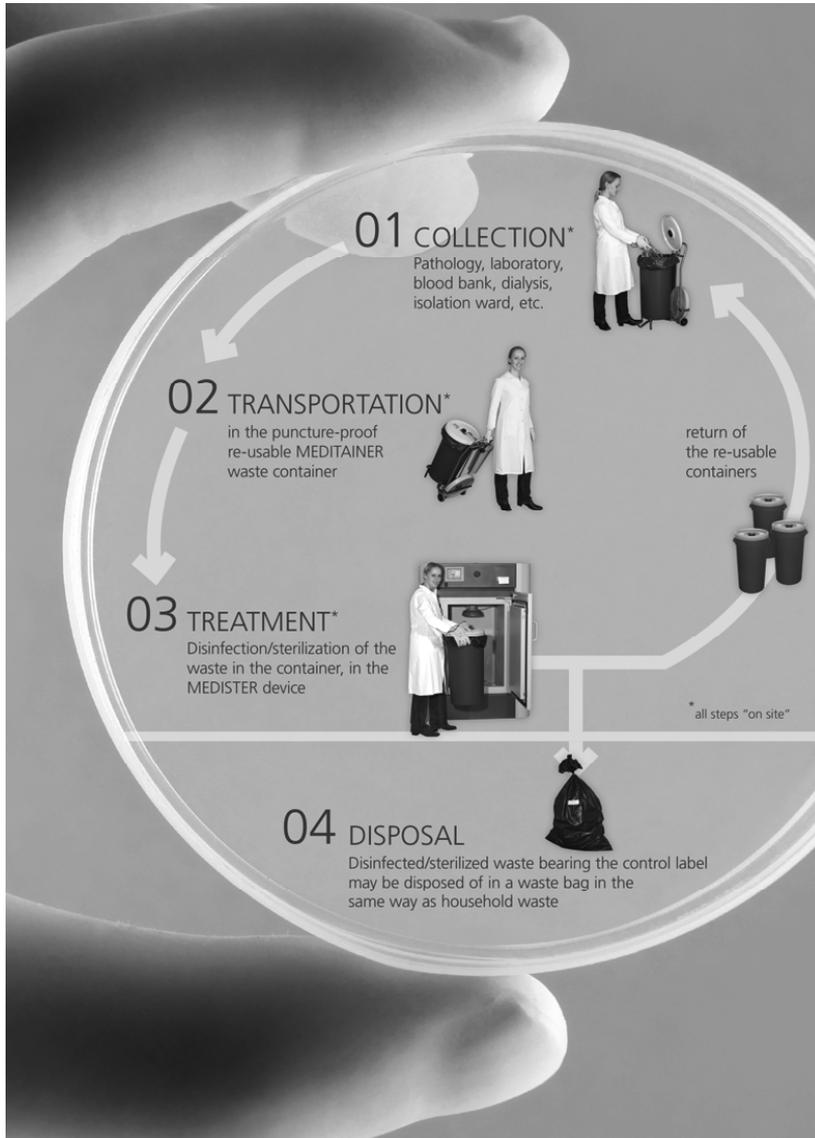


Fig. 1: The METEKA Infection Prevention System

LITERATUR

- European Commission – Environment (1999) *EU-Council Directive 99/31/EC on landfill of waste*. Brussels, Belgium.
- European Committee for Standardization (1999) *European Standard EN 12740 Biotechnology – Laboratories for research, development and analysis – Guidance for handling, inactivating and testing of waste*. Brussels, Belgium.
- Katschnig H. (1990) *Vorstellung eines integrierten, umweltschonenden Sicherheitsentsorgungskonzeptes für (potentiell) infektiöse Abfälle*. Sonderdruck aus: *Österreichische Krankenhaus-Zeitung* 31, 623 – 634.
- Secretariat of the Basel Convention/United Nations Environment Programme (UNEP) International Environment House (1992) *Basel Convention on the Control of Transboundary Movements of Hazardous Wastes and Their Disposal*. Geneva, Switzerland.
- Secretariat of the Basel Convention/International Environment House (2003) *Technical Guidelines on the Environmentally Sound Management of Biomedical and Healthcare Wastes*. Châtelaine, Switzerland.
- Secretariat of the Stockholm Convention/United Nations Environment Programme (UNEP) International Environment House (2004) *Stockholm Convention on persistent organic pollutants (POPs)*. Geneva, Switzerland.
- UNECE – United Nations Economic Commission for Europe (2009) *ADR 2009 – European Agreement Concerning the International Carriage of Goods by Road*. Genf, Schweiz.

Klimarelevanz der oberösterreichischen kommunalen Abfallwirtschaft

D. Schrack & H.K. Prammer

Johannes Kepler Universität, Institut für Betriebliche und Regionale Umweltwirtschaft, Linz, Österreich

KURZFASSUNG: Ziel der vorliegenden Studie ist das Aufzeigen von umsetzungsorientierten Ansätzen zur umweltwirtschaftlichen Optimierung der kommunalen Abfallwirtschaft in Oberösterreich, insbesondere für den Bereich der biogenen Abfälle. Der Fokus liegt somit auf der Abschätzung der CO₂-Äquivalente für die kommunale Abfallbehandlung in Oberösterreich, die die Bereiche Deponierung, thermische Abfallbehandlung, biotechnische Abfallbehandlung, mechanische Abfallbehandlung und die Sammlung und den Transport der Abfälle umfasst. Das Aufzeigen der durch die Abfallwirtschaft ausgelösten Treibhausgasemissionen erfolgt hierbei für das Referenzjahr 1990, den Ist-Zustand (2007) sowie für das Trendszenario 2012. Es zeigt sich, dass seit 1990 speziell im Bereich der Deponierung eine starke Reduktion von Treibhausgasen erreicht werden konnte. Der Ausstoß von CO₂-Emissions-Äquivalenten aus der thermischen Behandlung hingegen ist aufgrund von gesteigerten Behandlungsmengen massiv angestiegen, wobei die thermische Behandlung dadurch einen großen Beitrag zur Energieerzeugung liefert. Somit zeichnet sich eine Entwicklung der Abfallwirtschaft weg von einer „reinen Entsorgungsfunktion“ hin zum Energieproduzenten ab.

1 EINLEITUNG

Vor dem Hintergrund eines global und auch national ansteigenden Ausstoßes von Treibhausgasen und den damit verbundenen weitreichenden Problemen, stellt sich die oberösterreichische Abfallwirtschaft seit längerem die Aufgabe, möglichst nachhaltig zu wirtschaften. Um die Ergebnisse der bereits erfolgreich umgesetzten Maßnahmen darzustellen und die oberösterreichische Abfallwirtschaft auf weitere Treibhausgas-Reduktionspotentiale zu untersuchen, wurde im Auftrag des Oö. Umweltressorts vom Institut für Betriebliche und Regionale Umweltwirtschaft und dem Energieinstitut an der Johannes Kepler Universität Linz eine Studie zu diesem Themenkreis durchgeführt.

2 ZIELE DER STUDIE

Das Erkenntnisinteresse gilt folgenden Zielen:

- Analyse und Ergebnisdarstellung erfolgreich umgesetzter Maßnahmen der oberösterreichischen Abfallwirtschaft.
- Darstellung der Leistungsfähigkeit der (kommunalen) Abfallwirtschaft in Oberösterreich.
- Untersuchung der oberösterreichischen Abfallwirtschaft auf weitere Treibhausgas-Reduktionspotentiale.
- Entwicklung eines Konzeptes zur umweltwirtschaftlichen Optimierung der Abfallwirtschaft für den Bereich der biogenen Abfälle.

Als Referenzjahr für die Studie dient das Jahr 1990, während der Ist-Zustand durch das Jahr 2007 repräsentiert wird. Für das Aufzeigen weiterer Potentiale wird das Jahr 2012 herangezogen.

3 METHODIK, SYSTEMGRENZEN UND VERWENDETE MODELLE

3.1 Methodik und Vorgehensweise

Im Rahmen der Studie werden die Abfallbehandlungsarten Massen- und Reststoffdeponierung, thermische Behandlung, mechanische Behandlung, biotechnische Behandlung einschließlich Sammlung und Transport von Abfällen näher untersucht, sowie eine mengenmäßige Abschätzung der daraus resultierenden klimawirksamen Treibhausgase Kohlendioxid, Methan und Lachgas vorgenommen. Zur Abschätzung der Klimarelevanz der einzelnen Abfallbehandlungsarten werden die jeweils zugrundeliegenden Mengenströme der behandelten Abfälle in Form einer Sekundärdatenanalyse ausgewertet (Amt der Oö. Landesregierung 2008) und mithilfe verschiedener Berechnungsmethoden, wie z.B. nach der IPCC-Methodik (IPCC 2006) die jeweiligen klimawirksamen CO₂-Emissions-Äquivalente abgeschätzt.

3.2 Systemgrenzen

Abb. 1 verdeutlicht überblicksmäßig Systemgrenze, Mengenströme und Klimarelevanz der gesamten oö. Abfallwirtschaft (im Sinne dieser Studie) für das Jahr 2007.

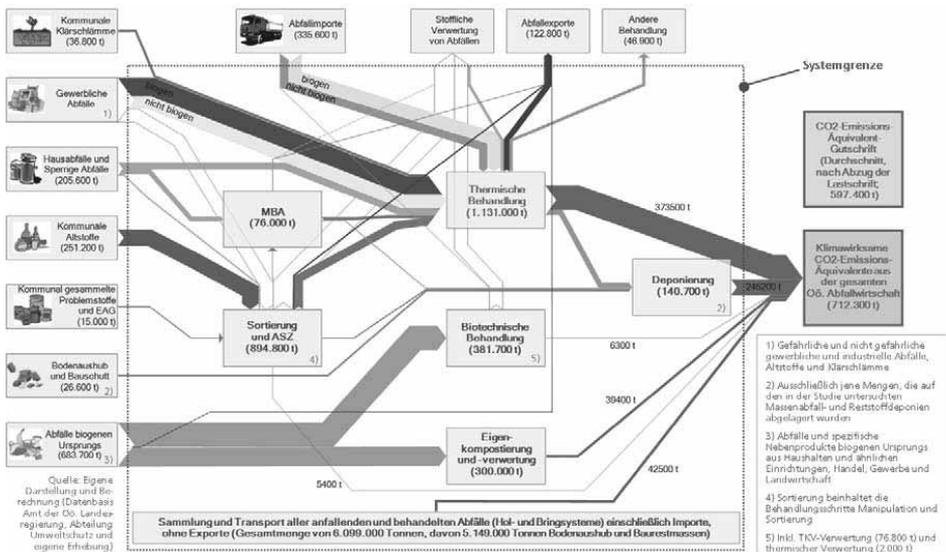


Abb. 1: Mengenströme und Klimarelevanz der oö. Abfallwirtschaft für das Jahr 2007.

Die Abb. 1 zeigt, dass auf Grundlage der für die Untersuchung notwendigen emissionsseitigen Perspektive die Emissionen, die sich aus den Abfallimporten ergeben, in der Studie mitberücksichtigt werden, in Oberösterreich anfallende und exportierte Abfälle (und die damit verbundenen Emissionen) werden aus der Studie ausgeklammert.

3.3 Modellentwicklung zur Abschätzung der CO₂-Gutschriften

Neben der Darstellung der behandelten Abfallmengen und der Abschätzung der daraus resultierenden CO₂-Emissions-Äquivalente werden auch CO₂-Gutschriften unter der Annahme ausgewiesen, dass durch die Nutzung von Abfällen als brachliegende Ressource für die Strom- bzw. Wärmeerzeugung fossile Energieträger eingespart werden können.

Dies bedeutet, dass für die Abfallbehandlungsarten Deponierung, thermische und biotechnische Behandlung berechnet wurde, welche Menge an treibhausgasrelevanten Gasen ausgestoßen wird, wenn die durch diese Abfallbehandlungsarten erzeugte Menge an Strom und Wärme (in kWh) aus fossilen Energieträgern erzeugt werden würde. Anders formuliert, stellt

die Verwertung von Abfällen in Form von Energieerzeugung einen Zusatznutzen dar, der in Form von Gutschriften im Rahmen eines Äquivalenzsystems ausgedrückt werden kann (zu Äquivalenzsystemen siehe Klöpffer & Grahl 2007). Da die Höhe der errechneten Gutschriften wesentlich vom gewählten fossilen Energieträger und Prozess abhängt, wurden die Gutschriften als eine Bandbreite für ein im Wirkungsgrad optimiertes Gas- und Dampfturbinenkraftwerk (BVT, unter der Verwendung von Erdgas) und ein herkömmliches Steinkohlekraftwerk mit Dampfturbine (Standardprozess) ausgewiesen. Abb. 2 verdeutlicht modellhaft die Vorgehensweise bei der Berechnung der CO₂-Gutschriften aus der Massen- und Reststoffdeponierung, wobei die direkt aus der Deponierung entstehenden CO₂-Emissions-Äquivalente hier nicht ausgewiesen werden.

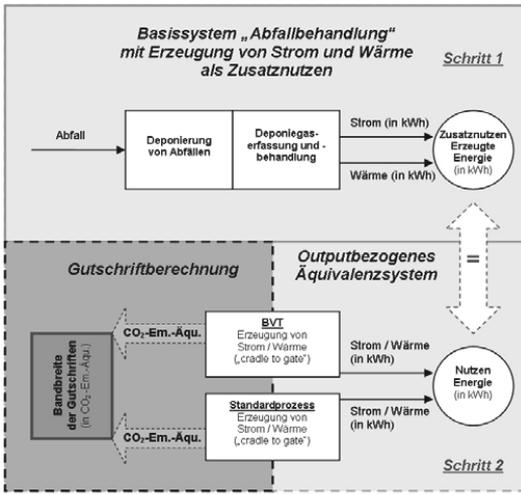


Abb. 2: Vorgehensweise bei der Berechnung der CO₂-Gutschriften aus der Deponierung.

4 ERGEBNISSE DER STUDIE

Es ist vorzuschicken, dass die Klimawirksamkeit der oberösterreichischen kommunalen Abfallwirtschaft in der Höhe von 712.300 Tonnen CO₂-Emissions-Äquivalenten (ohne den Abzug von CO₂-Gutschriften) im Vergleich zum Ausstoß von treibhauswirksamen Gasen aus allen Sektoren Oberösterreichs – inklusive Industrie, Verkehr und anderen Bereichen (Anderl et al. 2008) – insgesamt nur einen geringen Anteil von 2,87% ausmacht.

Abb. 3 zeigt zusammenfassend die Ergebnisse der Studie, ausgedrückt in CO₂-Emissions-Äquivalenten und durchschnittlichen CO₂-Gutschriften (aus der Erzeugung von Energie) für die einzelnen Abfallbehandlungsarten über die Jahre 1990, 2007 und 2012.

Deponierung: Es zeigt sich, dass im Jahr 2007 rund ein Drittel (34,40% bzw. 245.200 t) der aus der gesamten öö. Abfallwirtschaft emittierten klimawirksamen Treibhausgase aus der Deponierung von Abfällen stammt. Insgesamt konnten diese Treibhausgase seit 1990 um rund 49% reduziert werden – auch für die Zukunft zeichnet sich eine deutliche Reduktion ab.

Thermische Abfallbehandlung: Die seit 1990 stark gestiegene Menge an thermisch behandelten Abfällen verursachte im Jahr 2007 einen Ausstoß von 373.500 Tonnen klimawirksamer CO₂-Emissions-Äquivalente (52,40%). Die relativ hohen Emissionen aus der thermischen Abfallbehandlung werden jedoch durch die Erzeugung von Energie – ausgedrückt in durchschnittlichen CO₂-Gutschriften – wieder relativiert und übersteigen mit einem Betrag von 578.800 CO₂-Emissions-Äquivalenten die CO₂-Emissionen aus der thermischen Abfallbehandlung. Daraus lässt sich auch eine neue Schwerpunktsetzung der klassischen (kommunalen) Abfallwirtschaft hin zur Übernahme von Funktionen in der Energiewirtschaft ableiten.

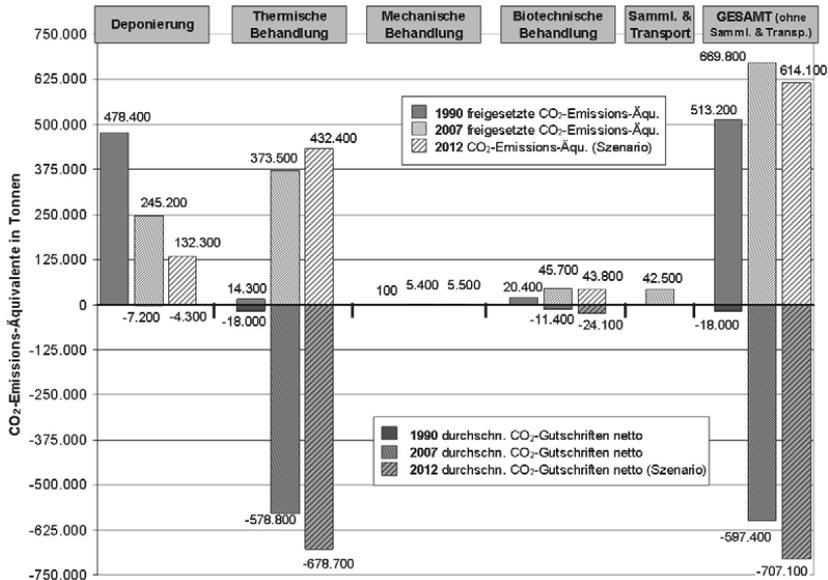


Abb. 3: Klimarelevante Emissionen und durchschnittliche CO₂-Gutschriften der gesamten öö. Abfallwirtschaft nach Abfallbehandlungsarten für die Jahre 1990, 2007 und 2012.

Mechanische Abfallbehandlung: Die CO₂-Emissionen, die sich durch den Energieverbrauch an den Standorten ergeben, sind sehr gering und machen weniger als 1% der CO₂-Emissions-Äquivalente der öö. Abfallwirtschaft aus (5.400 t).

Biotechnische Abfallbehandlung: Abfälle und spezifische Nebenprodukte biogenen Ursprungs, die auf Kompostierungs- und in Abfallvergärungsanlagen behandelt werden (Amlinger 2002, Amlinger 2003) verursachten im Jahr 2007 rund 45.700 Tonnen CO₂-Emissions-Äquivalente, wobei der Großteil auf die Kompostierung in Hausgärten zurückzuführen ist.

Sammlung und Transport von Abfällen tragen mit einem Ausstoß von rund 42.500 Tonnen CO₂-Emissions-Äquivalenten einen relativ geringen Anteil von 6% zu den Gesamtemissionen aus der öö. Abfallwirtschaft bei.

Durch die Steigerung der thermischen und biotechnischen Behandlung übernimmt die Abfallwirtschaft künftig vermehrt die Funktion eines Energieproduzenten. Zugleich wird durch die energetische Verwertung von Abfällen und durch die Herstellung von Sekundärrohstoffen aus Abfällen ein wichtiger Beitrag zum Ressourcenschutz geleistet.

LITERATUR

Amlinger, F. (2002) Umweltrelevanz der Hausgartenkompostierung. Klimarelevante Gasemissionen, Flüssige Emissionen, Massenbilanz, Hygienisierungsleistung. *Endbericht März 2002*. Wien, Austria.

Amlinger, F. (2003): Umweltrelevanz der dezentralen Kompostierung. Klimarelevante Gasemissionen, Flüssige Emissionen, Massenbilanz, Hygienisierungsleistung. *Endbericht Dezember 2003*. Wien, Austria.

Amt der Oö. Landesregierung, Abteilung Umweltschutz (2008) *Abfallbericht 2007*. Linz, Austria.

Anderl, M., Gangl, M., Gugele, B., Poupá, S., Pazdernik, K. & Schodl, B. (2008) *Bundesländer Schadstoff-Inventur 1990 – 2006. Regionalisierung der nationalen Emissionsdaten auf Grundlage von EU-Berichtspflichten* (Datenstand 2008). Wien, Austria.

Intergovernmental Panel on Climate Change (2006) *2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories*. Volume 5. Hayama.

Klöppfer, W. & Grahl, B. (2007) *Ökobilanz (LCA). Ein Leitfaden für Ausbildung und Beruf*. Weinheim, Germany: WILEY-VCH Verlag.

Siloxan – Abluftemissionen der biologischen Abfallbehandlungsanlage (BA) Frohnleiten

S. Mattersteig & M. Friese

MATTERSTEIG & CO. INGENIEURGESELLSCHAFT mbH, Markranstädt, Deutschland

L. Brunn & B. Bilitewski

Technische Universität Dresden, Institut für Abfallwirtschaft und Altlasten, Pirna, Deutschland

KURZFASSUNG: An der biologischen Abfallbehandlungsanlage (BA) Frohnleiten wurde die Abluft von verschiedenen Intensivrotten (je nach Rottealter) auf Siloxane und die prozessbegleitenden Parameter wie Sauerstoff, Kohlendioxid, Distickstoffmonoxid sowie Summe organischer Kohlenwasserstoffe sowie Gesamt-C untersucht. Die Ergebnisse der Messungen zeigen, dass zu Beginn einer Intensivrotte die Siloxan- und Distickstoffmonoxidemissionen am höchsten sind.

1 EINLEITUNG

Die Technische Universität Dresden, Institut für Abfallwirtschaft und Altlasten, die MATTERSTEIG & CO. INGENIEURGESELLSCHAFT für Verfahrenstechnik und Umweltschutz mbH (Messstelle nach § 26 Bundes-Immissionsschutzgesetz und Konformitätsbewertungsstelle nach DIN EN ISO 17025) und die BioSal Anlagenbau GmbH bearbeiteten ein Verbundforschungsprojekt, in dem das Verhalten siliziumorganischer Verbindungen in der Abfallwirtschaft untersucht wurde. Das Projekt wurde mit Mitteln des Europäischen Fonds für regionale Entwicklung (EFRE) 2007–2013 und mit Mitteln des Freistaates Sachsen gefördert.

Im Rahmen des Verbundforschungsprojektes wurden Untersuchungen zum Freisetzungverhalten von Siloxanen an verschiedenen mechanisch-biologische Abfallbehandlungsanlagen durchgeführt.

2 MESS- UND ANALYSEVERFAHREN FÜR ABLUFTUNTERSUCHUNGEN

2.1 Probenahme und Analytik von Siloxanen

Bei der MBA-Abluft handelt es sich um ein heißes wasserdampfgesättigtes Gas, bei dem Temperaturen von bis zu 65 °C auftreten. Es wurden verschiedene Probenahmeverfahren zur Bestimmung von siliziumorganischen Verbindungen zu Beginn des Projektes getestet. Die Untersuchungen zeigten, dass die Adsorption an Aktivkohle mit beheiztem Entnahmesystem die am besten geeignete Probenahmemethode darstellt. Diese Methode lieferte bei Paralleluntersuchungen die höchsten Befunde und zeichnete sich auch durch eine gute Handhabbarkeit aus. Eine thermisch bedingte verminderte Adsorption der Siloxane an der Aktivkohle muss in Kauf genommen werden, um Konkurrenzadsorptionen von Feuchte zu verhindern. Zerfallsreaktionen der Siloxane aufgrund der um ca. 10 – 20 K über Kanaltemperatur erhöhten Temperaturen sind durch die hohe Stabilität der relevanten Siloxane nahezu auszuschließen.

Die Analytik der Siloxane wurde am Institut für Abfallwirtschaft und Altlasten, Technische Universität Dresden, durchgeführt. Die folgenden linearen und cyclischen Siloxane wurden bestimmt:

- Hexamethyldisiloxan (L2),
- Hexamethylcyclotrisiloxan (D3),
- Octamethyltrisiloxan (L3),
- Octamethylcyclotetrasiloxan (D4),
- Decamethyltetrasiloxan (L4),
- Decamethylcyclopentasiloxan (D5) und

- Dodekamethylcyclhexasiloxan (D6).

Dabei wurden die Aktivkohleröhrchen mit Schwefelkohlenstoff eluiert und anschließend die Eluate mittels GC-MS analysiert.

2.2 Ermittlung der prozessbegleitenden Parameter

Als prozessbegleitende Parameter wurden die Komponenten Sauerstoff, Kohlendioxid, organische Verbindungen, angegeben als Gesamt-C und Distickstoffmonoxid mit kontinuierlich messenden und registrierenden Analysatoren in der Rotteabluft erfasst. In Tab. 1 sind die jeweiligen Messverfahren aufgeführt.

Tab. 1: Eingesetzte Messgeräte zur Ermittlung der prozessbegleitenden Parameter

Komponente	Messgerätetyp	Messprinzip	Messbereich
O ₂	MGA 23	elektrochemische Zelle	0 – 25 Vol.-%
CO ₂	MGA 23	IR	0 – 100 Vol.-%
N ₂ O	MGA 23	IR	0 – 200 vpm
Gesamt-C	FID 1230 Modul und FID 123 M	Flammen-Ionisations-Detektion	0 – 10 ppm 0 – 100 ppm 0 – 1.000 ppm 0 – 10.000 ppm 0 – 100.000 ppm

3 BA FROHNLEITEN

3.1 Aufbau und Behandlungskapazität

Die BA Frohnleiten, Österreich, bekommt bereits mechanisch aufbereitete Abfälle angeliefert und besitzt eine jährliche Behandlungskapazität von ca. 65 000 Mg/Jahr. Nach der Abfallanlieferung wird das Material durch zwei Schneckenwellenmischgeräte homogenisiert und nach Bedarf befeuchtet. Über ein Verteilförderbandsystem wird der Abfall über die Tunneldecke in die Intensivrottetunnel (13 Stück) eingebracht. Die Tunnel besitzen eine Länge von 32 m und eine Breite von 6,5 m. Die Tunnelfüllhöhe beträgt maximal 2,8 m. Um einen optimalen biologischen Abbau im Tunnel gewährleisten zu können, wird der Abfall nach Bedarf bewässert und von unten nach oben mit Luft durchströmt. Nach zwei Wochen Intensivrotte wird das Material mit Radladern ausgetragen, in ein Dekompaktiergerät zur Auflockerung und Befeuchtung gegeben und für zwei weitere Wochen intensiv gerotet. Das Material wird nach vier Wochen Intensivrotte auf die ca. 10 – 12 Wochen andauernde Nachrotte gebracht.

3.2 Abluftregime und -behandlung

Die Abluft der Anlieferungs- und Rottehalle wird abgesaugt und als Frischluft den Intensivrottetunneln zugeführt. Die Intensivrotteabluft der einzelnen Tunnel wird zusammengeführt, durch einen Wärmetauscher gekühlt und anschließend über einen sauren Wäscher zur Ammoniakabscheidung geleitet. Vor dem sauren Wäscher wird die restliche abgesaugte Abluft aus der Rottehalle der gekühlten Intensivrotteabluft zugeführt. Somit wird der Biofilter mit einer Mischluft aus Intensivrotte- und Rottehallenabluft beaufschlagt. Der Biofilter wird von unten nach oben durchströmt und die gereinigte Abluft über einen Kamin in die Atmosphäre geleitet. Der Biofilter behandelt einen Abluftvolumenstrom von ca. 55.000 Nm³/Stunde.

4 UNTERSUCHUNG DER INTENSIVROTTEABLUFT EINZELNER TUNNEL

Am 09.07.2009 wurden in der Abluft von vier Intensivrottetunneln die Gehalte von Siloxanen, Distickstoffmonoxid und Gesamt-C sowie Sauerstoff und Kohlendioxid bestimmt. In Tab. 2 sind die gemessenen Konzentrationen der Intensivrottetunnel den jeweiligen Rottezeitpunkten gegenübergestellt. In Tab. 3 sind die detaillierten Analysenergebnisse der Siloxane aufgelistet.

Tab. 2: Konzentrationen von Siloxanen, Gesamt-C, N₂O und Gehalte von O₂ und CO₂ in der Intensivrotteabluft verschiedener Tunnel der BA Frohnleiten am 09.07.2009

Messung-Nr.:	Rottealter	Summe Siloxane in mg/m ³	O ₂ in Vol.-%	Gesamt-C in mg/m ³ _{i,N.feucht}	CO ₂ in Vol.-%	N ₂ O in mg/m ³
1	1 d	15,8	11,9	334	7,95	75,8
2	1 d	15,7	15,4	368	4,98	24,4
3	6 d	3,87	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
4	6 d	3,28	19,2	79	1,43	< BG
5	ca. 17 d	4,49	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
6	ca. 17 d	3,51	15,4	137	4,96	< BG
7	ca. 16 d	1,67	17,7	71	3,13	< BG

BG ... Bestimmungsgrenze n.b. ... nicht bestimmt

Tab. 3: Analysenergebnisse der Siloxanmessungen

Messung-Nr.:	L2 in mg/m ³	D3 in mg/m ³	L3 in mg/m ³	D4 in mg/m ³	L4 in mg/m ³	D5 in mg/m ³	D6 in mg/m ³
1	0,08	0,15	0,13	0,72	0,08	12,0	2,6
2	0,07	0,09	0,11	0,56	0,07	12,0	2,8
3	< 0,03	0,25	< 0,03	0,68	< 0,03	2,2	0,74
4	< 0,03	0,21	0,06	0,58	< 0,03	1,8	0,63
5	< 0,03	0,13	0,08	0,27	0,07	3,2	0,74
6	< 0,03	0,10	0,08	0,19	< 0,03	2,5	0,64
7	< 0,03	0,08	0,05	0,11	< 0,03	1,1	0,33

Die vier untersuchten Intensivrottetunnel besaßen unterschiedliche Rottealter. Ausgehend von den Ergebnissen von Mattersteig et al. (2009) wurde ein frisch eingetragener Tunnel (Rottealter ein Tag), ein Eintragstunnel mit einem Rottealter von sechs Tagen und zwei Umtragstunnel mit einem Rottealter von 16 und 17 Tagen untersucht. Die Messergebnisse zeigen, dass zu Beginn der Rotte erhöhte Siloxankonzentrationen bei niedrigeren Sauerstoffgehalten vorliegen. In Abb. 1 ist der Verlauf der prozessbegleitenden Parameter (O₂, CO₂, N₂O und Gesamt-C) und die gemessenen Siloxankonzentrationen (unnormiert) des Tunnels mit dem Rottealter von einem Tag dargestellt. Aus Abb. 1 ist weiterhin ersichtlich, dass es zu einem Anstieg der Gesamt-C-Konzentration auf bis zu 380 mg/m³_{i,N.feucht} kommt. Zu Beginn der Rotte steigt die Distickstoffmonoxidkonzentration auf das Emissionsmaximum und fällt innerhalb weniger Stunden ab. In der Abluft dieses Eintragstunnels wurde in der Zeit von 09:20 bis 11:20 Uhr ein Minutenmaximalwert von 82 mg/m³ registriert, bei den anderen Tunneln lagen die Messwerte unterhalb der Bestimmungsgrenze.

Die Speziesverteilung der Siloxane zeigt, dass hauptsächlich D4, D6 und D5 emittiert werden, wobei D5 einen Anteil von bis zu 80% stellt.

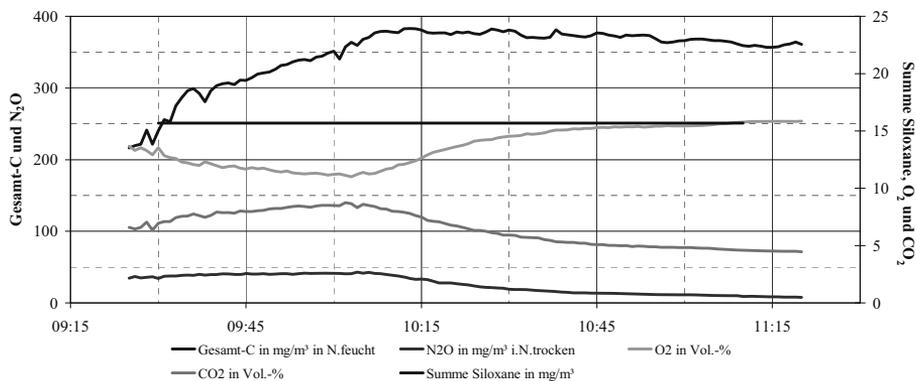


Abb. 1: Siloxankonzentration und Verlauf der prozessbegleitenden Parameter (O₂, CO₂, N₂O und Gesamt-C) des Eintragstunnels (Rottealter ein Tag, Messung Nr. 1 und 2) am 09.07.2009 der BA Frohnleiten

5 ZUSAMMENFASSUNG

Die Messergebnisse der vier untersuchten Intensivrottetunnel bestätigen die gewonnenen Erkenntnisse aus der MBA Cröbern. Zu Beginn der Rotte kommt es zum Hauptaustrag der Siloxane und von Distickstoffmonoxid. In der Abluft der Tunnel mit dem Rottealter von sechs und 16 Tagen wurden Siloxankonzentrationen von 3,6 mg/m³ (Mittelwert) und 1,7 mg/m³ gemessen. Bei dem Tunnel mit dem Rottealter von 17 Tagen (Messung Nr. 5 und 6) kam es wenige Stunden vor und während der Messungen zu einem Abfall des Sauerstoffgehaltes auf ca. 15 Vol.-%. Nach Auswertung der Messergebnisse war eine Aufklärung des besonderen Betriebszustandes nicht mehr möglich. Trotz fortgeschrittener Rotte von ca. 17 Tagen weist die Abluft erhöhte Siloxankonzentrationen bei einem zeitgleichen niedrigen Niveau des Sauerstoffgehaltes auf (siehe Tab. 2).

Die an der MBA Cröbern gefundene Abhängigkeit der Siloxankonzentration vom Sauerstoffgehalt in der Intensivrotteabluft (niedrige Sauerstoffgehalte (< 16 Vol.-%) in der Abluft führen zu höheren Siloxankonzentrationen) wurde durch die Messergebnisse an der BA Frohnleiten bekräftigt. Weiterhin war die Speziesverteilung der Siloxane ähnlich der in der MBA Cröbern. Als Siloxan mit der höchsten Konzentration wurde D5 neben D6 und D4 emittiert.

LITERATUR

Mattersteig, S., Brunn, L., Bilitewski, B., Friese, M. & Hohmann, F. (2009) Verhalten von siliziumorganischen Verbindungen in Mechanisch-biologischen Abfallbehandlungsanlagen am Fallbeispiel der MBA Cröbern. *Müll und Abfall* 11.09, 548 – 554.

Environmental Evaluation of Waste Management Alternatives by LCA in Chile

C. Douglas, A. Bezama & N. Szarka

University of Concepción, Environmental Sciences EULA-Chile Center, Concepción, Chile

E. Muñoz

University of La Frontera, Institute of Environment, Temuco, Chile

SUMMARY: Life Cycle Analysis (LCA) has been internationally used for comparing environmental impacts associated with different management scenarios of municipal solid waste (MSW). The present study compared three MSW management scenarios for the city of Coyhaique, in the Chilean Patagonia, in order to identify the most environmentally suitable alternative to manage them: MSW direct landfill disposal (Scenario 0), direct disposal in sanitary landfill and landfill gas recovery for energy production (Scenario 1), and biogas recovery through a digester, for the energy production (Scenario 2). Results show that Scenario 0 presents the greatest negative impacts, whereas Scenario 1 is the major positive impacts foreseen in the indicators evaluated, making it the most environmentally friendly alternative.

1 INTRODUCTION

Coyhaique, capital city of the Aysén Region in Chile's southern Patagonia, has approx. 45,450 inhabitants, concentrating about 50% of the total regional population (INE 2002). Currently, approx. 14,000 Mg/year of municipal solid waste (MSW) are generated in Coyhaique, resulting in a per capita generation of 0.84 kg/day, characterized mainly by its organic content of 51% (SA 2008). These wastes are deposited in a landfill, which has become saturated in recent years. In 2003, the studies for the implementation of a sanitary landfill (SL) were started, and it is foreseen to have it operational later this year (IASA 2003). Even though the project contemplates a state-of-the-art disposal facility, it does not contemplate the energetic use of the landfill gas, considering only its flaring in a combustion facility.

On the other hand, the region of Aysén has its own energy matrix, which is mainly based (54.2%) on diesel generators (CNE 2009). In this regard, MSW could be considered as an interesting alternative energy source due to the potential of heat and/or electricity generation from biogas (Douglas 2010, Vidal 2010). As a fact, biogas in Chile has an average calorific value of 4,500 – 5,600 kcal/m³, which makes energy recovery from MSW suitable for generating thermal energy and/or electricity (Chamy 2007). Nonetheless, that possibility should be evaluated not only from an economic point of view, but also from the standpoint of technical, social and environmental aspects. To evaluate the latter, Life Cycle Assessment (LCA) has been considered as the most appropriate means to compare the environmental impacts associated with different management scenarios of MSW, as it is nowadays used to evaluate treatment options for waste fractions as well as in the decision-making in different areas of the waste management chain (Arena et al. 2003, Bayer & Finkel 2006).

2 METHODOLOGY

Work was divided into two macro-activities. The first one, scenario definition and characterization, aimed to identify potentially feasible alternatives to be implemented and which would respond to the needs and characteristics of the study area. After defining the scenarios, the second activity, Life cycle comparative analysis was carried out.

2.1 Scenario definition and characterization

Three different scenarios were established. The first one, Scenario 0, was based on the technical specifications of the projected SL, as well as on its environmental impact assessment study (IASA 2003). The second scenario, Scenario 1 (first energy recovery scenario), considers MSW to be disposed of in the SL, but implementing an energy recovery process from the collected landfill gas. Process design of power generation was made based on international experiences of similar nature (Monreal 1999), and was adapted to the Chilean Patagonia situation (Douglas 2010). Finally, in Scenario 2 (second energy recovery scenario), the direct disposal of the inorganic fraction in the SL has been considered, whilst organic matter is considered to be fed into an anaerobic digester to produce biogas for energy recovery purposes. The digester in this scenario was designed based on available technology applications, and by considering the conditions of the study area (Kompogas 2007, Douglas 2010).

2.2 Life cycle comparative analysis

The LCA process was carried out in accordance with ISO 14040, 14041, 14042 and 14043. The objective of the study was set to compare the three scenarios proposed for the MSW management of the city of Coyhaique, based on their contribution of environmental burdens, in order to define the most environmentally suitable alternative. As scope of the study, it was determined that the functional unit is 1 Mg of managed MSW. In order to define the limits of the system, the simplification suggested by Finnveden (1999) was utilized, thus, the common stages of the three scenarios, were excluded from evaluation. As a second step, input and output flows for each of the scenarios were estimated. As for the outputs, leachates and biogas generation were considered in the analysis. For the estimation of leachate the SimaPro database and the Environmental Impact Study (IASA 2003) were utilized. For the estimation of biogas generation, the prediction model LandGEM (EPA 2005) was used, which considers the generation and recovery of landfill gas in municipal landfills. After completing the mass and energy balances, five indicators were implemented to analyze the results: global warming potential (GWP), abiotic depletion (ADP), depletion of the ozone layer (ODP), raw energy required (RE) and produced energy (EP). Finally, the environmental impacts were evaluated, characterized, classified and weighed. In this stage the software SimaPro 7.1 was applied to model the different scenarios. As established by Blengini (2008), SimaPro allowed constructing a transparent and flexible model that has been applied to model the different organic waste management scenarios.

3 RESULTS

The results obtained for the implemented scenarios are presented according the indicators studied and three scenarios posed were as follows:

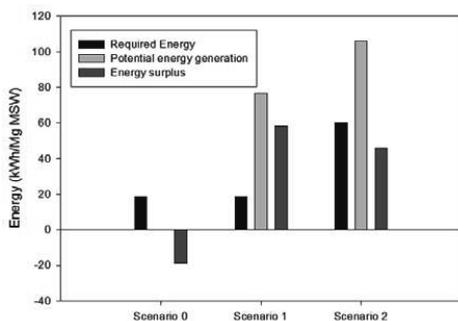


Fig. 1: Indicators of gross energy required and energy produced in the evaluated scenarios

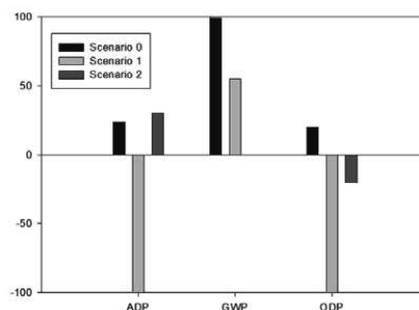


Fig. 2: Comparison of the three scenarios in terms of ADP; GWP and ODP

The results presented in Fig. 1 show the potential energy contribution of both scenarios 1 and 2, as the energy generated (76.86 kWh for Scenario 1 and 105.98 kWh for Scenario 2) is not only enough to supply sufficient energy for the system operation, but also generates a surplus that can be used as electric power to be injected into the electrical system of Aysén, thus providing clean energy to the city to an equivalent of approx. 60 kWh and 75 kWh, respectively per Mg of managed MSW, which equals to the supply of approx. 200 – 260 local families (CNE, 2009), roughly 1,100 inhabitants, thus covering 2 – 3% of the total population in Coyhaique.

As for the assessed environmental indicators, through ADP (Fig. 2) it is observed the negative effect for Scenario 0 due to its energy use from the regional energy matrix, directly linked to gas-oil extraction and refining, and its subsequent combustion at the generation facilities, which is an influential factor in the environmental impact associated with abiotic depletion (Méndez 2010, Douglas 2010). Meanwhile, Scenario 2 shows a slight increase in the negative impact generated in comparison to Scenario 0, because of the resources associated with the life cycle of the implemented digester expected, since this includes a number of materials and infrastructure associated with its life cycle, which involves a series of environmental impacts that are usually not observed when evaluating a project. Fig. 2 shows also a negative effect on the three scenarios for the GWP indicator. The negative effects associated with Scenario 0 and Scenario 1, are related to CO₂ and CH₄ emissions produced mainly by the degradation of organic matter in the SL. For Scenario 0, they are also associated with the emissions from the use of electric generated in diesel power plants. In case of Scenario 2, the negative impacts of the process are mainly associated with the life cycle of the digester plant, which entails a number of materials and related infrastructure, all of them having associated gas emissions contributing to global warming. However, in the two energy recovery scenarios, a positive impact can be seen, due to the process auto energy supply, which avoids the emissions associated with fossil fuel use.

Finally, regarding ODP, Fig. 2 shows a clear negative effect for Scenario 0, which is due to several factors. Mainly one is that waste deposited in the SL can have products containing CFCs, used in aerosols and refrigerants; also the emission of CO₂ and CH₄ produced by the degradation of organic matter; and finally, the electricity production from gas-oil, which implies the emissions of several gases, among them, nitrogen oxides and CO₂. The positive effect in Scenarios 1 and 2 arises as the energy generated primarily by diesel power plants is no longer necessary, since the system is self-sufficient with energy generated from biogas; nonetheless, in case of Scenario 2, it is possible to observe a negative effect, due to the resources associated with the life cycle of the digester, which can bring a series of gas emissions that deplete the ozone layer.

4 CONCLUSIONS

The results allow to recognize the great contribution that both energy-recovery scenarios generate, as in both cases the energy generated is not only enough to supply the processing system, but also generates a surplus of energy, which can be used as electric power and used by the electrical system of Aysén, thus providing clean energy to the city to an equivalent of 1,100 inhabitants. This use of the surplus power can be accomplished by a sale of energy, which would open the possibility of creating a market for the sale of electricity from landfill to power system, which would be necessary to analyze in a subsequent financial feasibility study. Furthermore, results show that the quantities of hazardous substances being introduced into MSW by sWEEE, which are subsequently forwarded to incineration or mechanical biological treatment processes, are even higher than those being not removed during treatment of separately collected sWEEE.

It is concluded that the alternative of biogas recovery directly from the SL (Scenario 1), generates greater positive environmental impacts in terms of the studied indicators. It should be noted that the study initially speculated that the best alternative would be the production of biogas in a digester (Scenario 2), because the energy production and the surplus generated was greater than that of Scenario 1. However, the LCA of both scenarios yielded different results, mainly due to the impacts associated with the life cycle of the digester, which were greatly influential in the study.

However, it is important to note that despite Scenario 2 is not the most environmentally alternative appropriate to implement in the city (under the scope of this evaluation), its implementa-

tion still diminishes the negative environmental impacts that exist today in the landfill, for it would also help to improve the environmental indexes of the city of Coyhaique.

ACKNOWLEDGEMENTS

This work has been financed by the University of Concepción Research Directorate, DIUC Project 208.310.051-1sp “Evaluation of waste to energy alternatives of Industrial and Residential Solid Waste in the Region of Aysen, by means of Life Cycle Analysis”.

REFERENCES

- Arena, U., Mastellone, M. & Perugini, F. (2003) The environmental performance of alternative solid waste management options: a life cycle assessment study. *Chemical Engineering Journal* 96, 207 – 222.
- Bayer, P. & Finkel, M. (2006) Life cycle assessment of active and passive groundwater remediation technologies. *Journal of Contaminant Hydrology* 83, 171 – 199.
- Blengini, G. (2008) Using LCA to evaluate impacts and resources conservation potential of composting: A case study of the Asti District in Italy. *Resources, Conservation and Recycling* 52, 1,373 – 1,381.
- Chamy, R. (2007) Identificación y clasificación de los distintos tipos de biomasa disponibles en Chile para la generación de biogás. *Proyecto Energías Renovables No Convencionales en Chile (CNE/GTZ)*. ISBN: 978-956-7700-08-0. Santiago, Chile.
- Comisión Nacional de energía (CNE) (2009) Energías, Electricidad, Sistemas Eléctricos, Sistema de Aysén. *Acquired August 11*, from http://www.cne.cl/cnewww/opencms/03_Energias/Otros_Niveles/Electricidad/Sistema_Electrico/sistema_aysen.html.
- Douglas, C. (2010) *Evaluation of waste-to-energy alternatives for the city of Coyhaique based on Life Cycle Analysis*. B.Eng.Thesis. Environmental Engineering. University of Concepción, Chile.
- EPA – Environmental Protection Agency (2005) Manual de Usuario LandGem. Modelo Centroamericano de Biogás. Preparado por Victoria Ludwig. *Agencia para la Protección del Ambiente* (U.S. EPA). Washington, DC.
- IASA – Ingeniería Alemana (2003) *Estudio de Impacto Ambiental Relleno Sanitario Coyhaique*. Acquired March 16, 2009, from www.e-seia.cl.
- Finnveden, G. (1999) Methodological aspects of life cycle assessment of integrated solid waste management systems. *Resources, Conservation and Recycling* 26, 173 – 187.
- INE – Instituto Nacional de Estadísticas (2002) *Population censuses 2002*. Acquired March 25, 2009, from www.ine.cl.
- Kompogas AG & Suiza (2009) *El Proceso de Kompogas*. Acquired November 12, from www.kompogas.com.
- Méndez, J. (2010) *Diagnose of environmental loads associated to the electric generation in the national central energy system*. B.Eng.Thesis. Environmental Engineering. University of Concepción, Chile.
- Monreal, J. (1999) La recuperación de biogás de Rellenos Sanitarios en Santiago de Chile. *Seminario Internacional, Gestión de Residuos sólidos y peligrosos, Siglo XXI*. Depto. Programas sobre Ambiente. Ministerio de Salud – Chile.
- SA – Subsecretaría de Desarrollo Regional y Administrativo, SUBDERE (2009) *Gobierno Regional de Aysén (2009)*. Acquired September 24, from <http://www.subdere.gov.cl/1510/propertyvalue-24690.html>.
- Vidal, F. (2010) *Establishment of a waste management strategy for the Biobio región based on the use of biomethane as substitute of natural gas*. B.Eng.Thesis. Environmental Engineering. University of Concepción, Chile.

Integrative Nachhaltigkeitsevaluierung regionaler Abfallwirtschaftssysteme

U. Gelbmann

Universität Graz, Institut für Systemwissenschaften, Innovations- und Nachhaltigkeitsforschung, Graz, Österreich

H. Klampfl-Pernold

Saubermacher Dienstleistungs AG, Graz, Österreich

KURZFASSUNG: Die ganzheitliche Erfassung von Nachhaltigkeitswirkungen der Abfallwirtschaft muss auch eine Betrachtung der gesellschaftlichen Konsequenzen abfallwirtschaftlichen Handelns enthalten. Gängige Varianten des Life Cycle Assessments umfassen in der Regel aber nur die ökologisch relevanten Effekte. Diese Arbeit entwickelt auf der Basis der „Produktlinien-Analyse“ eine Methode, die die Gesamtnachhaltigkeit eines regionalen Abfallwirtschaftssystems erfasst und grundlegend evaluiert. Kern ist die Abfall-Wirkungs-Matrix, die auf der x-Achse die aus der Abfallrahmenrichtlinie adaptierte Hierarchie enthält und auf der y-Achse Indikatoren zur Messung ökologischer, ökonomischer und gesellschaftlicher Nachhaltigkeit. Die Anwendung des Instruments auf das regionale Abfallwirtschaftssystem der Steiermark zeigt seine Eignung, Steigerungspotentiale v.a. der gesellschaftlichen Nachhaltigkeit aufzuzeigen.

1 EINLEITUNG

Will man eine nachhaltige Abfallwirtschaft implementieren, ist im Sinne einer umfassenden Bewertung auf ökologische, ökonomische und auch gesellschaftliche Auswirkungen zu achten. Allerdings fehlt ein gesellschaftsbezogenes Mess- und Bewertungsinstrumentarium im Hinblick auf die Abfallwirtschaft fast vollständig. Daher beauftragte uns die Fachabteilung 19D „Abfall- und Stoffflusswirtschaft“ des Landes Steiermark mit der Erstellung dieser Studie. Zweck dieses Beitrages ist es daher eine Methode zu zeigen, mithilfe derer die Effekte und Implikationen eines regionalen Abfallwirtschaftssystems aus der Sicht der öffentlichen Verwaltung erfasst und beurteilt werden können und zwar unter Miteinbeziehung sowohl des Drei-Säulen-Modells der Nachhaltigkeit, wie auch einer Lebenszyklusbetrachtung. Nach einer Analyse bereits existierender Life-Cycle Assessment (LCA) Methoden wurde die Produktlinienanalyse als Basis gewählt, da sie eine Drei-Säulen-Betrachtung der nachhaltiger Abfallwirtschaft ermöglicht. Mittels diskursiver Methoden wurde auf Basis bewährter Nachhaltigkeitsindikatoren eine „Abfall-Wirkungs-Matrix“ entwickelt und auf das regionale Abfallwirtschaftssystem der Steiermark angewandt.

2 THEORETISCHE GRUNDLAGEN

Gängige Ansätze nachhaltiger Abfallwirtschaft betonen die ökologische und manchmal die ökonomische Komponente (McDougall et al. 2001). Nachhaltige Abfallwirtschaft muss sich aber drei Anforderungen stellen: „environmentally efficient, economically affordable and socially acceptable“ (Thomas & McDougall 2007). Technologisch-organisatorisch ausgereifte Abfallbewältigungsmethoden fördern gesellschaftliche Nachhaltigkeit, etwa durch Bereitstellung einer lebenswerten Umwelt. Soziale Nachhaltigkeit der Abfallwirtschaft gegenüber der Gesellschaft (den Boer et al 2007) umfasst auch heute kaum diskutierte Bereiche wie wegwerfen von Nahrungsmitteln oder verbringen von Elektronikschrott in Entwicklungsländer. Will man nur die ökologischen Effekte der Abfallwirtschaft über den gesamten Lebenszyklus hinweg messen, so bieten sich die Verfahren der LCA an, die ökologische Effekte von Produkten, Prozessen und Dienstleistungen im gesamten Lebenszyklus messen (Lundie, Peters 2005). Gesellschaftliche Effekte sind schwer in LCA Methoden integrierbar (Andersson et al 1998). Integra-

tion sozialer, ökologischer und ökonomischer Daten entlang des Lebenszyklus von Produkten ist Kernaufgabe des LCA-Instruments der „Produktlinienanalyse“ (PLA; cf. PÖW 1987). Kernelement der PLA ist die Produktlinienmatrix, die auf der x-Achse die Phasen des Lebenszyklus und auf der y-Achse gleich gewichtete Indikatoren aus Wirtschaft, Umwelt und Gesellschaft darstellt. Diese können dem Verwendungszweck entsprechend angepasst, ausgewertet werden. Die PLA erlaubt die Miteinbeziehung qualitativer Daten, die in der LCA sonst schwer gemessen werden können (Schmidt-Bleek 1993) und kann für verschiedene Einsatzzwecke herangezogen werden. Diese Flexibilität ist der große Nachteil der PLA, da sie Gefahr läuft, subjektiv und normativ zu werten. Abfallwirtschaft ist dreifach mit LCA verbunden: Jeder Lebenszyklus beinhaltet die Produktion von Abfall, abfallwirtschaftliche Aktivitäten können neue Lebenszyklen in Gang setzen und sollten schließlich selbst einer LCA unterzogen werden.

3 ANWENDUNG DER PLA AUF REGIONALE ABFALLWIRTSCHAFTSSYSTEME

3.1 *Anpassung der PLA Matrix an die Abfallwirtschaft*

Eine LCA in der Abfallwirtschaft vergleicht in Anlehnung an die Abfallrahmenrichtlinie (2008), die drei Alternativen Deponierung, Verbrennung und Materialrecycling (e.g. Winkler, Bilitewski 2007). Dem Zweck dieser Studie folgend wurden hier jedoch nicht Optionen der Abfallbehandlung verglichen, sondern das zugrundeliegende Bedürfnis nach geordneter und planvoller Abfallbewältigung, also der Weise, wie private Haushalte sowie Industrie und Gewerbe Abfälle getrennt sammeln und entsorgen. Der Schwerpunkt liegt auf einer integrativen Betrachtung und Evaluierung im Sinne des Drei-Säulen-Modells der Nachhaltigkeit. Dazu wurde die Produkt-Linien-Matrix angepasst bzw. in eine Abfall-Wirkungs-Matrix umgewandelt. Auf der x-Achse wurden die Kriterien zur Evaluierung ökologischer, ökonomischer und gesellschaftlicher Effekte anhand von Sekundärliteratur und bereits erprobter Kriterienkataloge (z.B. Global Reporting Initiative) entwickelt. Zur besseren Strukturierung wurde den gesellschaftlichen Kriterien zusätzlich ein einfaches Stakeholdermodell zugrunde gelegt (Mitchell et al. 1997). Für die y-Achse konnten wegen der Notwendigkeit ein für alle Abfallarten passendes Modell zu entwickeln, weder ein gewöhnlicher Produktlebenszyklus, noch Materialflüsse (Assefa et al. 2005) herangezogen werden. Da die Lebenszykluseffekte aller Abfallbewältigungs-Schritte miteinbezogen werden müssen (Björklund & Finnveden 2007), verwendet die vorliegende Studie die fünfstufige Abfallhierarchie der Abfallrahmenrichtlinie (EC 2008) als Substitut und ergänzt sie PLA-konform um die Kategorie „Sammlung und Transport“. Die Kategorie „Abfallaufklärung“ informiert über Maßnahmen der Abfallvermeidung. Die Abfall-Wirkungs-Matrix dient der Erstellung einer Sachbilanz und einer ersten Wirkungsabschätzung. Die Kreise zeigen die Existenz und Stärke des Zusammenhangs an (Tab. 1).

3.2 *Fallstudie: Abfallwirtschaft in der Steiermark*

Das regionale Abfallwirtschaftssystem der Steiermark wurde anhand der modifizierten PLA bzw. der Abfall-Wirkungs-Matrix analysiert. Um den gesellschaftlichen Aspekt zu betonen wurden nur 15 ökonomische, 10 ökologische, aber 36 gesellschaftliche Kriterien analysiert (Tab. 1). Obwohl die steirische Abfallwirtschaft im Hinblick auf ökologische Nachhaltigkeit zu den Wegbereitern in Europa zählt, zeigen die Ergebnisse durchaus Verbesserungspotenziale im Hinblick auf gesellschaftliche Nachhaltigkeit. Zwar ist die Struktur der Abfallwirtschaftsunternehmen effizient, jedoch müssen öffentliche Verwaltung wie die Unternehmen danach trachten, Überkapazitäten zu vermeiden. Gerade kleine und mittlere Unternehmen haben Bedarf an strategischer Planung und Innovation, weswegen öffentliche Unterstützung, koordinierte Nachhaltigkeitsforschung und Zusammenarbeit mit Forschungseinrichtungen nötig sind. Eine Steigerung der Nachhaltigkeit ist auch im Hinblick auf die Mitarbeiter möglich, etwa durch bessere Ergonomie bei Sammelfahrzeugen, physischer/mentaler Gesundheitsvorsorge und Arbeitnehmervertretung. Ein Aspekt ist die Integration von Menschen mit besonderen Bedürfnissen bei der Aufarbeitung von Elektronikschrott, der sonst in Entwicklungsländer exportiert würde. Ein zentrales Ergebnis der Studie ist, dass Entsorgungsgebühren und Entsorgungskonvenience die Abfallproduktion wesentlich steuern, aber zu sozialer Ungerechtigkeit etwa für niedrige Einkommensgruppen oder Menschen mit physischer Beeinträchtigung führen können. Ihre Ana-

lyse ist daher vordringlich. Verbesserungsspielraum sowohl für die öffentliche Verwaltung als auch (als CSR-Maßnahme) für Unternehmen gibt es hinsichtlich Abfallaufklärung, z.B. Kooperation mit Schulen. Dadurch können sich Image und Glaubwürdigkeit verbessern. Insgesamt ist die Stakeholderorientierung in den Unternehmen zu erhöhen. Ziel ist die Schaffung eines transparenten, sozial kompatiblen, ökologisch und wirtschaftlich effizienten Systems.

Tab. 1: Abfall-Wirkungs-Matrix des steirischen Abfallwirtschaftssystems

6-Stufen-Hierarchie						Legende: ●● starker Zusammenhang + Hintergrundinfos ● schwacher Zusammenhang + Hintergrundinfos ○○ starker Zusammenhang vermutet, keine Belege ○ schwacher Zusammenhang vermutet, keine Belege	Bereiche
Abfallbeseitigung	Sonstige Verwertung	Recycling	Aufbereitung zur Wiederverwendung	Abfallsammlung	Abfallaufklärung		
●●	●●	●●	●●	●●	○○	Gesetzliche Rahmenbedingungen	Ökonomie
●●	●●	●●	●●	●●	○	Struktur und Abläufe der Entsorgungswirtschaft	
○	○	○	○	●●	○	Abfallentsorgungsgebühren	
●	●	●	●	●		Beschäftigungssituation in Österreich	
●●	●●	●●	●●	●●		Wettbewerbssituation	
●●	●●	●●			●●	Exporte/Importe	
●●	●●	●●	●	●●		Wirtschaftliche Performance von Entsorgungsbetrieben	
●●	●●	●●	●●	○		Kosten für Forschung und Entwicklung	
				○		Investitionen in Anlagen	
○	○	○	○	●●	●	Logistikaufwand	
●	●	●	●	●		Zertifizierungsaufwand/-kosten	
●	●	●	●	●	●●	Stakeholder Value	
●	●●	●●	●●			Interdependenzen m. Industrie/anderen Branchen	
				●●	●●	Image der Entsorgungswirtschaft	
○	○	○	○		●●	Unterstützung durch die öffentliche Hand	
●●	●●	●●	●●	●●	●●	Rohstoffverbrauch	Ökologie
●●	●●	●●	●●	○	○○	Energieverbrauch	
			●●		●●	Wasserverbrauch	
●	●	●	●	○	○	Einflüsse auf die Parameter Boden und Wasser	
●	●	●	●	○	○	Lärmemission	
●●	●●	●●	●●	○		Schadstoffemissionen Luft, Boden, Wasser	
●●	●●	●●	●●	●●	○○	Klimarelevanz	
●●	●●	●●	●●	●	○○	Wiederverwendungs-/verwertungs-/Recyclingquoten	
●●						Rückstände Behandlungs- und Verwertungsprozessen	
				●●	●	Ökolog. Impact d. Logistik bestehender Sammelsysteme	
●	●	●	●	●●	●●	Systemakzeptanz	Gesamtl. gesellschaftl. Zusammenhänge
●●	●	●	●	●●	●●	Menschenrechte	
●	●●	●●	●	●	●●	Enkeltauglichkeit	
●●	●●	●●	●●	●●	●●	Convenience des Entsorgungssystems	
			●●		●●	Strategien zur Abfallvermeidung	
●●	●	●	●	●●	●●	Beeinträchtigungen der Gesundheit	
●	●			●		Geruchs- und Lärmbelästigung	
●●	●●	●●	●●	●●	●●	Systematische Nachhaltigkeitsplanung	
●●	●●	●●	●●	●●	●●	Stakeholderanalyse	
●●	●●	●●	●●	●●	●●	Stakeholderkommunikation	
●●	●●	●●	●●	●●	●●	Nachhaltigkeitsberichterstattung	
●	●	●	●	●	●●	Gesellschaftl. Engagement der Entsorger	Entsorgungsbranche
●●	●	●	●	●	●	Nachhaltige "Disposalchain"	
●	●	●	●	●	●●	Korruptionsverhinderung	
●	●	●	●	●	●●	Risikomanagement	
●	●	●	●	●		Gesundheitsbeeinträchtigung d. Arbeitnehmer	
●	●●	●●	●●	●	●	Unfallhäufigkeit Arbeitsplatzsicherheit	
●	●	●	●	●●		Ergonomie und Barrierefreiheit	
●	●	●	●	●		Betriebliche Gesundheitsförderung	

●	●	●	●	●		Gestaltung der Dienstverhältnisse		
●	●	●	●	●		Motivation, Zufriedenheit, Kreativität		
●	●	●	●	●		Interner Informationsfluss und Partizipation		
●	●	●	●	●		Fluktuation		
●●	●●	●●	●●	●●		Nicht-Diskriminierung und Chancengleichheit		
	●●	●●	●●		●	Außergewöhnliche Beschäftigungsprojekte		
●	●	●	●	●		Weiterbildungsmaßnahmen		
●	●	●	●	●		Gewerkschaftliche Einrichtungen		
				●●	●●	Einkommen und Kaufkraft		
				●●	●●	Alter		
				●●	●●	Bildungsstand		
				●●	●●	Wohnumfeld		
				●●	●●	Lebensstil		
				●●	●●	Abfallbewusstsein		
				●●	●●	Abfallproduktionsverhalten		
●	●	●●	●●	●	●●	Produkt(system)gestaltung, Langlebigkeit	Industrielle KundInnen	
	●	●		●	●	Entpflichtung durch ARA		

4 SCHLUSSFOLGERUNGEN

Abfallwirtschaft ist heute mehr denn je eine interdisziplinäre und interorganisationale Aufgabe. Die öffentliche Verwaltung muss mittelfristig darauf achten, eine zielgerichtete Strategie zur Steigerung von deren Bedeutung in den Augen der Bevölkerung zu entwickeln. Dazu ist die genaue Evaluierung sämtlicher Nachhaltigkeitsaspekte nötig. Für ökologische und ökonomische Aspekte ist dies in LCA und Materialflussanalyse schon geschehen, für die sonstigen Stakeholder muss dafür ein geeignetes Instrumentarium angewendet werden. Die für die Analyse der Steiermark eingesetzte modifizierte PLA deckt Möglichkeiten zur Initiierung und Förderung nachhaltigen Verhaltens von Unternehmen und Bevölkerung auf, wobei der Fokus auf der Gesamtnachhaltigkeit des Systems liegt. Das Instrument ist flexibel und erlaubt die Integration sozialer Aspekte aus dem weiteren Umfeld. Die Ergebnisse sind aber oft nicht-reproduzierbar, daher versuchen weitere Forschungsbemühungen (semi-)quantitative Ergebnisse zu liefern.

LITERATUR

- Andersson, K., Høgaas Eide, M., Lundqvist, U. & Mattsson, B. (1998) The feasibility of including sustainability in LCA for product development. *Journal of Cleaner Production* 6, 289 – 298.
- Assefa, G., Björklund, A., Eriksson, O. & Frostell, B. (2005) ORWARE: An aid to environmental technology chain assessment. *Journal of Cleaner Production* 13/3, 265 – 274.
- Björklund, A. & Finnveden, G. (2007) Life cycle assessment of a national policy proposal – The case of a Swedish waste incineration tax. *Waste management* 27/8, 1.046 – 1.058.
- den Boer, J., den Boer, E. & Jager, J. (2007) LCA-IWM: A decision support tool for sustainability assessment of waste management systems. *Waste Management* 27/8, 1.032 – 1.045.
- Lundie, S. & Peters, G.M. (2005) Life cycle assessment of food waste management options. *Journal of Cleaner Production* 13/3, 275 – 286.
- McDougall, F., White, P., Franke, M. & Hindle, P. (2001) *Integrated Solid Waste Management: A Life Cycle Inventory*. London: Blackwell Science.
- Mitchell, R.K., Agle, B.R. & Wood, D.J. (1997) Toward a theory of stakeholder identification and salience: Defining the principle of who and what really counts. *Academy of Management Review* 22/4, 853 – 886.
- PÖW Projektgruppe ökologische Wirtschaft (eds.) (1987) *Produktlinienanalyse*. Köln: PÖW.
- Schmidt-Bleek, F. (1993) *The Fossil Makers*. Basel, Boston, Berlin: Birkhäuser.
- Thomas, B., McDougall, F. (2005): International expert group on life cycle assessment for integrated waste management. *Journal of Cleaner Production* 13/3, 321 – 326.
- EC European Commission (2008) *Directive 2008/98/EC of the European Parliament and of the Council of 19 November 2008 on waste and repealing certain Directives*. Brussels: EC & European Parliament.
- Winkler, J. & Bilitewski, B. (2007): Comparative evaluation of life cycle assessment models for solid waste management. *Waste Management* 27/8, 1.021 – 1.031.

Urban Mining – Die Zukunft unserer Deponien?

O. Gamperling

Universität für Bodenkultur Wien, Department Wasser – Atmosphäre – Umwelt, Institut für Abfallwirtschaft, Wien, Österreich

KURZFASSUNG: „Abfälle von gestern als Ressourcen von Morgen.“ Insbesondere vor dem Hintergrund der zunehmenden Verknappung und der anhaltenden Verteuerung einiger Ressourcen bekommen „vom Menschen geschaffene“ Lagerstätten immer größere Bedeutung. Unter diese anthropogenen Lagerstätten fallen auch Deponien, die ein beachtliches Potential an Wertstoffen beinhalten.

1 EINLEITUNG

War die Diskussion über die Verknappung von Ressourcen ursprünglich auf die Verfügbarkeit von fossilen Energierohstoffen beschränkt, so rückt das rasante Wachstum großer Volkswirtschaften (insbesondere China und Indien) auch Rohstoffen wie Metalle und Mineralien in den Blickpunkt. Ausgehend von der Problematik steigender Preise am Primärrohstoffmarkt (verursacht durch enorme Nachfrage einerseits und gleichzeitiger Verknappung von Ressourcen andererseits) ist es notwendig nach Alternativen (Sekundärrohstoffe) zu suchen.

Wie begehrt manche Stoffe wie z.B. Kupfer sind, zeigen Medienberichte der jüngeren Vergangenheit. Rohstoffdiebe steigen nicht mehr einfach auf dem Schrottplatz ein, um sich dort an dem wertvollen, bereits vorsortierten Metall zu bedienen. Immer wieder liest und hört man von Coups, wie z.B. aus dem Eisenbahnwesen, wo vor allem Oberleitungs- und Erdungskabel entfernt wurden. Aber auch Gleise stillgelegter Bahnstrecken werden schlicht und einfach demontiert.

Während auf der einen Seite die Lagerstätten natürlicher Ressourcen auf Grund unseres hohen (westlichen) Lebensstandards und der damit verbundenen Nachfrage kontinuierlich schrumpfen, wachsen die „anthropogen geschaffenen Lagerstätten“ stetig an. So spielen hierbei nicht nur einst als Endlager gedachte Deponien eine wichtige Rolle; auch jegliche Form von Infrastruktur (Gebäude, Leitungen, Installationen, etc.) ist bei dieser Betrachtung miteinzubeziehen. Siedlungsgebiete stellen somit genau betrachtet die „Minen der Zukunft“ dar. Metalle wie Blei, Zink, Wolfram und Kupfer, aber auch Mineralien wie Baryt, Zirkon und Fluorit werden nur mehr Reichweiten von weniger als 50 Jahren bescheinigt. Laut Sachverständigenrat für Umweltfragen der deutschen Bundesregierung sind z.B. die verbleibenden natürlichen Kupferreserven mittlerweile geringer als jene vom Menschen bereits „angelegte“ bzw. verbaute Menge.

2 MÖGLICHKEITEN ZUR VERRINGERUNG DER ABHÄNGIGKEIT VON PRIMÄRROHSTOFFEN

Um die immer weiter steigende Abhängigkeit von Primärrohstoffen zu verringern, gibt es folgende Ansatzpunkte:

- Produktion und Produktdesign – effizientere Gestaltung der Produktion mit dem Ziel, Energie- und Materialeinsatz zu verringern (Stichwort Ecodesign),
- Substitution – Ersatz fossiler Energieträger durch den Einsatz alternativer, regenerierbarer Kraftstoffe (wie z.B. in der Fahrzeugindustrie) und

- „End of pipe“ – Verwertung/Recycling bzw. Aufbereitung und Produktion von Sekundärrohstoffen am Ende des Produktlebenszyklus.

Für Materialien die nicht wiederaufbereitet werden können, besteht die Möglichkeit, als Energieträger (Ersatzbrennstoff) eingesetzt zu werden. Bevor jedoch ein im Abfall befindlicher, potentieller Wertstoff (energetisch oder thermisch) verwertet oder ganz aus dem Stoffstrom ausgeschieden wird (Deponierung), stellt das im Zuge geschlossener Stoffkreisläufe praktizierte Recycling insbesondere für ressourcenärmere Länder eine bewährte Möglichkeit dar, Sekundärrohstoffe zu gewinnen.

3 ABSCHÄTZUNGEN ZUM VORHANDENEN STOFFPOTENTIAL

Die bis vor einigen Jahren noch unvorbehandelt abgelagerten Abfälle weisen ein beachtliches Wertstoffpotential auf. So wurden laut Mocker et al. (2009) in Deutschland seit 1975 ca. 2,5 Mrd. Tonnen Siedlungsabfälle unvorbehandelt auf Deponien abgelagert. Schätzungen zur Folge weisen diese Mengen etwa 7% Kunststoffe und 4% Metalle auf, insgesamt also rund 300 Mio. Tonnen, die einem Recycling zugeführt werden könnten. Hinzu kommt, dass vor 1975 keine getrennte Sammlung von Wertstoffen erfolgte, und somit das Potential älterer Deponien noch höher einzuschätzen ist.

4 ZUSAMMENFASSUNG

In Abhängigkeit des weiteren Verlaufes der Weltwirtschaft und der daran gekoppelten Rohstoffmärkte bzw. deren Preisentwicklung stellt „Urban Mining“, und im speziellen der Rückbau bestehender Deponien („Landfill Mining“), eine interessante Option dar, aus dem Stoffkreislauf ausgeschiedene Wertstoffe zu reaktivieren.

Aus technischer Sicht ist ein Deponierückbau mit nachfolgender mechanischer Aufbereitung und einer Sortierung der gewonnenen Stoffe durchaus machbar. Die großen Unbekannten hierbei sind allerdings die im Vergleich zur Primärrohstoffproduktion erzielbare Produktqualität sowie die anfallenden Materialmengen! Eine Sortenreinheit, wie sie bei der getrennten Sammlung erzielt werden kann, wird – wenn überhaupt – nur durch entsprechende Aufbereitung erreichbar sein. Ebenso stellt der unregelmäßige zeitliche Materialanfall eine schwer einzuschätzende Komponente dar.

Aus ökologischer Sicht wären eine umfassende Stoffrückführung und ein mögliches Flächenrecycling sinnvoll. Einzig die dabei entstehenden Sekundäremissionen dürfen natürlich nicht außer Acht gelassen werden.

Limitierend wirken vor allem ökonomische Aspekte, die insbesondere durch eine ganzheitliche Kostenbetrachtung geprägt sind. Auf der einen Seite stehen die potentiellen Erlöse aus dem Sekundärrohstoffverkauf und dem Flächenrecycling sowie die Einsparungen bei Stilllegung und Nachsorge von Deponien; dem gegenüber schlagen jedoch Aufwendungen für den Rückbau und anfallende Kosten für eine Reststoffentsorgung zu Buche.

5 SCHLUSSFOLGERUNG

Festzuhalten bleibt, dass die Abfallwirtschaft – im ursprünglichen Sinne – zur Zeit einen Paradigmenwechsel hin zur Ressourcenwirtschaft durchläuft, wobei die Reaktivierung von in Deponien schlummernden Stoffpotentialen durch „Landfill Mining“ eine bedeutende Rolle spielen könnte.

LITERATUR

Mocker, M., Fricke, K., Löh, I., Franke, M., Bahr, T., Münnich, K. & Faulstich, M. (2009) Urban Mining – nur ein Modebegriff? *Müll und Abfall* 10-09, 492 – 500.

Monitoring der Schwermetallgehalte im Wiener Restmüll von 2000 – 2008

C. Rolland, M. Seidi & B. Pippich

Wiener Umweltschutzabteilung – MA 22, Wien, Österreich

KURZFASSUNG: Seit dem Jahr 2000 wird die elementare Zusammensetzung des Wiener Restmülls mit Hilfe der MVA Spittelau bestimmt. Zur Bestimmung der elementaren Zusammensetzung wird nicht der Restmüll selbst analysiert, sondern die homogenen Verbrennungsrückstände (Schlacke, Flugasche, Abwasser, Abgas) des Restmülls nach der thermischen Behandlung. Die Verbrennungsrückstände sind homogener und dadurch einfacher zu beproben und zu analysieren. Aus der Zusammensetzung der Verbrennungsrückstände kann man auf die Inputzusammensetzung zurückrechnen und die elementare Zusammensetzung des Restmülls bestimmen.

Die Ergebnisse des Projektes zeigten, dass die Quecksilberkonzentration im Beobachtungszeitraum 2000 bis 2008 um 33% und die Cadmiumkonzentration um 26% abgenommen haben. Bei den anderen Elementen wurden nicht so eindeutige Trends festgestellt. Die Aluminiumkonzentration schwankt im Zeitraum 2000 bis 2008 in einem Bereich von 8 – 12 g/kg FS, die Zinkkonzentrationen zwischen rund 500 und 600 mg/kg FS.

1 EINLEITUNG

Wie setzt sich der Wiener Restmüll zusammen? Wie ändern sich die Konzentrationen der untersuchten Elemente im Restmüll mit der Zeit? Sind Trends in der Müllzusammensetzung festzustellen?

Mit diesen Fragestellungen beschäftigt sich ein Forschungsprojekt im Auftrag der Wiener Umweltschutzabteilung (Magistratsabteilung 22), der Magistratsabteilung 48 – Abfallwirtschaft, Straßenreinigung und Fuhrpark und der Fernwärme Wien GmbH. In mehreren Jahren Forschungs- und Entwicklungsarbeit wurde am Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft der TU Wien in den Neunzigerjahren eine Methode entwickelt, welche die routinemäßige, kostengünstige und genaue Bestimmung der elementaren Restmüllzusammensetzung erlaubt. Die Methode wird seit dem Jahr 2000 an der MVA Spittelau in Wien angewandt. Dabei wurden von der Geopartner AG und der Technischen Universität Wien die elementare Zusammensetzung des Wiener Restmülls sowie der Stoffflüsse von Kohlenstoff, Chlor, Aluminium, Cadmium, Kupfer, Eisen, Quecksilber, Blei, Zink, Schwefel, Brom, Natrium, Kalium und Calcium untersucht.

2 BESTIMMUNGSMETHODE

Zur Bestimmung der Restmüllzusammensetzung wird nicht der Restmüll selbst analysiert, sondern die homogenen Verbrennungsrückstände (Schlacke, Flugasche, Abwasser, Abgas) des Restmülls nach der thermischen Behandlung in der Müllverbrennungsanlage Spittelau. In jedem dieser Rückstände konzentrieren sich bestimmte Stoffe stark auf (z.B. Cadmium in den Flugaschen, Kohlenstoff im Abgas, Chlorid im Abwasser, etc.). Die Outputs wie Flugasche, gereinigte Abgase oder Abwässer sind homogener und einfacher beprobbar und somit lässt sich die Abfallzusammensetzung kostengünstiger bestimmen als dies mit herkömmlichen Verfahren möglich wäre. Mit dem im Vorfeld experimentell ermittelten Stoffverteilungskoeffizienten (Transferkoeffizienten) können über die Analyse eines Outputproduktes die Stoff-

konzentrationen des in die MVA aufgegebenen Abfalls berechnet werden. Die Transferkoeffizienten und deren Unsicherheiten werden mittels Kontrolluntersuchungen regelmäßig überprüft bzw. justiert.

Kohlenstoff wird online im Reingas der MVA Spittelau mittels Infrarot-Photometer und Chlor im gereinigten Abwasser mittels potentiometrischer Wendepunkt titration gemessen. Die Online-Messung von Quecksilber in den beiden Ausschleusleitungen der sauren Wäscher musste aufgrund zu häufiger Messgeräteausfälle und einem enormen Wartungsaufwand aufgegeben werden, sodass Quecksilber ebenso wie die restlichen Stoffe in den Elektrofilteraschen gemessen werden.

3 ERGEBNISSE

Die Ergebnisse des Projektes zeigten unter anderem, dass die Quecksilberkonzentration im Beobachtungszeitraum 2000 bis 2008 um 33% und die Cadmiumkonzentration um 26% abgenommen hat. Sowohl bei Quecksilber als auch bei Cadmium wurden im Messjahr 2008 die jeweils tiefsten Werte gemessen. Die Quecksilberkonzentration im Restmüll ist mittlerweile auf 0,36 mg/kg FS und die Cadmiumkonzentration auf 4,6 mg/kg FS gesunken (siehe Tab. 1).

Tab. 1: Entwicklung der Metallkonzentrationen im Wiener Restmüll in g/kg FS (Morf & Taverna 2009), (Morf et al. 2005)

Stoff	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008
Fe	28	28	27	29	28	31	27	26	27
Al	10,0	11,2	7,5	11,8	11,6	9,2	8,8	11	10
Pb	0,24	0,33	0,27	0,26	0,32	0,22	0,21	0,22	0,23
Zn	0,57	0,61	0,60	0,52	0,53	0,47	0,48	0,54	0,49
Cu	0,24	0,31	0,27	0,29	0,35	0,25	0,21	0,23	0,25
Cd	0,0071	0,0068	0,0057	0,0049	0,0050	0,0050	0,0047	0,0062	0,0046
Hg	0,0011	0,00084	0,00091	0,00097	0,00074	0,00053	0,00042	0,00054	0,00036

Bei den anderen Elementen ergaben sich nicht so eindeutige Trends. Eine leicht steigende Konzentration verzeichneten in den letzten Jahren die Elemente Kupfer und Blei. Die Aluminiumkonzentration schwankt im Zeitraum 2000 bis 2008 in einem Bereich von 8 – 12 g/kg FS, die Zinkkonzentrationen zwischen rund 500 und 600 mg/kg FS. Eisen bleibt relativ konstant und hatte im Jahr 2008 eine Konzentration von rund 27 g/kg FS.

4 SCHLUSSFOLGERUNG

Seit dem Jahr 2000 wird die Zusammensetzung des Wiener Restmülls mit einer innovativen Methode bestimmt und damit auch die Entwicklung der Schwermetallgehalte überwacht. Die Untersuchungen zeigten, dass die Quecksilber- und Cadmiumkonzentrationen im Restmüll signifikant abgenommen haben. Dies ist ein Hinweis, dass die qualitative Abfallvermeidung bezüglich dieser Element zu greifen begonnen hat.

LITERATUR

- Morf, L., Ritter, E. & Brunner, P.H. (2005) *Online-Messung der Stoffbilanz auf der MVA Spittelau*. Wien, Studie im Auftrag der Wiener Umweltschutzabteilung (Magistratsabteilung 22), der Magistratsabteilung 48 – Abfallwirtschaft, Straßenreinigung und Fuhrpark und der Fernwärme Wien GmbH. <http://www.wien.gv.at/umweltschutz/pool/pdf/spittelau05.pdf>.
- Morf, L. & Taverna, R. (2009) *Routinemäßiges Stoffflussmonitoring auf der MVA Spittelau*. Wien, Studie im Auftrag der Wiener Umweltschutzabteilung (Magistratsabteilung 22), der Magistratsabteilung 48 – Abfallwirtschaft, Straßenreinigung und Fuhrpark und der Fernwärme Wien GmbH.

Waste-to-Energy in Austria 2010: Figures, Data, Facts

M. Grünberger, G. Kurz & P. Ranawat

UV&P Umweltmanagement – Verfahrenstechnik Neubacher & Partner Ges.m.b.H., Vienna, Austria

ABSTRACT: The White Book “Waste-to-Energy in Austria” published by the Austrian Federal Ministry of Agriculture, Forestry, Environment and Water Management 2010 answers frequently asked questions. Due to the technological advancement both in incineration technology and flue gas cleaning with integrated treatment and recovery of residues, thermal processes now rank among the waste treatment methods with the lowest emission levels overall. Waste incineration plays an important role in achieving greenhouse gas reductions and resource efficiency including energy recovery. Thus the pioneering experience in Switzerland as well as in Austria with a legal ban on disposal of organic wastes in landfills has become now a matter of global importance. However, the shipment of wastes suitable for energy recovery across borders poses currently a particular challenge, as environmental standards differ significantly across various EU Member States. Joint efforts will have to go into raising waste management in the EU and globally to a more uniform standard and into ensuring that Austria’s efficient thermal waste treatment plants can operate at full capacity. This is absolutely necessary in order to curtail global greenhouse gas emissions, comply with the legal obligations to conserve resources and increase energy efficiency, and thus reduce emissions across all countries.

1 INTRODUCTION

Waste and management of wastes are two very complex issues. Discussions on integrated waste management and waste-to-energy by a professional industrial approach began about three decades ago in Switzerland, Germany and Austria.

The White Book “Waste-to-Energy in Austria” published by the Austrian Federal Ministry of Agriculture, Forestry, Environment and Water Management 2010 provides concerned English speaking professionals and the interested public with an easily comprehensible, yet technically well-founded, presentation of the main conditions and procedures of thermal waste treatment in Austria, and provides answers to frequently asked questions.

2 DEVELOPMENT OF THERMAL WASTE TREATMENT IN AUSTRIA

In the 1990’s, protests from thousands of individuals were received every time the construction of a waste incineration plant was announced.

In the public discourse the understanding of waste treatment in Austria has greatly improved since the publication of the first edition of the White Book on incineration of waste (“Thermische Behandlung von Restmüll in Österreich”) by the Federal Ministry of Environment in 1999.

Today, however, well-planned waste incineration projects at suitable sites, where the local population and other interested parties have been properly informed, can be given the go-ahead right in the first instance of the official approval process, encountering very little, if any resistance (see recent examples for large waste-to-energy projects in Wels, Linz and in Frohnleiten). These new facilities allow Austria to process its waste while at the same time reducing its greenhouse gas emissions.

About 10% of the total quantity of wastes (i.e. currently about 58 million tons/year) in Austria are treated by incineration, which also allows for recovery of energy and reduced consumption of fossil fuels.

According to state-of-the art of waste treatment in Austria the role of MBT for mixed municipal wastes will further decrease due to its inherent ecological and economical inefficiency (see Fig. 1: Experience since 2003 and future projection).

Figures expressed in tons per year

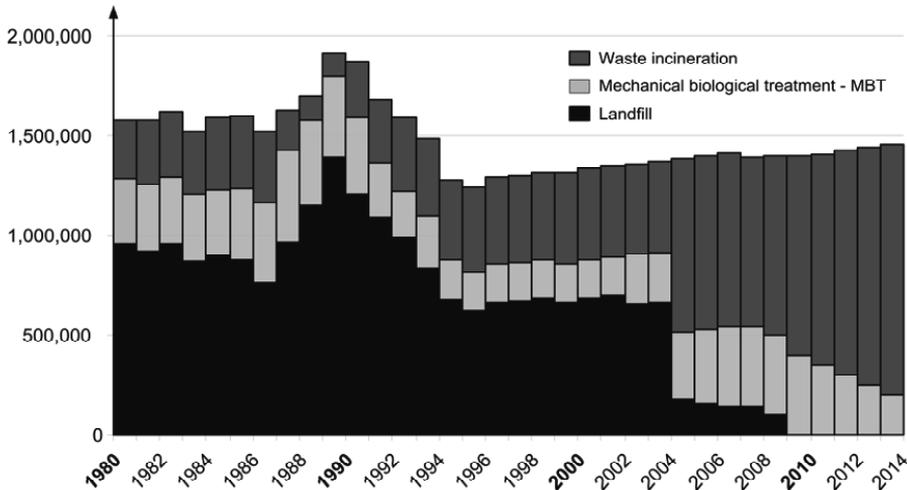


Fig. 1: Generation and treatment of residual municipal solid waste from 1980 to 2013 (Mauschitz 2009)

3 EMISSION STANDARDS

Due to the technological advancement both in incineration technology and flue gas cleaning with integrated treatment and recovery of residues, thermal processes now rank among the treatment methods with the lowest emission levels overall. This strategy has been formulated by experts in the Guidelines for Waste Management 1988 (BMUJF 1988) and its successful achievements are also embedded in the Austrian Master Plan for Environmental Technology.

Tab. 1: Development of atmospheric emissions from waste incineration plants in West Germany, Austria and Switzerland (BMLFUW 2010)

	Particulates	Cd	HCl	SO ₂	NO _x	Hg	PCDD/F
1970	100	0.2	1,000	500	300	0.5	50
1980	50	0.1	100	100	300	0.2	20
1990	1	0.005	5	20	100	0.01	0.05
2000	1	0.001	1	5	40	0.005	0.05

The fig. (in mg/m³, PCDD/F in (TEQ) ng/m³) are in fact average emission fig. measured over extended time periods and should not be confused with the regulations for half-hour emission limits

In 2005, waste-related greenhouse gas emissions worldwide accounted for 1.4 billion tons of CO₂ equivalents, 53% of which were due to the landfill of untreated municipal solid waste (McKinsey: Study “Pathways to a Low-Carbon Economy”).

Tab. 2: Reduction of greenhouse gas emission by municipal waste incineration in Vienna (Kirchner 2008)

	kg CO ₂ /ton of waste
Emission of waste incineration plant	+319
• Savings from electricity generated in the waste incineration plant	-157
• Savings in due to district heat provided by waste incineration plant	-513
• Savings from reduced land filling due to waste incineration	-1,092
Reduction of GHG Greenhouse gas emissions by waste incineration in Vienna	-1,443

The 2006 United Nations climate summit in Nairobi determined that an EU-wide ban on the landfill of municipal solid waste could bring about a reduction of 110 million tons of CO₂ equivalents per year – this would amount to as much as 10% of the European target fig.

4 ENERGY EFFICIENCY IN THERMAL WASTE TREATMENT

Energy efficiency in thermal waste treatment depends strongly on the correct choice of an appropriate location and optimum process design. According to state-of-the-art provisions for a maximum year-around heat recovery with high efficiency (e.g. combined electricity and heat generation for industrial processes or supply for a sufficient demand in district heating/cooling) must be considered.

The most important environmental aspect for new waste-to-energy projects is the appropriate choice of location, as indicated also by the vast (positive and negative) experience gained in more than 40 years in Austria. The well know quote about “the three most important criteria” in real estate industry (“location, location, location”) applies also to waste treatment plants (Neubacher 2010).

The recovery of energy by utilization of landfill gas from untreated municipal solid waste (i.e. legally banned in Austria for new landfills since 1997, for old landfills since 2004 and without exceptions since end of 2008) is by factor 5 to 6 below state-of-the-art in energy recovery by incineration (BMLFUW 2010). Furthermore, the long term negative environmental effects, inefficiencies in management of resources, and significant costs for decades of after-care measures necessary for landfills with organic wastes must be considered. This, of course, is reason for increasingly stringent legal restrictions on disposal in landfills.

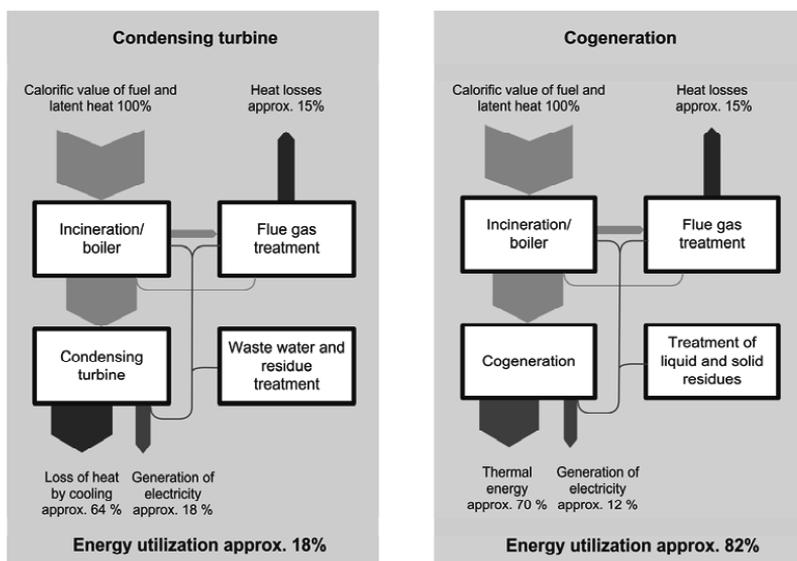


Fig. 2: Comparison of energy utilization: condensation turbine and cogeneration of power and heat

5 TOTAL COST OF THERMAL WASTE TREATMENT

The influence on the overall design and profitability of a project is largest at the beginning and will be dramatically reduced during the subsequent professional execution. The economic significance of a medium size or large waste-to-energy plant can be realized by investment costs in the range of 100 – 200 million Euro. The initial costs of about 0.2 – 0.5 million Euro for a competent concept study comprising systems analyses of regional waste and energy management, technical alternatives, preliminary evaluation of potential sites and a pre-feasibility studies will largely determine the overall, long-term success of a project (or sub-optimal performance or even disastrous economic failure), which may accumulate costs and revenues of about 1 billion Euro over a useful life time of 30 – 40 years.

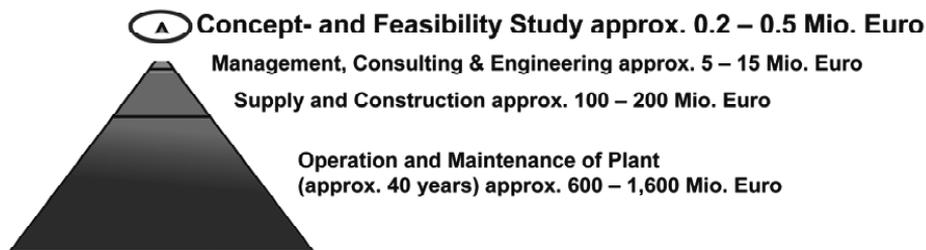


Fig. 3: Overall costs of a thermal waste treatment plant over a time period of 40 years (BMLFUW 2010)

6 CONCLUSIONS

Due to the technological advancement both in incineration technology and flue gas cleaning with integrated treatment and recovery of residues, thermal processes now rank among the waste treatment methods with the lowest emission levels overall. Due to their potentially significant role in achieving greenhouse gas reductions, optimum resource efficiency (including energy recovery from waste) the legal ban on disposal of organic wastes exceeding 5% TOC has become a matter for the European Union and also a matter of global importance.

Sustainable waste management must build on the principle of higher quality in order to protect the environment and, in so doing, ensure self-sufficiency in waste disposal, which is best done at the local level.

However, the shipment of wastes suitable for energy recovery across borders currently poses a particular challenge, as environmental standards differ significantly across various EU Member States – especially since many countries still dispose organic residues and other combustible wastes in landfills.

LITERATURE

- BMUJF (1988) *Leitlinien zur Abfallwirtschaft*. Austrian Federal Ministry of Environment, Youth and Family, Vienna, Austria.
- BMLFUW (2010) *Waste-to-Energy in Austria: White Book – Figures, Data, Facts*. Austrian Federal Ministry of Agriculture, Forestry, Environment and Water Management Vienna, Austria.
- Ernst, P., Zwitter, L. & Neubacher, F. (2004) *40 Years of waste management in Austria: Conclusions and Recommendations for Developing Countries*. Depotech 2004. Leoben, Austria.
- Kirchner, A. (2008) *Effiziente thermische Abfallverwertung Hand in Hand mit optimaler städtischer Energieversorgung am Beispiel Wien*. IIR Conference “Effiziente Abfallbehandlungsmethoden der Zukunft”, Vienna, Austria.
- Mauschitz, G. (2009) *Klimarelevanz der Abfallwirtschaft IV*. Austrian Federal Ministry of Agriculture, Forestry, Environment and Water Management, Vienna, Austria.
- Neubacher, F. (2010) *Sites for Waste Treatment Plants*. International Conference on Waste Management for Eastern European Countries, March 2010, Warzaw, Poland.

Bewertung verschiedener Sekundärphosphate aus dem P-Recycling

C. Waida & S. Gäth

Justus-Liebig-Universität Gießen, Institut für Landschaftsökologie und Ressourcenmanagement, Professur für Abfall- und Ressourcenmanagement, Gießen, Deutschland

KURZFASSUNG: In dem BMBF-/BMU geförderten Projekt „Kreislaufwirtschaft für Pflanzennährstoffe – insbesondere Phosphor“ wird in einem Begleitprojekt an der Universität Gießen das Phosphor-Düngeverhalten und die Schädigung von 15 verschiedenen, neuartig entwickelten Produkten aus dem Klärschlamm- und Abwasserbereich untersucht. Innerhalb von Gefäßversuchen mit Mais werden das Wachstum sowie die aufgenommenen Stoffkonzentrationen in den Pflanzen analysiert und bewertet. Die getesteten Substrate zeigen hierbei ein sehr heterogenes Düngeverhalten. Einige Produkte weisen eine bessere Sofort- bzw. Erstfruchtwirkung auf, andere wirken eher langfristig und somit besser in der Nachfrucht. Des Weiteren hängt der Ernteertrag auch von der Bodenart ab. Grenzwertüberschreitungen von Schadelementen nach deutscher DüMV sind kaum gegeben. Auch Mangelercheinungen an den Pflanzen konnten während der Versuche nicht festgestellt werden. Die untersuchten Sekundärphosphate verfügen nach aktueller Einschätzung somit zwar über ausreichendes Phosphor-Düngepotential und können langfristig durchaus in der Landwirtschaft Verwendung finden, zum jetzigen Zeitpunkt hängen deren Eigenschaften jedoch noch zu stark von dem angewandten Herstellungsverfahren ab.

1 EINLEITUNG

Phosphor ist ein essentieller Pflanzennährstoff, der in seiner Funktion nicht substituiert werden kann (Bergmann 1993). Er ist somit begrenzender Faktor für das Pflanzenwachstum. In Deutschland liegt der Bedarf an Phosphordüngemitteln derzeit bei ca. 138.000 Tonnen/Jahr, weltweit bei ca. 18 Mio. Tonnen (Statistisches Bundesamt, BMELV 2008). Die globalen Reserven an Phosphaterzen sind jedoch begrenzt und in beträchtlichem Ausmaß bereits abgebaut. Phosphaterz wird daher bereits als limitierte Ressource bezeichnet, weshalb nach Möglichkeiten gesucht wird, weitere Phosphorquellen zu erschließen. Die Nutzung von Phosphor aus sekundären Rohstoffquellen wie Klärschlamm, Fleisch- und Knochenmehlen sowie anderen organischen Reststoffen rückt hierbei immer mehr in den Fokus.

Im Jahr 2004 wurde vom deutschen Bundesministerium für Bildung und Forschung (BMBF) und vom Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (BMU) die gemeinsame Förderinitiative „Kreislaufwirtschaft für Pflanzennährstoffe – insbesondere Phosphor“ ins Leben gerufen. Diese hat die Erprobung neuartiger, bisher nicht angewandter Techniken und Verfahren zum Recycling von Phosphor aus kommunalen Abwässern und Klärschlämmen sowie anderen geeigneten Sekundärrohstoffen zum Gegenstand. Ergänzend wird ein Begleitprojekt gefördert, welches die Dünge- sowie die mögliche Schädigung dieser neuartig hergestellten Produkte analysiert. Hierzu werden unter anderem Untersuchungen zur Wirkung als Dünger auf Parameter der P-Versorgung im Boden und auf den Pflanzenaufwuchs durchgeführt, die im Folgenden vorgestellt werden.

2 MATERIAL UND METHODEN

Die Wirkung auf das Pflanzenwachstum und die P-Aufnahme wurden in Gefäßversuchen mit Mais untersucht. Hierzu wurden im Gewächshaus Gefäße mit je 6 kg Boden in vierfacher Wiederholung angelegt. Jedes Gefäß, mit Ausnahme der Null-Kontrolle, wurde mit 360 mg P in

Form der unterschiedlichen Produkte gedüngt. Zusätzlich wurden in jede Variante 250 mg N und K als Grunddünger gegeben sowie 200 mg Mg in alle Produkte, die kein Magnesium enthielten. Alle Produkte wurden in zwei Böden getestet, die sich in ihrer Korngrößenverteilung, dem pH-Wert, dem Fe- und Al-Gehalt sowie dem pflanzenverfügbaren P-Vorrat unterscheiden. Nach der Düngung wurde ein Wassergehalt von ca. 50 – 70% der maximalen Wasserhaltekapazität eingestellt. Nach einem Wachstumszeitraum von zwei Monaten erfolgte die Ernte der adulten Maispflanzen. Die Nachfruchtwirkung wurde analog dazu nach einer drei monatigen Ruhephase untersucht. Der Aufschluss des Pflanzenmaterials erfolgte in der Mikrowelle mittels HNO₃ und H₂O₂. Die Produkte selber wurden in Königswasser extrahiert. Insgesamt wurden 15 Produkte aus unterschiedlichen Ausgangsmaterialien und verschiedenen Herstellungsverfahren analysiert. Zusätzlich wurden eine Null-Kontrolle sowie zwei Mineraldünger zum Vergleich getestet. Untersucht wurden drei Klärschlammrecyclate in Form von Magnesiumammoniumphosphat (MAP) sowie ein Calciumphosphat und ein Calcium-Silikat-Hydrat Produkt (CSH). Des Weiteren wurden zwei Abwasserrecyclate (Prophos) getestet, bei denen P durch Kristallisation aus dem Abwasserstrom gewonnen wurde. Außerdem wurden sieben behandelte Klärschlammaschen sowie eine Tiermehlasche untersucht (Tab. 1).

3 ERGEBNISSE

In Abhängigkeit von der Art der Behandlung in der Kläranlage und dem Prozess der P-Gewinnung sind in den einzelnen Produkten starke Unterschiede in den Elementkonzentrationen zu beobachten. So variieren die P-Gehalte der untersuchten Produkte stark und liegen zwischen 39 g/kg und 175 g/kg Trockenmasse. Auch die Magnesium-, Calcium- und Eisengehalte zeigen eine große Variationsbreite (Tab. 1). Die Konzentration der Schadelemente unterscheidet sich ebenfalls beträchtlich. Sie liegen jedoch weitestgehend unterhalb der in Deutschland vorgeschriebenen Grenzwerte. Überschreitungen zeigen sich vor allem bei den Klärschlammasche-Produkten und Triplesuperphosphat für die Elemente Nickel, Arsen und Cadmium (Cd bezogen auf den P₂O₅-Gehalt). Kennzeichnungspflichtig sind drei Produkte für Nickel, Kupfer und Zink (DüMV 2009).

Tab. 1: Gesamtgehalte (Auswahl) sowie DüMV-Kennzeichnungspflichtige (hell) und DüMV-Grenzwertüberschreitungen (dunkel) der Produkte

Produkt	Materialtyp	alle in [g/kg]				alle in [mg/kg]				
		P	Mg	Ca	Fe	Ni	Cu	Zn	As	Cd
MAP 1	KLS-Recyclat	174,9	67,3	98,8	26,6	12,4	55,5	93,1	1,4	< BG
MAP 2	KLS-Recyclat	169,6	102,1	5,3	5,9	4,8	92,6	279,2	1,6	0,42
MAP 3	KLS-Recyclat	147,6	102,0	18,3	1,6	16,8	147,9	264,6	1,6	< BG
PASCH I	KLS-Asche	108,9	11,3	194,0	1,2	17,2	39,4	< BG	6,6	< BG
PASCH II	KLS-Asche	95,4	4,5	86,2	0,4	9,4	88,7	< BG	7,0	0,03
PASCH III	KLS-Asche	71,2	5,9	139,6	0,1	14,5	347,7	< BG	10,7	0,03
Prophos 1	ABW-Recyclat	104,5	4,2	213,6	0,4	5,2	2,8	21,4	2,5	< BG
Prophos 2	ABW-Recyclat	54,1	3,7	153,6	0,5	2,4	7,8	90,8	< BG	0,04
Ca-P	KLS-Recyclat	152,9	0,2	297,5	< BG	0,2	4,5	20,7	27,9	0,07
CSH	KLS-Recyclat	83,3	12,0	120,7	2,4	2,1	2,9	1,7	< BG	0,04
TMA	Tiermehlasche	171,3	10,2	236,4	10,4	34,7	174,0	48,3	3,3	< BG
KLS 1	KLS-Asche	99,6	15,0	163,2	44,2	110,1	286,3	602,1	4,5	0,38
KLS 2	KLS-Asche	70,3	56,8	104,0	69,8	111,8	255,0	117,7	4,0	0,10
Mg-P	KLS-Asche	89,5	54,9	116,5	45,1	44,6	90,2	90,9	21,7	0,04
Al-P	KLS-Asche	41,5	6,2	49,0	7,8	32,5	610,4	1.197,0	13,6	2,88
Al-P II	KLS-Asche	39,5	3,2	48,7	7,7	27,1	342,3	903,1	12,6	1,15
TSP	Triplesuper-P	183,8	2,5	146,2	1,5	47,2	28,7	510,8	12,7	20,19
RP	Rohphosphat	181,6	7,2	359,3	0,9	22,3	14,5	207,3	5,3	5,44

Tab. 2 zeigt die mittleren Erträge der einzelnen Produkte im Vergleich zur Null-Kontrolle sowie den beiden Mineraldüngern innerhalb der drei durchgeführten Versuchsreihen. Aufgeführt sind jeweils die Erträge der Erstfruchtversuche (EF) sowie die der Nachfrucht (NF) auf den beiden Versuchsböden. Die Erträge sind in Reihenfolge der drei Versuchsreihen aufgeführt, die jeweils durch die entsprechenden Kontrollen mit den Ziffern I-III gekennzeichnet sind.

Tab. 2: Mittlere Erträge der Versuchsvarianten für Erst- (EF) und Nachfrucht (NF) auf den beiden Versuchsböden in [g TS]

Produkt	Sand		Löss	
	EF	NF	EF	NF
MAP 1	10,3 ^{ab}	12,1	7,0 ^{abc}	13,0
MAP 2	10,9 ^b	10,1 ^c	6,3 ^c	11,7
MAP 3	13,5	11,3	5,2	11,7
Prophos 1	9,0 ^{abc}	9,8 ^c	6,9 ^{abc}	10,2
PASCH I	12,1	10,7 ^c	5,5 ^{bc}	13,7
KLS 1	15,1 ^c	13,1	4,6	15,1 ^{bc}
TMA	12,3	15,3 ^b	4,6	11,7
TSP I ^a	13,4	12,6	4,6	9,3
RP I ^b	14,3	10,1	4,4	11,0
Kontrolle I ^c	8,4	4,4	6,9	10,2
Prophos 2	13,3 ^f	9,6	12,1 ^d	10,9
Ca-P	11,8	9,8	13,1	11,0
CSH	14,6 ^f	7,4 ^f	16,9 ^e	9,8
Al-P	14,2 ^{def}	12,7	13,9 ^d	10,4
Al-P II	15,7 ^f	10,2	11,5	10,1
KLS 2	13,5 ^f	10,8	13,1	11,0
TSP II ^d	12,9	10,2	15,8	10,1
RP II ^c	12,9	10,1	13,0	9,3
Kontrolle II ^f	10,4	11,7	14,4	9,0
PASCH II	8,6	13,4	11,0	13,7
PASCH III	8,8	12,8	9,6	13,4
Mg-P	8,6	11,4 ^h	9,6	11,6
TSP III ^e	9,2	11,8	9,3	12,8
RP III ^h	7,9	15,3	11,7	13,6
Kontrolle III ⁱ	8,4	13,7	8,4	11,6

a – i: signifikant (T-Test, LSD)

Die Erträge der einzelnen Varianten variieren von Produkt zu Produkt in der Erst- und Nachfrucht z.T. erheblich und liegen zwischen 4,4 – 15,7 g TS. Signifikante Unterschiede zu den Kontrollvarianten der jeweiligen Versuchsreihe sind durch die Buchstaben a – i hinter den Erträgen verdeutlicht. Diese beschreiben hierbei signifikant höhere oder niedrigere Erträge zu den Kontrollvarianten. So weist das Produkt MAP 1 in der Erstfrucht auf Sandboden signifikant geringere Erträge auf als die TSP und die RP-Variante, das Produkt KLS 1 in der Nachfrucht auf Löss hingegen signifikant höhere Erträge als die RP und die Kontroll-Variante.

Die übrigen Produkte zeigen keine signifikanten Ertragsunterschiede im Vergleich zu den Kontrollen, was darauf hindeutet, dass die Erträge der Produkt-gedüngten Varianten mindestens ebenso gut ausfallen, wie die der mit TSP und RP gedüngten Pflanzen.

4 SCHLUSSFOLGERUNG, ZUSAMMENFASSUNG

Die getesteten Düngersubstrate variieren stark in ihren Eigenschaften. Sie weisen nicht nur erhebliche Unterschiede in den P- und SM-Gehalten auf, sondern liefern auch sehr unterschiedliche Ertragsbilder. Diese sind u.a. auch von der gewählten Bodenart abhängig. Während einige Produkte sowohl auf Sandboden, als auch auf Lehmboden einen höheren Trockenmasse-Ertrag in der Erstfrucht aufweisen, zeigen andere nur für die Erstfrucht auf Sandboden ein höheres Ertragsniveau. Für einige Produkte sind generell die Erträge der Nachfrucht höher.

Generell scheinen die Substrate langfristig als Düngematerialien eingesetzt werden zu können, da sie hinsichtlich der Schwermetallgehalte nach aktueller DüMV weitestgehend unbe-

lastet sind, über eine ausreichende P-Versorgung verfügen und darüber hinaus in ihrer Düngewirkung meist mit der des TSP-Düngers mithalten können.

LITERATUR

- Bergmann, W. (1993) *Ernährungsstörungen bei Kulturpflanzen*. 3. Auflage, Gustav Fischer Verlag Jena-Stuttgart.
- Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz – BMELV *Statistisches Jahrbuch über Ernährung, Landwirtschaft und Forsten der Bundesrepublik Deutschland*. Münster-Hiltrup, verschiedene Jahrgänge.
- DüMV (2009) Verordnung über das Inverkehrbringen von Düngemitteln, Bodenhilfsstoffen, Kultursubstraten und Pflanzenhilfsmitteln (Düngemittelverordnung) vom 25.06.2010, BGBl. I 2010, Nr. 33, 799–822.

Effekte der Düngung mit Sekundärrohstoffdüngern auf den Schwermetallstatus von Böden

D. Julich, B. Hundt & S. Gäth

Justus-Liebig-Universität Gießen, Institut für Landschaftsökologie und Ressourcenmanagement, Gießen, Deutschland

KURZFASSUNG: Die Bewirtschaftung landwirtschaftlich genutzter Flächen, insbesondere der Einsatz verschiedener Düngemittel, bringt einen Eintrag und die potentielle Anreicherung von Schwermetallen (SM) im Boden mit sich. Um den Einfluss verschiedener Düngestrategien auf den SM-Haushalt abschätzen zu können, wurde das SM-Bilanzmodell ATOMIS auf eine intensiv ackerbaulich genutzte Region in Hessen/Deutschland angewandt. Das Modell prognostiziert neben den eingetragenen Frachten auch die langfristige Entwicklung der Gesamtgehalte von Ni, Cu, Zn und Cd im Oberboden.

Die Modellergebnisse zeigen, dass verschiedene Düngemittel den SM-Haushalt des Bodens sehr unterschiedlich beeinflussen. Bei der landwirtschaftlichen Verwertung von Klärschlämmen wird aufgrund der hohen Elementfrachten langfristig eine deutliche Anreicherung von Ni, Cu und Zn im Boden prognostiziert. Die Düngung mit Gärresten einer NAWARO-Anlage führt dagegen zu deutlich geringeren SM-Einträgen. Gärreste aus Bioabfallanlagen können je nach Ausgangssubstrat ähnlich hohe Cu- und Zn-Frachten wie Klärschlamm aufweisen, was eine Anreicherung im Boden zur Folge hat. Unter der Annahme einer Deckung des Nährstoffbedarfs überwiegend über Mineraldünger (NPK) wurden erhöhte Cd-Frachten in den Boden ermittelt.

1 EINLEITUNG

Die intensive Nutzung landwirtschaftlicher Flächen und damit die Zufuhr von Düngemittel stellt einen wesentlichen Eintragspfad von Schadstoffen in den Boden dar, was langfristig zu unerwünschten Anreicherungen persistenter Stoffe wie Schwermetallen (SM) führen kann (Kühnen & Goldbach 2004, Nicholson et al. 2003). Zur Abschätzung potentieller Schadstoffanreicherungen durch verschiedene Landnutzungs- und Bewirtschaftungssysteme werden Bilanz- und Modellansätze angewandt. Einige dieser Ansätze gehen über die bloße Gegenüberstellung der ein- und ausgetragenen Stofffrachten hinaus, mit dem Ziel, zukünftige Entwicklungen des Schadstoffhaushaltes von Böden prognostizieren zu können. Solche Modelle können dazu beitragen, den Anforderungen an den flächenhaften und langfristigen Bodenschutz trotz eingeschränkter Datenverfügbarkeit auf regionaler Ebene gerecht zu werden.

In der vorliegenden Studie wurde das Modell ATOMIS (Reiher 2008) eingesetzt, um den Einfluss verschiedener Düngestrategien auf den SM-Haushalt der Oberböden zu simulieren. Dabei wurden insbesondere die SM-Einträge und mögliche Anreicherungen infolge der landwirtschaftlichen Verwertung von Sekundärrohstoffdüngern (Klärschlamm und Gärreste) untersucht.

2 MATERIAL UND METHODEN

2.1 Modell ATOMIS

ATOMIS (Assessment Tool for Metals in Soils, Reiher 2008) prognostiziert die Entwicklung der SM-Frachten und SM-Gehalte (Ni, Cu, Zn und Cd) im Oberboden in Abhängigkeit der Landnutzung und des Bewirtschaftungssystems. Bei der Berechnung der SM-Einträge werden Düngemiteleinträge und die atmosphärische Deposition berücksichtigt. Zur Abschätzung der SM-Austräge berechnet ATOMIS zunächst über Pedotransferfunktionen die Konzentrationen

der Schwermetalle in der Bodenlösung. Diese Lösungskonzentrationen werden mit der Sickerwassermenge und dem Transpirationsstrom aus dem Oberboden multipliziert, um die Auswaschung der Schwermetalle und deren Entzug über Pflanzen abzuschätzen. Durch die Gegenüberstellung der ein- und ausgetragenen Frachten bilanziert das Modell in Jahresschritten die SM-Gehalte ausgehend von einem Startwert, für den Hintergrundgehalte im Boden oder reale Messwerte eingesetzt werden können. Um langfristige Effekte zu simulieren, wurde ein Modellierungszeitraum von 100 Jahren angesetzt.

2.2 Untersuchungsgebiet und Datengrundlage

ATOMIS wurde auf ein Teileinzugsgebiet der Wetter (ca. 166 km²) in Hessen (Deutschland) angewandt. Das Gebiet ist durch intensive ackerbauliche Nutzung und dadurch hohe Düngemittelfrachten geprägt. Neben Mineral- und Wirtschaftsdüngern wird auf den Ackerflächen der Region auch Klärschlamm als Dünger eingesetzt. Des Weiteren gewinnt die landwirtschaftliche Verwertung von Gärresten aus Biogasanlagen in Hessen zunehmend an Bedeutung.

Datengrundlage für die Modellrechnungen waren zum einen Bodendaten (Lagerungsdichte, Ton- und Skelettgehalt), die aus den Digitalen Bodenflächendaten von Hessen (HLUG 2003) abgeleitet wurden. Die Boden-pH-Werte und organischen Kohlenstoffgehalte wurden jeweils den Landnutzungsklassen Acker, Grünland und Wald zugewiesen (Ziel-pH-Werte nach Fürchtenicht et al. 1993, Humusgehaltsklassen nach AG Boden 2005). Zur Ableitung der SM-Hintergrundgehalte im Boden, welche als Startwerte in die Modellierung eingehen, wurden die schwermetallgeochemischen Klassen der Geologischen Übersichtskarte von Hessen (HLUG 2007) sowie Daten zu Boden-Hintergrundwerten der LABO (2003) herangezogen. Die atmosphärische Deposition von Schwermetallen wurde den Staubbiederschlagsdaten für Hessen entnommen (HLUG 2001).

2.3 Szenarien

Als Basisszenario („Basis“) gingen Daten zur realen Landnutzungsverteilung des Untersuchungsgebietes (Bezugsjahr 2005) in die Modellierung ein. Zur Ermittlung der eingesetzten Düngemittelmengen wurden der in der Region übliche Düngemittelmix aus Mineral- und Wirtschaftsdüngern sowie Klärschlamm angenommen. Die anfallenden Wirtschaftsdünger wurden dabei aus den Rinder- und Schweinebeständen des Untersuchungsgebietes (HSL 2004) und nach Fürchtenicht et al. (1993) abgeschätzt. Zudem wurden die in den betreffenden Landkreisen verwerteten Klärschlämme nach Walper & Schäfer (2006) im Düngeregime berücksichtigt. Da die Berechnung der eingetragenen SM-Frachten über Düngemittel in ATOMIS an den Phosphorbedarf einer Fläche gekoppelt ist, wurden alle Düngemiteleinträge in P-Frachten umgerechnet. Der P-Bedarf der Ackerflächen im Untersuchungsgebiet wurde davon ausgehend im Basisszenario zunächst über Wirtschaftsdünger und Klärschlamm gedeckt. Waren die anfallenden organischen Düngemengen zu gering, um den P-Bedarf einer Fläche vollständig zu decken, wurde zusätzlich mineralische P-Düngung über NPK implementiert. Die SM-Gehalte der eingesetzten Dünger wurden der Literatur entnommen (Walper & Schäfer 2006, UBA 2007).

Zur Abschätzung der Entwicklung des SM-Haushaltes infolge der landwirtschaftlichen Verwertung von Sekundärrohstoffdüngern wurde zum einen ein Szenario entwickelt, für das die Düngung der maximal gesetzlich zulässigen Klärschlammengen (1,67 t a⁻¹ nach AbfKlärV 1992) auf den Ackerflächen des Untersuchungsgebietes angenommen wurde („KSmax“). Zum anderen wurden Szenarien simuliert, bei denen die Düngung mit Gärresten aus verschiedenen Biogasanlagen Berücksichtigung fand. Für Gärreste aus Südhessen lagen eigene Messungen zu SM- und P-Gehalten vor, die in das Modell implementiert wurden. Die in Biogasanlagen anfallenden Gärrestmengen wurden ausgehend von den Betriebsdaten der Anlagen abgeschätzt. Aufgrund der sehr unterschiedlichen Gärsubstrate, die in Biogasanlagen eingesetzt werden, wurden die Daten von zwei verschiedenen Anlagen sowie Literaturdaten genutzt und entsprechend drei Szenarien berechnet: Die NAWARO-Anlage („GR NAWARO“) vergärt zu 90% Mais; in der Bioabfallanlage („GR BA“) werden etwa zu 50% Speiseabfälle und zu 50% Schweingülle als Substrat eingesetzt. Die zugrunde gelegten Daten für das Szenario „GR UBA“ stammen aus 87 Anlagen mit vorwiegend tierischen Ausgangsstoffen (hoher Anteil an

Schweinegülle, UBA 2007). Da der P-Eintrag über Gärreste in den drei Szenarien nicht vollständig den P-Bedarf der Ackerflächen im Untersuchungsgebiet decken konnte, wurde der P-Bedarf analog zum Basisszenario durch mineralische Düngung aufgefüllt.

In einem weiteren Szenario („ohne Sek.“) wurde angenommen, dass weder Klärschlamm noch Gärreste landwirtschaftlich verwertet werden. Der P-Bedarf der Flächen wird hier zum überwiegenden Anteil durch Mineraldünger (NPK) gedeckt.

3 ERGEBNISSE

In Abhängigkeit der eingesetzten Düngemittel und deren Applikationsmengen in den verschiedenen Szenarien berechnete das Modell ATOMIS die jährlichen SM-Frachten sowie die Gehalte im Oberboden (nach 100 Jahren). Tab. 1 zeigt die jeweils gemittelten Ergebnisse der landwirtschaftlich genutzten Flächen im Untersuchungsgebiet.

Tab. 1: Modellierte Schwermetallfrachten in $[g\ ha^{-1}\ a^{-1}]$ und Schwermetallgesamtgehalte in $[mg\ kg^{-1}]$ nach 100 Jahren Szenarienlaufzeit (Mittel des Untersuchungsgebietes)

	Basis*	KSmax	ohne Sek.	GR NAWARO	GR BA	GR UBA
Schwermetallfrachten $[g\ ha^{-1}\ a^{-1}]$						
Ni	22,88	49,50	17,88	23,67	23,59	30,69
Cu	126,15	319,63	89,75	137,49	184,24	284,06
Zn	719,79	1.312,31	608,34	778,00	897,10	1.204,85
Cd	4,52	4,09	4,60	4,16	4,05	3,38
Schwermetallgesamtgehalte $[mg\ kg^{-1}]$						
Ni	62,16	62,79	62,04	62,18	62,18	62,34
Cu	26,85	31,38	26,01	27,13	28,23	30,56
Zn	110,23	124,11	107,62	111,59	114,38	121,59
Cd	0,34	0,33	0,34	0,33	0,33	0,32

* „Basis“ – Basisszenario (Landnutzung 2007); „KSmax“ – maximal zulässige Klärschlammverwertung; „ohne Sek.“ – keine Sekundärrohstoffdünger; „GR NAWARO“ – Gärreste einer NAWARO-Anlage; „GR BA“ – Gärreste einer Bioabfall-Anlage; „GR UBA“ – Gärreste nach UBA (2007)

Die höchsten eingetragenen Frachten von Ni, Cu und Zn in den Boden berechnet das Modell für das Szenario „KSmax“, welchem die Annahme einer maximalen Klärschlammapplikation nach AbfKlärV (1992) zugrunde lag. Dagegen werden für Cd in diesem Szenario etwas geringere Frachten im Vergleich zum Basisszenario (aktuelle Landnutzung) ermittelt. Bei einem Düngeregime, welches auf Sekundärrohstoffdünger verzichtet und überwiegend mineralisch düngt (Szenario „ohne Sek.“), werden vergleichsweise geringe Einträge an Ni, Cu und Zn berechnet. Dies ist auf die geringeren Gehalte dieser Elemente in Mineraldüngern gegenüber Wirtschafts- und Sekundärrohstoffdüngern zurückzuführen (Walper & Schäfer 2006, UBA 2007). Die Cd-Einträge sind in diesem Szenario jedoch aufgrund der erhöhten Cd-Gehalte in Mineraldüngern (vgl. De Meeüs et al. 2002) höher als in allen anderen Szenarien.

Die SM-Einträge durch landwirtschaftliche Verwertung von Gärresten sind stark abhängig vom vergärten Substrat und deren SM- bzw. P-Gehalten. Bei der Vergärung von pflanzlichem Material („GR NAWARO“) gelangen vergleichbare SM-Frachten wie im Basisszenario in den Boden. Für die Gärreste der Bioabfallanlage werden aufgrund der Ausgangssubstrate (Schweinegülle, Speiseabfälle) etwas höhere Cu- und Zn-Frachten erreicht, die aber nur zu einer geringfügig stärkeren Anreicherung im Boden führen. Beim Szenario „GR UBA“ zeigen sich erhöhte SM-Frachten, die im Größenbereich der Werte von „KSmax“ liegen (hoher Anteil an Schweinegülle in den Ausgangsstoffen). Die hohen SM-Frachten in diesen beiden Szenarien innerhalb des Simulationszeitraumes von 100 Jahren führen zu einer stärkeren Anreicherung besonders an Cu- und Zn im Boden als in den anderen Szenarien. Die zulässige Zusatzbelastung nach BBodSchV (1999) wird in den beiden Szenarien „KSmax“ und „GR UBA“ bei Zn überschritten, die anderen SM-Einträge liegen unterhalb dieser Zusatzfrachten. Die zulässigen Frachten von AbfKlärV (1992) sowie BioAbfV (1998) werden jedoch bei keinem Szenario erreicht.

4 ZUSAMMENFASSUNG

Der Einsatz von Düngemittel in der Landwirtschaft führt neben der Nährstoffzufuhr auch zum Eintrag unerwünschter Stoffe, die sich im Boden anreichern können. Wie stark diese Anreicherung langfristig ausfällt, hängt erheblich von den Elementgehalten in den Düngemitteln und den applizierten Düngemittelmengen ab. Das SM-Bilanzmodell ATOMIS prognostiziert für intensiv landwirtschaftlich genutzte Böden in Hessen, dass die Verwertung von Klärschlämmen und Gärresten (aus Bioabfallanlagen) zu hohen Cu- und Zn-Einträgen führt und eine Akkumulation dieser Metalle im Boden stattfindet. Dagegen berechnet das Modell für die untersuchten Gärreste aus einer NAWARO-Anlage und für den aktuell in der Region vorherrschenden Düngermix (Wirtschaftsdünger, Klärschlamm, Mineraldünger) geringere SM-Einträge und -Anreicherungen im Boden. Mit einer überwiegend mineralischen Düngung (NPK) können die Einträge an Ni, Cu und Zn deutlich reduziert werden, allerdings ist mit einem erhöhten Cd-Eintrag in den Boden zu rechnen.

LITERATUR

- AbfKlärV (1992) *Klärschlammverordnung*. BGBl. I 1992, 912.
- AG BODEN (2005) *Bodenkundliche Kartieranleitung*. Herausgegeben von der Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe und den Geologischen Landesämtern der BRD, 5. Auflage, Schweizerbart, Stuttgart.
- BioAbfV (1998) *Bioabfallverordnung – Verordnung über die Verwertung von Bioabfällen auf landwirtschaftlich, forstwirtschaftlich und gärtnerisch genutzten Böden*. BGBl. I 1998, 2.955.
- BBodSchV (1999) (Bundesbodenschutz- und Altlastenverordnung) *Verordnung zur Durchführung des Bundesbodenschutz-Gesetzes*. BGBl. I, 1.554.
- De Meeüs, C., Eduljee, G.H. & Hutton, M. (2002) Assessment and management of risks arising from exposure to cadmium in fertilisers. *The Science of the Total Environment* 291, 167 – 187.
- Fürchtenicht, K., Heyn, J., Kuhlmann, H., Laurenz, L. & Müller, S. (1993) Pflanzenernährung und Düngung. In: Hydro Agri Dülmen GmbH (Hrsg.) (1993): *Faustzahlen für Landwirtschaft und Gartenbau*. Landwirtschaftsverlag, Münster-Hiltrup, 254 – 295.
- HLUG (2001) *Staubniederschlagsmessprogramm Hessen – Messbericht für das Jahr 2001*, Staubniederschlag und Schwermetalle im Staubniederschlag. Hessisches Landesamt für Umwelt und Geologie, Wiesbaden.
- HLUG (2003) *Digitale Bodenflächendaten von Hessen 1: 50 000*. Hessisches Landesamt für Umwelt und Geologie, Wiesbaden.
- HLUG (2007) *GÜK 300 – Geologische Übersichtskarte von Hessen 1: 300 000*. Hessisches Landesamt für Umwelt und Geologie, Wiesbaden.
- HSL (2004) *Hessische Gemeindestatistiken*. Hessisches Statistisches Landesamt, Wiesbaden.
- Kühnen, V. & Goldbach, H.E. (2004) Schwermetallbilanzen verschiedener Betriebstypen: Eintragswege, Flüsse, Minderungspotential. Landwirtschaftliche Fakultät der Universität Bonn, *Schriftenreihe des Lehr- und Forschungsschwerpunktes USL*, 118.
- LABO (2003) *Hintergrundwerte für anorganische und organische Stoffe in Böden*. Bund-Länder-Arbeitsgemeinschaft Bodenschutz.
- Nicholson, F.A., Smith, S.R., Alloway, B.J., Carlton-Smith, C. & Chambers, B.J. (2003) An inventory of heavy metals inputs to agricultural soils in England and Wales. *The Science of the Total Environment* 311, 205 – 219.
- Reiher, W. (2008) Entwicklung eines regionalisierten Modells zur Projektion des landnutzungsabhängigen Schwermetallstatus von Oberböden. *Boden und Landschaft* 52, Justus-Liebig-Universität Gießen, Dissertation.
- UBA (2007) *Begrenzung von Schadstoffeinträgen bei Bewirtschaftungsmaßnahmen in der Landwirtschaft bei Düngung und Abfallverwertung*. Kordel, W. und neun weitere Autoren, UBA-Texte 30/07, Umweltbundesamt, Dessau.
- Walper, G. & Schäfer, J. (2006) *Landwirtschaftliche Klärschlammverwertung in Hessen 2006*. Regierungspräsidium Kassel.

Nanotechnology as a New Approach for Material Recycling of PET Bottles

M. Kracalik, S. Laske & C. Holzer

University of Leoben, Institute of Polymer Processing, Leoben, Austria

ABSTRACT: Up to now, only a few publications reported improvement of processing properties by addition of commercial organoclays to recycled PET. Nevertheless, moderate degrading reactions were detected during the melt compounding process. With a view to reduce the mentioned degradation and to increase delamination in the system, the selected commercial organoclays were additionally modified. The principle of the treatment consists in silanization of clay hydroxy groups by the selected silane in aqueous-methanolic environment. The bonded functional groups can facilitate chemical or physical interaction of the filler with the polymer matrix and eliminate the hydrolysis of PET by the silicate hydroxyl groups.

In this presentation, recycled PET-clay nanocomposites using commercial as well as modified organoclays are analysed by rotational rheometry and the effects of silicate modification on the melt flow properties are discussed.

1 INTRODUCTION

Poly(ethylene)terephthalate (PET) is a semicrystalline polymer with high chemical resistance, thermal stability, melt flow rate, spinnability and low permeability to gases. Applications of PET are directed to different industrial branches, such as packaging, textile, automotive, electro-technical, construction and other industries. Industrial production of PET bottles started in the U.S.A. in the 80's, using the advantageous properties of PET, such as low weight, high impact resistance, non-toxic nature and high transparency. Due to the growing amount of PET used in plastics industry (especially for beverage bottles), finding various proper methods of recycling is an emergent challenge from the ecological and economical points of view. The recycling ratio of used PET bottles in PET-reprocessing countries is usually only 20 – 30 wt%. The rest of the bottles is used for energy recovery or stored in deposits.

At present, two PET recycling methods are used: chemical and physical recycling. Chemical depolymerization is economical only for high amounts of waste. On the other hand, physical (mechanical, material) recycling is a convenient way for economical and environmental purposes. However, the output of mechanical recycling of PET bottles is limited (mostly fibers, bottle-to-bottle, sheets and binding bands). Because of these limitations, the export of collected PET bottles to the Far East is steadily growing. Therefore, there is still a lack of recycling methods, which would utilize the collected material to be recycled at the European market.

Nanotechnology was introduced as a new method of improvement of polymer properties in 1995. This technology involves not only the incorporation of nanosized particles into the polymer but, more importantly, the investigation of interactions between the polymer matrix and the enormously large nanofiller surface (Lee & Han 2003). Especially for polymer-clay nanocomposites, the surface effects are responsible for improvement of barrier, mechanical and rheological properties, dimensional stability, heat, flame and oxidative resistance. In comparison with traditional fillers (20 – 40 wt.% loading), 2 – 5 wt.% filling of layered clays is sufficient to achieve comparable or even higher material improvement (Ray & Okamoto 2003). Generally, three methods of the polymer-clay nanocomposites preparation are used: in-situ-polymerization, solution mixing and melt mixing (compounding). For the PET-clay systems, the first two techniques were successfully tested. The melt mixing process is technologically and environmentally much more efficient; nevertheless, satisfactory results with PET have not been achieved

until now. For the PET-clay systems prepared by melt compounding, reduction in the shear viscosity and storage modulus explained by weak particle-matrix interactions has been reported. According to our previous work, addition of organoclays to recycled PET led to transparent nanocomposites with enhanced rheological, thermal and mechanical properties due to usage of special clay surface modifications and processing conditions (Kracalik et al. 2007). For the extrusion technology, the loss of melt strength causes an incohesion of material after leaving the extrusion die and, consequently, makes the production of sheets or precise profiles impossible. This problem can be eliminated by formation of delaminated network structure in polymer matrix using organoclay with a proper surface modification. Possible applications of the recycled polymer-clay systems could be found in various industry fields, which would utilize enhancement of strength, thermal, barrier and other material properties, such as in car components (combination of barrier and strength characteristics), building industry, etc.

2 EXPERIMENTAL

2.1 *Materials*

The commercial organoclays Cloisite 25A (25A), Cloisite 10A (10A) and Cloisite 30B (30B) were produced by Rockwood Clay Additives Ltd., Moosburg, Germany. Three new organoclays were prepared by additional modification of commercial organoclays with [3-(glycidyoxy)propyl]trimethoxysilane (25AE, 10AE, 30BE). Colour-sorted recycled poly(ethylene)terephthalate (PET-R), with the intrinsic viscosity 0.73 dl/g was used as matrix.

2.2 *Preparation of silanized organoclays*

The commercial organoclay (1 g) was suspended in 50 ml of methanol-water mixture (10 : 1) with subsequent addition of silane (0.3 g). The mixture was stirred for two days at room temperature and the precipitate was filtered off and rigorously washed with methanol. The solid was dried under vacuum at 50 °C for 4 h.

2.3 *Preparation of recycled PET-clay nanocomposites and samples*

Organoclays were dried at 80 °C and PET regranulate at 110 °C in oven at least for 12 h. The recycled polymer was mixed with 5 wt.% of organoclay in a co-rotating twin-screw micro-extruder (DSM Research, Netherlands) under nitrogen atmosphere. After compounding step, the melt was injection-molded (micro-injection system DSM Research, Netherlands) to specimens for rheological testing.

2.4 *Rheological analysis*

Rheological properties were studied using an ARES Rheometer (TA Instruments Ltd., Eschborn, Germany) with a parallel-plate geometry. Experiments were performed at 270 °C under nitrogen to prevent degradation of samples. The following types of rheological measurements were carried out: (1) dynamic strain sweep test (at 6.28 rad/s) to confirm the linearity of viscoelastic region and (2) dynamic frequency sweep test over a frequency range of 0.01 – 100 rad/s.

3 RESULTS AND DISCUSSION

3.1 *Rheological properties*

Processing properties of nanocomposites are characterized by rheological measurements. The viscosity curves (Fig. 1) indicate the efficiency of the organoclay filling which manifests itself as a significant increase in melt viscosity in the range of low shear rates. At higher frequencies, the complex viscosity of nanocomposites decreased below the value of the unfilled matrix with the same processing history as the nanocomposites, which is caused by inert low-molecular-weight compounds formed by thermal degradation of alkylammonium tethers as well as by

chain scission due to water and hydroxyl groups of silicate and especially due to the hydroxyl groups of Cloisite 30B. Thermal decomposition of quaternary ammonium tethers proceeds by Hofmann elimination. The silicate anion abstracts hydrogen from the β -carbon of an alkyl, yielding an olefin, tertiary amine and acid, a protonated site of silicate. An excess surfactant chloride over the montmorillonite cation exchange capacity which is in Cloisite 6A, 15A and 10A, decomposes also by S_N2 nucleophilic substitution yielding alkyl chloride and tertiary amine.

In comparison with the unfilled matrix, complex viscosity of nanocomposites significantly increased in the range of low frequencies (more than 2 orders), as is shown in Fig. 1. All the prepared nanocomposites show a shear thinning phenomenon, which is caused first by disruption of network structures and later on by orientation of filler particles in flow.

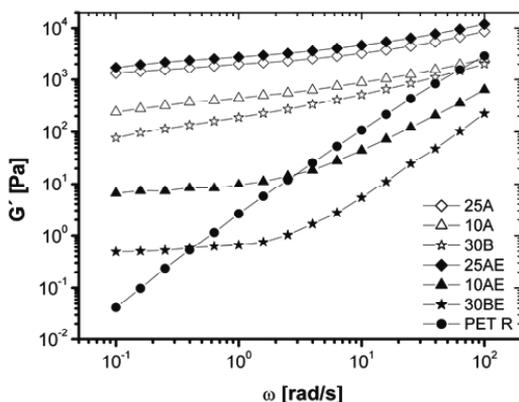


Fig. 1: Complex viscosity of the polymer matrix and nanocomposites

The results in Fig. 1 demonstrate the highest filling effect of organoclay C 25AE. Moreover, the magnitude of complex viscosity of appropriate nanocomposite exceeded the value of matrix in the whole range of shear rates. That means significant reduction of degradation during the processing. On the other hand, filling with C 10AE and 30BE exhibited adverse effect on viscosity (degradation tendency (Kracalik et al. 2007)). In this case, the complex viscosity decreased (comparing to systems with Cloisite 10A and 30B) together with very fast destruction of physical network (manifested itself by sharp viscosity decrease in the range of low shear rates).

The internal structural changes in nanocomposites during shear flow can be analysed from frequency dependences of the storage (G') and loss (G'') moduli. Addition of clay to the PET-R melt causes an increase in the dynamic moduli, particularly in G' (Fig. 2). The pure matrix behaves as a viscoelastic liquid ($G'' > G'$). The higher value of G' than G'' for nanocomposites shows a change in viscoelastic behaviour, i.e. a liquid-solid transformation. Moreover, the power-law dependence of the dynamic moduli at low frequencies, which is characteristic of the neat PET, is absent in the nanocomposites. The dependence of $G'(\omega)$ becomes nearly invariable. This “secondary” plateau indicates the formation of a network structure (exfoliation) of silicate layers in nanocomposites (Krishnamoorti & Giannelis 1997).

An increase of G' in the mixture with C 25AE (comparing to system filled with Cloisite 25A and pure matrix) exhibits an enhancement of melt strength (Fig. 2). Nevertheless, an opposite effect of C 10AE and C 30BE fillers on elasticity in the melt state was observed as compared to Cloisite 10A and 30B. Therefore, the most remarkable G' “secondary” plateau was obtained in nanocomposites containing Cloisite 25A and C 25AE.

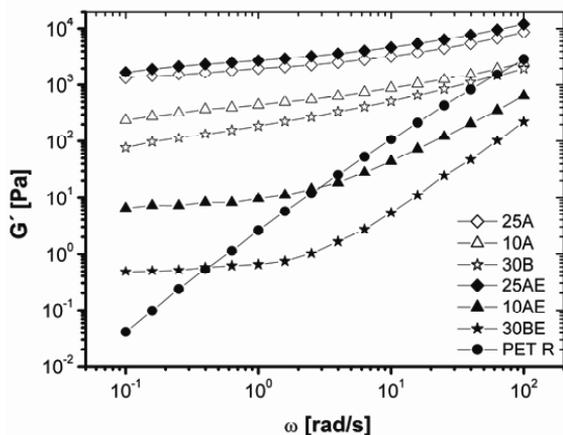


Fig. 2: Storage modulus of the polymer matrix and nanocomposites

4 CONCLUSION

Rheological study showed the complex flow behaviour of the nanocomposites. The significant increase in the complex viscosity and storage modulus with organo-clay loading was observed at low frequencies, where the viscoelastic liquid of recycled PET changed into nanocomposites with a solid-like behaviour. The filling with C 25AE exhibited enhancing effect on rheological properties of nanocomposite. On the other hand, silanization of Cloisite 10A and 30B led to significant loss of melt strength, which is attributed to higher water retention of silicates together with chemical reactions between the organic groups of organoclays and [3-(glycidyoxy)propyl]trimethoxysilane modifier. The moderate “secondary” plateau on the G' frequency dependence confirmed the network formation in the nanocomposites, qualitatively explained by polymer-filler and particle-particle interactions.

REFERENCES

- Kracalik, M., Mikesova, J., Puffr, R., Baldrian, J., Thomann, R. & Friedrich, C. (2007) Effect of 3D Structures on Recycled PET/Organoclay Nanocomposites. *Polymer Bulletin* 58, 313 – 319.
- Kracalik, M., Studenovský, M., Mikesova, J., Sikora, A., Thomann, R., Friedrich, C., Fortelny, I. & Simonik, J. (2007) Recycled PET Nanocomposites Improved by Silanization of Organoclays. *Journal of Applied Polymer Science* 106(2), 926 – 937.
- Krishnamoorti, R. & Giannelis, E.P. (1997) Rheology of End-Tethered Polymer Layered Silicate Nanocomposites. *Macromolecules* 30, 4,097 – 4,102.
- Lee, K.M. & Han, C.D. (2003) Rheology of Organoclay Nanocomposites: Effects of Polymer Matrix/Organoclay Compatibility and the Gallery Distance of Organoclay. *Macromolecules* 36, 7,165 – 7,178.
- Ray, S.S. & Okamoto, M. (2003) Polymer/layered silicate nanocomposites: a review from preparation to processing. *Progress in Polymer Science* 28, 1,539 – 1,641.

Ökobilanzen zur Abfallvermeidung und -verwertung im Bauwesen

A. Pertl & G. Obersteiner

Universität für Bodenkultur, Institut für Abfallwirtschaft, Wien, Österreich

KURZFASSUNG: In dieser Studie wird die Auswertung einer detaillierten Literaturrecherche zu Ökobilanzen des gesamten Lebensweges von Gebäuden dargestellt. Es wird ersichtlich, dass bei konventionellen Gebäuden die Umweltauswirkungen maßgeblich von der Nutzungsphase und dessen Energieverbrauch abhängen. Vor allem bei Niedrigenergiehäusern wird die Materialauswahl und Abfallvermeidung und -verwertung immer wichtiger. Durch Anwendung dieser Maßnahmen kann eine Reduktion z.B. des Primärenergieverbrauchs von bis zu 40% erreicht werden. Das EU-Projekt ZeroWIN soll innovative Vermeidungs- und -verwertungsmaßnahmen durch die Nutzung industrieller Netzwerke entwickeln, um den ZeroWaste-Gedanken in die Praxis umzusetzen.

1 EINLEITUNG

Für den Sektor „Bauwesen“ wurden durch einen Anhang zum Bundes-Abfallwirtschaftsplan 2006 die Möglichkeiten einer Optimierung der Abfallvermeidung und -verwertung über den gesamten Lebenszyklus von der Baustoffherstellung bis zum Gebäudeabbruch bzw. -rückbau dargestellt. Diese Zusammenfassung zeigt eine Fülle von Möglichkeiten auf, die in der österreichischen Baupraxis zur Gänze kaum umsetzbar sind. Praxisbeispiele durch eine über den gesamten Lebenszyklus gültige Bewertung mittels Ökobilanzierung für den Erfolg von Abfallvermeidungsmaßnahmen am Bau sind derzeit auf nationaler Ebene, im Gegensatz zur internationalen bzw. EU-Ebene, noch nicht verfügbar.

2 ABFALLVERMEIDUNGS UND -VERWERTUNGSSTRATEGIEN

2.1 *Status Quo*

Als Grundlage der Abfallvermeidung und -verwertung von Baurestmassen in Österreich kann ein Strategiepapier des Umweltbundesamtes (Scheibengraf & Reisinger 2005) herangezogen werden. Grundsätzlich können die Vermeidungsmaßnahmen in die strategischen Schwerpunkte

- Neubau vermeiden,
- abfallarmes Bauen,
- rationelle Gebäudenutzung,
- selektiver Rückbau,
- sortenreine Erfassung der Bauabfälle und
- hochwertiges Recycling

eingeteilt werden. Um das gesamte Vermeidungspotential all dieser angeführten Punkte ausschöpfen zu können, muss die Planung entsprechend durchgeführt werden. Scheibengraf & Reisinger (2005) schätzen den Einfluss der Planung auf das Gesamtabfallaufkommen eines Gebäudes auf ca. 80%.

Die vorgeschlagene Strategie zeigt bei einem Vergleich der Zahlen für die Jahre 2004 und 2008 ihre Wirkung. Die Verwertungsquote von Baurestmassen konnte von 62% im Jahr 2004 auf 81% im Jahr 2008 gesteigert werden (BMLFUW 2006 & 2009). Einen großen Anteil daran

hat die bessere Erfassung sortenreiner Bauabfälle, was eine durch die starke Reduzierung der inhomogenen Fraktion „Baustellenabfälle (kein Bauschutt)“ um 73% belegt werden kann.

2.2 Zukunftsvisionen

Im Rahmen des 7. Forschungsrahmenprogrammes der EU ist das Institut für Abfallwirtschaft an dem Projekt „ZeroWIN – Towards ZeroWaste in Industrial Networks“ beteiligt. Dabei wird anhand von Fallstudien versucht, der Vision eines ZeroWaste-Unternehmertums durch die Nutzung von industriellen Netzwerken und die Umsetzung vorhandener Abfallvermeidungsmaßnahmen gerecht zu werden. Im Gegensatz zu anderen Projekten mit dem Fokus „nachhaltigere Gebäude“ blendet ZeroWIN die Nutzungsphase aus, um Optimierungsschritte in der Herstellungs- und Entsorgungsphase zu setzen.

Die zuvor dargestellten Schwerpunkte dienen als Grundlage, um weitere innovative Ansätze durch die Vernetzung mit anderen Industriezweigen zu ermöglichen. Ohne die Schritte des selektiven Rückbaus und sortenreinen Abfalltrennung wird ein optimales stoffliches Recycling schwer und ein Wiederverwenden ohne Vorbehandlung unmöglich sein.

Auch die Vernetzung des Baubereichs mit dem High-Tech Sektor wird nicht ausgeschlossen. Beispielsweise kann schadlos ausgebautes Fensterglas als Basismaterial für Photovoltaikanlagen dienen, oder alte LCD-Screens als Beleuchtungskörper verwendet werden. Durch die verstärkte Nutzung dieser Netzwerke sollen neben dem klassischen stofflichen Recycling auch Wege zur direkten Weiterverwendung von Bauteilen als Abfallvermeidungsmaßnahmen identifiziert werden.

Durch die Optimierung der Transportlogistik zur und von der Baustelle und Nutzung vorhandener Strukturen auf der Baustelle (z.B. durch eine adäquate Zeitplanung) soll der Energieaufwand reduziert und vor allem Baustellenabfälle vermieden werden.

3 ÖKOBILANZEN IM BAUWESEN

3.1 Betrachtung von Ökobilanzen des gesamten Lebensweges eines Gebäudes

Die recherchierten Literaturdaten von Gebäudeökobilanzen weisen eine große Streuung hinsichtlich der Höhe und Verteilung der Umweltauswirkungen auf die Lebenswegabschnitte auf. Dies lässt sich sehr leicht dadurch erklären, dass die Berechnungen in unterschiedlichen Ländern (Einfluss durch Gesetze, Klima, Gesellschaft) und für unterschiedliche Haustypen (z.B. Niedrigenergiehaus, Standardhaus, Holzbauweise, Massivbauweise, etc.) durchgeführt wurden.

Ein weiteres Problem eines Vergleichs von Gebäudeökobilanzen stellt neben den oben beschriebenen Randbedingungen auch noch der unterschiedliche Detailgrad dar. Optis & Wild (2010) analysierten 20 Studien und kamen zum Schluss, dass vor allem die Dokumentation der bilanzierten Gebäude und die Beschreibung der betrachteten Einzelprozesse mangelhaft sind. Die Zuordnung der Emissionen bzw. des Energieverbrauchs zu den Materialien bzw. Bauprozessen wird dadurch erschwert.

Der größte Einfluss auf den Lebensweg kann derzeit der Nutzungsphase zugeordnet werden, da diese je nach Gebäudetyp mit bis zu 80 Jahren kalkuliert wird, und der Energieverbrauch über diese Nutzungsdauer die größten Umweltauswirkungen nach sich zieht. Abb. 1 stellt die großen Unterschiede zwischen konventionellen Gebäuden und Niedrigenergiehäusern (Blengini & Di Carlo 2010) sowie zwischen einem durchschnittlichen mitteleuropäischen (Nemry et al. 2010), amerikanischen (Scheuer et al. 2003) und einem thailändischen Haus (Kofoworola & Gheewala 2008) dar.

Durch den hohen Einfluss der Nutzungsphase auf das Gesamtergebnis wird in fast allen Studien das Augenmerk auf Kennwerte in Bezug auf die eingebettete Energie oder den Primärenergieaufwand gelegt.

Andere Wirkungskategorien wie Eutrophierung, Versauerung oder Toxizität kommen hingegen kaum zum Einsatz, einzig die Auswirkungen auf den Treibhauseffekt (GWP) werden in fast allen Studien berücksichtigt.

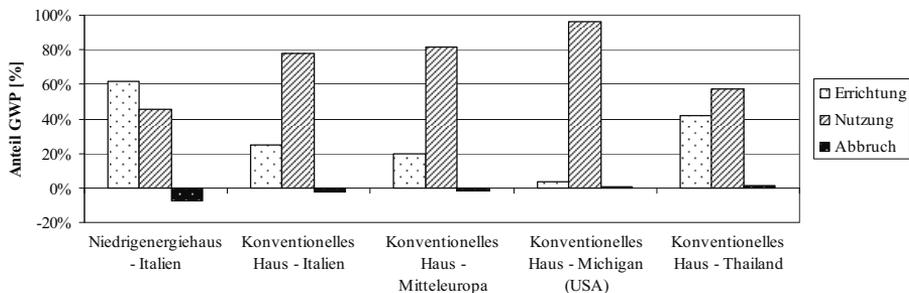


Abb. 1: Anteile der der Lebenswegabschnitte bei Gebäuden an den Treibhausgasemissionen

3.2 Einfluss der verwendeten Materialien auf die Gesamtauswirkungen

Dimoudi & Tompa (2008) betrachten die eingesetzten Materialien für ein Gebäude und deren Anteile der Treibhausgasemissionen. Die zugeordneten Emissionen stammen aus den Vorketten der Baustoffherstellung. Dabei wird ersichtlich, dass der Großteil der klimarelevanten Auswirkungen bei Stahlbetonbauweise dem Beton (62%), Stahl (13%) und den Ziegeln (7%) zuzuordnen sind. Selbst für die Leichtbauweise mit hohem Anteil an Holzbauteilen (Mötzl & Pladerer 2010) können den mineralischen Baustoffen auf Grund ihres hohen Massenanteils am Gebäude die meisten Emissionen zugeordnet werden. Eine Reduktion der Umweltauswirkungen von Gebäuden kann nur durch eine hohe Recycling- bzw. Reuse-Quote der mineralischen Baustoffe ermöglicht werden.

3.3 Neue Ideen der Verringerung von Emissionen durch das Projekt „ZeroWIN“

Das Ziel ist es durch einen entsprechenden Rückbau bzw. eine zielgerichtete Abfalltrennung unter Nutzung eines umfangreichen industriellen Netzwerks möglichst alle entstehenden Abfälle in einem weiteren industriellen Prozess als Sekundärrohstoff einzusetzen. Die entwickelten Ideen sollen anhand von Fallbeispielen in England, Deutschland und Spanien einem Praxistest unterzogen werden, um zwei der folgenden drei Projektziele erfolgreich nachweisen zu können.

- Erreichen einer Wiederverwendungs- und Verwertungsquote von 70%,
- Reduktion der Treibhausgasemissionen um mindestens 30% und
- Reduktion des Frischwasserverbrauchs um mindestens 75%.

Die Umweltbewertung beinhaltet ein Basisszenario, das dem Ist-Stand des Bauwesens auf rechtlicher Basis in den entsprechenden Ländern entspricht. Dieses wird den ZeroWIN-Szenarios gegenübergestellt, um ein Erreichen der Ziele abschätzen zu können. Ausgehend von den oben beschriebenen Vermeidungspotentialen kann davon ausgegangen werden, dass das Erreichen der Wiederverwendungs- und Verwertungsquote von 70% nicht nur theoretisch sondern auch praktisch möglich ist. Dabei können die Fallbeispiele aus Deutschland und England als „best-practice-Beispiele“ für Fallstudien in Spanien dienen. Die derzeitige Verwertungsquote in Spanien beträgt 14% (BIOIS 2010), wodurch die unter dem ZeroWIN-Projekt optimierte Baustelle als Vorbildfunktion für das ganze Land wirken kann.

Das Reduktionspotential der Treibhausgasemissionen durch den Einsatz von Recyclingmaterialien alleine bezeichnet Thormark (2006) mit ca. 10 – 40%. Viele dieser Studien gehen allerdings noch von einer Deponierung der Baustoffe aus, was inzwischen nicht mehr dem Stand der Technik entspricht. Um die angestrebte Einsparung gegenüber der heutigen Situation zu ermöglichen, werden innovative Verwertungsmöglichkeiten einerseits und der Einsatz von Reuse-Bauteilen andererseits notwendig sein.

Hinsichtlich der Einsparung des Frischwasserverbrauchs existieren derzeit kaum Studien, wobei Wasser auf den Baustellen hauptsächlich für die Eindämmung der Staubeentwicklung ein-

gesetzt wird. Wie sich der Einsatz von Recyclingmaterialien und Reuse auf den Frischwasserverbrauch auswirken, werden die Projektergebnisse zeigen.

4 SCHLUSSFOLGERUNG

Die bestehenden Ökobilanzen im Bauwesen fokussieren sehr stark auf die Nutzungsphase, da bei konventionellen Bauwerken diese auf Grund des Energieverbrauchs der dominierende Lebenswegabschnitt ist. Neben dem Energieverbrauch wird oft der mit dem Energieverbrauch korrelierende Treibhauseffekt berechnet, welcher somit keinen Mehrwert für das Abbild der ökologischen Auswirkungen eines Gebäudes bringt. Bei neuen Bauwerken (Niedrigenergiehäuser, Passivhäuser) führt der geringe Energieverbrauch zu einem weitaus höheren Einfluss der gewählten Materialien bzw. der möglichen Entsorgungswege. Durch diese Änderung der Prioritäten wäre es zukünftig besser auch andere Wirkungskategorien wie Toxizität oder Ressourcenverbrauch genauer zu betrachten, da sich ökologische Baustoffe vor allem in diesen Kategorien von den herkömmlichen Baustoffen abheben können.

Ausgehend von den bestehenden Möglichkeiten des optimierten Energieverbrauchs während der Nutzungsphase können zukünftige Verbesserungen der Umweltauswirkungen von Gebäuden vor allem durch die Materialauswahl, optimierte Bauphase und entsprechende Rückbaumöglichkeiten erzielt werden. Im derzeit laufenden EU-Projekt „ZeroWIN“ werden dazu innovative Wege durch die Nutzung von industriellen Netzwerken begangen. Durch den Einsatz von Baustellenabfällen in anderen Industriesektoren bzw. der Nutzung von Abfällen aus anderen Sektoren als Baustoffe wird es möglich, zumindest zwei der drei oben beschriebenen ökologischen Ziele zu erreichen.

LITERATUR

- BIOIS (2010) *Service contract on management of construction and demolition waste – Draft Final Report Task 2*. European Commission (DG ENV).
- Blengini, G.A. & Di Carlo, T. (2010) The changing role of life cycle phases, subsystems and materials in the LCA of low energy buildings. *Energy and Buildings* 42, 869 – 880.
- BMLFUW (2006 & 2009) *Bundes-Abfallwirtschaftsplan 2006, sowie Statusbericht 2009 zum Bundes-Abfallwirtschaftsplan*. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft.
- Dimoudi, A. & Tompa, C. (2008) *Energy and environmental indicators related to construction of office buildings*. Resources, Conservation and Recycling 53, 86 – 95.
- Kellenberger, D. & Althaus, H.-J. (2009) Relevance of simplifications in LCA of building components. *Building and Environment* 44, 818 – 825.
- Kofoworola, O.F. & Gheewala, S.H. (2008) Environmental life cycle assessment of a commercial office building in Thailand. *International Journal of Life Cycle Assessment* 13, 498 – 511.
- Mötzl, H. & Pladerer, C. (2009) Assessment of Buildings and Constructions (ABC) – Disposal – Maßzahlen für die Entsorgungseigenschaften von Gebäuden und Konstruktionen für die Lebenszyklusbewertung. *Berichte aus Energie- und Umweltforschung* 12/2009.
- Nemry, F., Uihlein, A., Colodel, C.M., Wetzels, C., Braune, A., Wittstock, B., Hasan, I., Kreißig, J., Gallon, N., Niemeier, S. & Frech, Y. (2010) Options to reduce the environmental impacts of residential buildings in the European Union – Potential and costs. *Energy and Buildings* 42, 976 – 984.
- Optis, M. & Wild, P. (2010) Inadequate documentation in published life cycle energy reports on buildings. *International Journal of Life Cycle Assessment*, DOI 10.0007/s11367-010-0203-4.
- Scheibengraf, M. & Reisinger, H. (2005) *Abfallvermeidung und -verwertung von Baurestmassen*, Detailstudie einer Abfallvermeidungs- und -verwertungsstrategie zum Bundes-Abfallwirtschaftsplan 2006. Umweltbundesamt.
- Scheuer, C., Keoleian, G.A. & Reppe, P. (2003) Life cycle energy and environmental performance of a new university building: modeling challenges and design implications. *Energy and Buildings* 35, 149 – 164.
- Thormark, C. (2006) The effect of material choice on the total energy need and recycling potential of a building. *Building and Environment* 41, 1.019 – 1.026.

Rechtliche Aspekte der informellen Sammlung von Gegenständen in Österreich

E. Schmied & G. Obersteiner

Universität für Bodenkultur Wien, Institut für Abfallwirtschaft, Wien, Österreich

KURZFASSUNG: Sperrmüll, Metalle und Elektro(alt)geräte gehen in Österreich nicht ausschließlich die offiziellen Entsorgungswege, sondern werden auch von nicht autorisierten Personen gesammelt und sogar zum Teil ins Ausland verbracht. Die Aktivitäten solcher informellen Sammler befinden sich zum Teil in einem rechtlichen Graubereich, der in einem Rechtsgutachten (Niederhuber & Bauer 2010) aufgearbeitet wurde. Das entscheidende Kriterium ist der „Abfallbegriff“. Konkret ist die Frage, ob eine tatsächliche Entledigungsabsicht besteht (= Abfall) oder ob die Gegenstände weitergegeben (= Schenkung) werden. Besteht eindeutig Entledigungsabsicht, so wird die Sache zu Abfall und unterliegt den abfallrechtlichen Anforderungen. Im Falle einer Schenkung, die aufgrund bestimmter Argumente als solche gesehen werden kann, unterliegen die Waren dem freien Warenverkehr. Auf Basis der gesetzlichen Rahmenbedingungen ergeben sich verschiedene Möglichkeiten einer formalen, rechtlich gesicherten Ausübung der Tätigkeiten.

1 EINLEITUNG

Sperrmüll aber auch andere sperrige Gegenstände, sowie Metalle und Elektro(alt)geräte gehen in Österreich nicht nur die offiziellen Entsorgungswege, sondern werden auch von nicht autorisierten Personengruppen (ohne Genehmigung seitens der zuständigen Kommunen und Abfallverbände) gesammelt und zum Teil ins Ausland verbracht. Diese Sammlungen der in Österreich unter dem Begriff „ungarische Kleinmaschinenbrigaden“ bekannten Personen/Gruppen finden vor und in Abfallsammelzentren oder bei Haushalten statt. Bei den Haushalten wird unterschieden, ob sich die Sammler an die offizielle Sammlung der Gemeinde/des Abfallwirtschaftsverbandes anhängen und im Vorfeld durch die Ortschaften fahren, oder ob sie sich durch Aussendung oder Verteilung von Informationszetteln um eine „eigene“ Sammlung bemühen.

Bei den eingesammelten Waren handelt es sich größtenteils um gebrauchte, voll funktionsfähige Güter wie Möbel, Haushaltsgeräte (Elektrogeräte), Kleidung, Sportgeräte, Kinderspielsachen und ähnliches, die von den jeweiligen Besitzern nicht mehr benötigt und deshalb hergegeben werden. Allerdings werden im Zuge dieser Sammlungen auch wertvolle Materialien wie Metalle mitgenommen. Zusätzlich ist nicht jeder Sammelgegenstand in weiterer Folge zu reparieren bzw. wiederverwend- und verkaufbar, sodass tatsächlich auch Abfälle (nach Angaben der Sammler rund 10%) mitgenommen werden.

2 AUSGANGSSITUATION

Im Zuge der Recherchen durch das Institut für Abfallwirtschaft der Universität für Bodenkultur Wien hat sich gezeigt, dass diese Situation vor allem für die österreichischen Abfallwirtschaftsverbände und Gemeinden untragbar ist. Ein wesentlicher Kritikpunkt ist die zum Teil ungeklärte rechtliche Situation, die zwar vielen der Stakeholder eindeutig erscheint, aber doch in einigen Situationen diffus ist. Dazu wurden in Österreich die aufgetretenen Probleme im Zuge von Projektworkshops gemeinsam mit Vertretern des Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt- und Wasserwirtschaft (BMLFUW), der Landesregierungen, von Abfallwirtschaftsverbänden, privaten und öffentlichen Interessensvertretungen sowie Abfallrechtsju-

risten diskutiert. Es wurde daraufhin von einem Juristen ein Rechtsgutachten (Niederhuber & Bauer 2010) erstellt, in dem versucht wurde, die abfall- und haftungsrechtlichen Rahmenbedingungen in Österreich abzuklären. Das Rechtsgutachten konzentriert sich auf die Abfallarten Sperrmüll und Elektro(nik)-Altgeräte (EAGs) und unterscheidet in Sammlung im Hol- und Sammlung im Bringsystem. Die Erkenntnisse aus dem Rechtsgutachten werden in diesem Paper aufgezeigt. Neben der Abklärung der Rechtssituation in Österreich wird im Rahmen des durch den ERDF (European Regional Development Fund) geförderten CENTRAL EUROPE – Projektes TransWaste auch international, gemeinsam mit den Projektpartnern aus den Partnerländern Deutschland, Polen, Slowakei und Ungarn, an der Abklärung der länderübergreifenden rechtlichen Sachlage gearbeitet. Ein Ziel des Projektes ist die Erstellung eines transnationalen Aktionsplans und die dafür notwendige Schaffung einer einwandfreien rechtlichen Basis, um potentielle Lösungen für die vorhandene unzufriedenstellende Situation rechtlich fundiert zu erarbeiten.

3 RECHTLICHE SACHLAGE

Ein Beispiel für eine als unklar definierte Situation in Österreich ist die bereits erwähnte Verteilung von Informationszetteln durch die informellen Sammler. Diese Flugzettel enthalten den Hinweis, dass die ungarische Kleinmaschinenbrigade zu einem bestimmten Zeitpunkt eine Sammlung von gebrauchten Waren durchführt; aber keinen Sperrmüll oder Abfall mitnehmen will.

Die entscheidende Fragestellung ist, ob es sich bei diesen Produkten um Abfall handelt oder nicht. Nach dem subjektiven Abfallbegriff des § 2 AWG 2002 sind Abfälle bewegliche Sachen, deren sich der Besitzer „entledigen will oder entledigt hat“. Die Frage, die sich daher stellt ist: Wollen die Haushalte die Sachen „loswerden“ oder stellen sie die Gegenstände „bereit“? Davon ausgehend sind zwei Szenarien möglich: die Entledigung oder die Schenkung.

3.1 *Szenario Entledigung*

Hat der Besitzer eine eindeutige Entledigungsabsicht oder ist es Abfall im objektiven Sinn gemäß § 2 AWG 2002, dann wird die weggegebene Sache zu Abfall und unterliegt dem Regelregime des AWG 2002, den einschlägigen abfallrechtlichen Verordnungen sowie den Länder-AWG. Wird der Abfall weiters grenzüberschreitend verbracht, müssen gewisse Verfahren und Abläufe gemäß der Verordnung (EG) Nr. 1013/2006 (EG-VerbringungsV) bzw. weitere Regelungen des Abfallwirtschaftsgesetzes 2002 eingehalten werden.

Daraus folgen auch unterschiedliche Konsequenzen für sämtliche Beteiligte der Entledigungstransaktion:

- Die Haushalte, die sich der Dinge entledigen wollen, sind verpflichtet den Abfall an einen befugten Sammler/Behandler zu übergeben (§ 15 Abs 5 AWG 2002) und unterliegen im Bereich des Sperrmülls (außer in Wien) der Andienungspflicht. Das heißt, sie haben die Verpflichtung, den anfallenden Sperrmüll (sowie übrigens auch die Haushaltsabfälle) durch die öffentliche Müllabfuhr entsorgen zu lassen.
- Die Sammler benötigen eine Sammlererlaubnis für nicht gefährliche bzw. gefährliche Abfälle (§§ 24, 25 AWG 2002). Sie haben gem. § 17 AWG 2002 Aufzeichnungen zu führen und unterliegen bei der grenzüberschreitenden Verbringung von Abfällen der Notifizierungspflicht gemäß den Regelungen der EG-VerbringungsV.
- Die betroffenen Gemeinden oder Abfallwirtschaftsverbände könnten sich der Beihilfe zur Begehung einer Verwaltungsübertretung strafbar machen, wenn es den informellen Sammlern gestattet wird, unmittelbar vor bzw. in den Abfallsammelzentren Abfälle zu sammeln.

In allen Fällen besteht die Möglichkeit des Haftungsrisikos.

3.2 *Szenario Schenkung*

Im Falle einer Schenkung steht die Weitergabe, das Verschenken von brauchbaren Gegenständen im Vordergrund und nicht das Motiv des „loswerden Wollens“. Vielen Menschen ist es

zuwider, alte, gebrauchte aber noch durchaus funktionierende Dinge wegzuerwerfen. Das Motiv des „Helfen-Wollens“ oder die Meinung, dass es besser ist, jemand nutzt die Sache weiter, anstatt sie dem Verfall preiszugeben, sind durchaus gängige Begründungen für eine Schenkung. Die Übergabe muss auch nicht unbedingt persönlich erfolgen und die Schenkung kann öffentlich (unbestimmten Personen) oder bestimmten Personen angeboten werden. Argumente, die für eine Schenkung sprechen, wären beispielsweise:

- der gute Zustand des weitergegebenen Gegenstandes,
- die eindeutige Kennzeichnung (z.B. mittels Zettel „für die Kleinmaschinenbrigaden“),
- das Bereitstellen der Waren am eigenen Grundstück und
- das Zurück- und Wegräumen der nicht mitgenommenen Gegenstände.

Im Falle der Schenkung unterliegen die Waren dem freien Warenverkehr.

4 SCHRITTE ZUR FORMALISIERUNG UND LEGALISIERUNG

Ausgehend von den beschriebenen Szenarien gibt es unterschiedliche Möglichkeiten die Tätigkeiten der informellen Sammler zu legalisieren.

4.1 *Sammlererlaubnis*

Durch die Erlangung einer Sammlererlaubnis gem. den Anforderungen des § 24 AWG 2002 für nicht gefährliche Abfälle (bzw. § 25 AWG für gefährliche Abfälle) könnten die bislang informellen Sammler ihre Tätigkeiten unter legalen Bedingungen ausüben. Da im Sperrmüllbereich die Haushalte weiterhin an die Andienungspflichten (außer in Wien) gebunden sind, könnten sie nur im EAG Bereich arbeiten. Die Gemeinden bzw. Abfallwirtschaftsverbände könnten jedoch Aufträge an die nun offiziellen Sammler vergeben.

Eine weitere Möglichkeit wäre eine Anerkennung einer gleichwertigen Berechtigung. Sollte der Sammler in seinem Heimatland (soweit dies zu den EWR-Staaten zählt) eine Sammlerergenehmigung besitzen, die gemäß den Anforderungen des § 24 bzw. § 25 AWG 2002 als gleichwertig anzusehen ist, könnte der Sammler auch ohne weiteres Verfahren in Österreich tätig werden. Allerdings ist es aufgrund einer rechtlichen Absicherung für den Sammler empfehlenswert, wenn er mittels eines formellen Verfahrens (z.B. mittels Feststellungsbescheid) eine offizielle Gleichwertigkeit beantragt.

4.2 *Abfallende*

Durch das „Abfallende“ wird aus Abfall wieder ein Produkt. Das Ende der Abfalleigenschaft ist in § 5 AWG 2002 geregelt, bezieht sich allerdings explizit auf „Altstoffe“. Diese gelten so lange als Abfälle, bis sie eine Behandlung erfahren haben und einer Verwertung zugeführt werden. Die AbfallrahmenRL regelt ebenfalls das Ende der Abfalleigenschaft. Auch in dieser müssen die Abfälle zuerst ein Verwertungsverfahren durchlaufen.

Abfällen könnte möglicherweise durch einfache Tätigkeiten, zB einer Funktionskontrolle oder durch die in der „neuen“ AbfallrahmenRL 2008/98/EG vorgesehene „Vorbereitung zur Wiederverwendung“ die Abfalleigenschaft genommen werden.

4.2.1 Funktionskontrolle und Vorbereitung zur Wiederverwendung

In manchen Fällen könnte das Abfallende durch eine Funktionskontrolle herbeigeführt werden. Das könnte man abhängig vom Material oder Produkt machen, z.B. könnte man Möbel durch eine einfache Kontrolle auf ihre Funktion testen. Allerdings wird vorerst einmal Abfall übernommen, d.h. es ist trotzdem eine Sammler- wenn nicht sogar eine Behandlergenehmigung von Nöten.

Eine weitere Möglichkeit liefert die neue AbfallrahmenRL 2008/98/EG, die mit Dezember 2010 in allen EU-Mitgliedsstaaten umzusetzen ist. Darin wird u.a. die Abfallhierarchie neu geregelt und mit der „Vorbereitung zur Wiederverwendung“ die Weiterverwendung von Produkten in den Vordergrund gerückt. In Art. 3 Pkt. 16 versteht die RL unter „Vorbereitung zur Wiederverwendung“ 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. Somit könnte auch hier die Funktionskontrolle (= Prüfung) das Abfallende herbeiführen, wenn die Wiederverwendung für denselben Zweck, für den die Erzeugnisse oder Bestandteile ursprünglich bestimmt waren (vgl. Art. 3 Pkt. 13), gegeben ist.

Da im Bereich Sperrmüll weiterhin die Andienungspflicht der Haushalte gegeben ist, könnten die Sammler nur im Auftrag der Gemeinde/Abfallwirtschaftsverbände bzw. im Bereich der EAG-Sammlung agieren.

Spezielle Hinweise zur Funktionskontrolle aber auch bezüglich Schenkung von EAGs bietet der EAG-Leitfaden (Spitzbart 2009). Er stellt die technischen, ökonomischen und rechtlichen Rahmenbedingungen für die Sammlung, Bereitstellung, Prüfung, Instandsetzung bis hin zur Vermarktung von Elektro(alt)geräten dar. Der Leitfaden befasst sich auch mit der Schenkung, der Vorbereitung zur Wiederverwendung sowie dem Export von EAGs.

Im Zusammenhang mit der Verbringung von EAGs wird auf die Anlaufstellen-Leitlinie Nr. 1 hingewiesen, die die gemeinsame Auffassung aller Mitgliedstaaten zur Auslegung der VerbringungsV 1013/2006/EG dokumentiert.

Beide Dokumente sind nicht rechtlich verbindlich, da sie jedoch vom BMLFUW bzw. als Konsens sämtlicher EU-Mitgliedstaaten herausgegeben wurden, können sie als Auslegungshilfen angesehen werden.

5 SCHLUSSFOLGERUNGEN

Auf Basis der gesetzlichen Rahmenbedingungen ergeben sich folgende Möglichkeiten einer formalen, rechtlich gesicherten Ausübung der Tätigkeiten der bislang informellen Sammler:

- Handelt es sich bei der Übergabe von Gegenständen – ausgehend von den in Kap. 3.2 beschriebenen Argumenten – um eine Schenkung, so unterliegen die Tätigkeiten der Sammler nicht dem Abfallrechtsregime.
- Wird definitiv Abfall übergeben, benötigen die Sammler jedenfalls eine Sammler genehmigung gem. AWG 2002. Sämtliche AWG-Bestimmungen sind einzuhalten (z.B. Aufzeichnungspflicht, Notifizierungspflicht). Weiters ist zu beachten, dass auch mit einer Sammlerlaubnis nur EAGs gesammelt werden dürfen.
- Eine fortschrittliche Lösung wäre es, durch ein Re-Use Verfahren (Funktionskontrolle, Vorbereitung zur Wiederverwendung) den Gegenständen ihre Abfalleigenschaft zu nehmen. Dies müsste durch ein abfallrechtlich befugtes Unternehmen erfolgen. In Hinblick auf die EAGs sollten sich die Re-Use Unternehmen am EAG-Leitfaden orientieren. Bei der Verbringung von gebrauchten Elektro(nik)geräten können die Anforderungen der Anlaufstellen-Leitlinie Nr. 1 herangezogen werden. Die Sammler können bei Vorliegen entsprechender Berechtigungen als Re-Use Unternehmen agieren oder haben die Möglichkeit, die nach dem Durchlaufen des Re-Use Verfahrens wiederverwendbaren Gegenstände zu erwerben, und ohne abfallrechtliche Hürden ins Ausland verbringen.

LITERATUR

- AWG (2002) *Bundesgesetz über eine nachhaltige Abfallwirtschaft (Abfallwirtschaftsgesetz 2002 – AWG 2002)*. BGBl. I Nr. 102.
- AbfallrahmenRL (2008) *Richtlinie 2008/98/EG des europäischen Parlaments und des Rates vom 19. November 2008 über Abfälle und zur Aufhebung bestimmter Richtlinien*. Amtsblatt der EU.
- Anlaufstellen-Leitlinien Nr. 1 (2007) *Gemeinsame Auffassung der EU-Mitgliedsländer über die Verbringung von EAG*. <http://ec.europa.eu/environment/waste/shipments/guidance.htm>.
- EG-VerbringungsV (2006) *Verordnung (EG) Nr. 1013/2006 des europäischen Parlaments und des Rates vom 14. Juni 2006 über die Verbringung von Abfällen*. Amtsblatt der EU.
- Niederhuber, M. & Bauer, A. (2010) *Rechtsgutachten betreffend das Projekt TransWaste – abfall- und haftungsrechtliche Rahmenbedingungen*. Veröffentlichtes Rechtsgutachten. Wien, Österreich.
- Spitzbart, M. (2009) EAG-Leitfaden. *Leitfaden für die Wiederverwendung von Elektroaltgeräten in Österreich*. Wien.

Greenhouse Gas Emission Inventory in the Waste Industry

N. Braschel

University of Graz, Institute for Systems Science, Innovation & Sustainability Research, Graz, Austria

ABSTRACT: Calculating greenhouse gas emissions is a commonly discussed theme nowadays, both in public and private discourse. While it is relevant for production and supply chain management in general, it is of particular relevance for the waste industry where agents are often called on to provide data on the extent and origin of specific greenhouse gas emissions. As yet, no uniform approach has been developed for preparing a CO₂ inventory (also known as Carbon Footprint). This absence of standardization results in a clear lack of comparability when trying to assess the relative impact of greenhouse gas emission statements or various types of Carbon Footprint. This paper intends to help overcome this problem by devising recommendations for a standardized approach to emission assessment for the waste industry.

1 INTRODUCTION

In today's world, the need to assess greenhouse gas emissions (hereafter GHG emissions) has become more or less ubiquitous throughout the economy. The consumer-led demand for environmentally friendly products and services is pushing ever more suppliers towards the provision of company statements on emission „footprints“.

In practice, the lack of standardized assessment methods means that agents may use any method, formula or factor they want. Data origin, base or manipulation are all left to the discretion of the companies or individuals involved. This obviously makes comparability of various Carbon Footprints (hereafter CF) extremely difficult. In addition, the results of any such comparison are not likely to be useful or realistic. The present paper focuses on this problem. To begin, to describe the status quo regarding the various assessment methods currently prevailing is needed first. This provides the basis for more detailed analysis with respect to the potential areas of application of the various methods and in particular, an assessment of their relevance for the waste industry. The aim is simply to identify potential bases for devising a standardized approach to GHG emission calculation and assessment in the waste industry. This should help simplify the whole process.

In looking at current assessment methods, a basic distinction is made between methods focused on providing a basis for the production of a CF and those serving as calculation tools when estimating GHG emission levels. A complete picture can only be provided for production processes by combining these two approaches. This means that consolidation or combination of the various approaches is necessary to some extent. In order to ensure that assessment results remain useful, it is important to ensure here that the underlying logics of any combined elements are consistent. Unnecessary overlap also needs to be avoided when combining approaches or methodologies.

A further, more general distinction among the various approaches is that some are designed to be of general application, while others are only suitable for specific sectors.

2 LITERATURE REVIEW AND METHODS

The section below provides an overview (based on a review of the relevant literature) of the existing methods employed in CF calculation and GHG emission assessment. It is hoped that

assessment standardization for the waste industry may be achieved by comparing and combining elements from these various approaches. The first tab. below covers general guidelines, the second deals with more specific guidelines, and the third lists CF calculation tools (Baldo et al. 2009).

Tab. 1: General guidelines for Carbon Footprint measurement

Title	Source/Author
The Greenhouse Gas Protocol	WBCSD/WIR 2004
ISO 14040: 2006	ISO 2006a
ISO 14044: 2006	ISO 2006b
ISO 14064: 2006	ISO 2006c

Tab. 2: Specific guidelines for Carbon Footprint measurement

Title	Source/Author
Framework for the Development of Carbon Footprints for Paper and Board products	CEPI 2007
PAS 2050 : 2008 Specification for the assessment of the life cycle GHG emissions of goods and services (2008)	PAS/ Carbon Trust/Defra/BSI
IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories (2006)	IPCC
Carbon footprints in the supply chain: The next step for business (2006)	Carbon Trust
The Greenhouse Gas Protocol – Designing a Customized Greenhouse Gas Calculation Tool (2007)	WRI

Tab. 3: Tools for calculating Carbon Footprints

Title	Source/Author
Calculation tools for estimating greenhouse gas emissions from Pulp and Paper Mills	ICFPA 2005
Calculation Tool for Direct Emissions from Stationary Combustion	WBCSD/WRI 2009
Cepiprint and Cepifine's User Guide to the Carbon Footprint Guide to PAS 2050	CEPIPRINT – CEPIFINE 2008 PAS/
How to assess the carbon footprint of goods and services (2008)	Carbon Trust/Defra/BSI
EcoTransIT: Ecological Transport Information Tool (2008)	IFEU INFRAS/
Handbook emission factors for road transport 2.1 (2004)/3.1 (2010)	UBA Berlin/BUWAL Bern/UBA Wien

The numerous methods and tools listed above were compared and their suitability for application in the waste industry was then assessed. As mentioned above, the aim is to provide a suitable, standardized method of assessment for GHG emissions in the waste industry.

2.1 Common characteristics of existing methods

An inspection of the literature reveals that for the most part, information concerning explicit methods used in GHG assessment is not forthcoming. However, more detailed inspection shows that most measurement tools for the development of a CF are based on three essential things:

- The basic principles for developing a CF are in the majority of cases the same. Based on the GHG-Protocol these principles are classed as relevance, completeness, consistency, transparency and accuracy (WRI/WBCSD 2004, PAS 2008b, PAS 2008a, ISO 14.046-1 2006).
- The information on emission factors is adopted from the IPCC report (Intergovernmental Panel on Climate Change) and covers a 100-year horizon.
- A universal index in terms of CO₂-equivalents is used to identify emissions. These mostly consist of three of the six GHG noted in the Kyoto Protocol: CO₂, CH₄, N₂O. The weighting factors for conversion into CO₂-equivalents are also mostly taken from the IPCC report (Houghton et al. 1996).

The above three points provided a basis for developing a CF in the waste industry.

3 CHARACTERISTICS OF THE WASTE INDUSTRY

The term “waste industry”, basically refers to all activities which contribute to the avoidance, decrease, utilisation and removal of waste.

The present analysis, however, focuses on the area of waste disposal. In order to find the best method of assessing GHG emissions three sequential supply chain processes were analysed, i.e. waste collection and transport, waste treatment, waste deposit (e.g. landfill). The process of waste treatment encompasses both utilisation of waste (e.g. recycling) as well as various forms of waste removal (mechanical, chemical, biological, thermal, etc.).

3.1 *Collection and transport of waste*

GHG emission assessment depends more or less directly on how narrowly or broadly the area under consideration is defined. With respect to waste disposal, transport emission occupies first place in terms of emission causes.

The tool EcoTransIT is designed to assess the extent of emissions occurring during transportation. It provides specific transport-related information, e.g. relevant emission factors, and allows for high quality calculations to be undertaken with respect to identifying emission source or cause. The use of this approach for the transport phase is thus recommended.

3.2 *Treatment of waste with the aim of recycling and removal*

All waste treatment processes are regulated by official ordinances. For example, regulations applying since 2004 state explicitly that waste deposit is only allowed for material containing less than five percent (in terms of mass) organic carbon (Deponieverordnung 2008).

As a result, pre-treatment of waste (mechanical and biological) and thermal treatment has become more common since 2004. An advance has been made with the recently developed IPCC guidelines. The Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories were first published by the IPCC in 2006, and have been revised annually since then. The guidelines comprise five volumes, and the fifth focuses explicitly on the waste industry. Extensive use is made of Excel spreadsheets and relevant calculations, parameters and instructions are provided for analysing several types of common waste and waste processes. An extensive array of data is presented in a very user-friendly format. The guidelines are highly recommended as a tool in the development of emission inventories.

3.3 *Landfill waste deposit*

As mentioned above, official regulations impose several restrictions on waste disposal and deposit (see Deponieverordnung 2008).

Owing to the many types of waste and related landfill sites in existence, it is unfortunately not possible here to give a blanket recommendation on which type of calculation tool should be used for emission estimates. In practice, each agent will have to use his/her own judgement when deciding which methods are most appropriate for assessing GHG emissions.

4 CONCLUSION

While some existing methods for assessing GHG emissions are applicable for the waste industry, the issue is still somewhat problematic in that no standardized procedure has been made available. Further research is clearly necessary, particularly with respect to developing calculation tools suitable for application across the whole waste supply chain. Only then will it make sense to talk of valid comparison of Carbon Footprints or of realistic decision aids for consumers and producers.

Nevertheless, two important points of reference have been established. First, the emission assessment method chosen, whether for the waste sector or some other sector, needs to combine certain key elements (see section 2.1 above). Second, no matter which approach is taken, potential discrepancies and inconsistencies always remain. In order to allow for critical discussion

and further development, these should become points of focus for the users involved, and certainly not swept under the carpet or ignored. Much further research is clearly needed.

REFERENCES

- Austrian Federal Ministry of Agriculture, Forestry, Environment and Water Management (2008) Ordinance regulating waste disposal, Deponieverordnung 2008 idF BGBl. II Nr. 178/2010. Vienna, Austria.
- Baldo, G.L., Marino, M., Montani, M. & Ryding, S.-O. (2009) The carbon footprint measurement toolkit for the EU Ecolabel. *International Journal of Life Cycle Assessment* 14, 591 – 596.
- Carbon Trust (2006) Carbon footprints in the supply chain: The next step for business. UK.
- CEPI-Conederation of European Paper Industries (2007) Framework for the development of Carbon Footprints for paper & board products. Brussels, Belgium.
- CEPIPRINT-CEPIFINE Environmental Working Group (2009) Cepiprint and Cepifine's User Guide to the Carbon Footprint of Graphic Paper. Brussels, Belgium.
- Daviet, F. (2006) The Greenhouse Gas Protocol, Designing a Customized Greenhouse Gas Calculation Tool. eds. World Resources Institute, USA.
- Eurostat (2010) <http://www.eu-smr.eu/tswpr/docs/Factsheets/Fact%20Sheet%201%20Waste%20generation%20v2.pdf>, accessed 04.07.2010.
- Gillenwater, M. & Environmental Resources Trust (2005) Calculation Tool for Direct Emissions from Stationary Combustion, a WRI/WBCSD Tool. Washington DC, USA.
- Houghton, J.T., Filho, L.G., Callander, B.A., Harris, N., Kattenburg, A. & Maskell, K. (1996) *Climate Change 1995: The Science of Climate Change*, Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) eds. Cambridge University Press, USA.
- Institute for Energy and Environmental Research Heidelberg (IFEU) (2008) EcoTransIT: Ecological Transport Information Tool, Environmental Methodology and Data. Heidelberg, Germany.
- ISO-International Organization of Standardization (2006) ISO 14.040: Environmental management – Life cycle assessment: Principles and framework. Switzerland.
- ISO-International Organization of Standardization (2006) ISO 14.044: Environmental management – Life cycle assessment: Requirements and guidelines. Switzerland.
- ISO-International Organization of Standardization (2006) ISO 14.046: Greenhouse Gases – Part 1: Specification with guidance at the organization level for quantification and reporting of greenhouse gas emissions and removal. Part 2: Specification with guidance at the project level for quantification, monitoring and reporting of greenhouse gas emission reduction or removal enhancement. Part 3: Specification with guidance for the validation and verification of greenhouse gas assertions. Switzerland.
- Keller, M., De Haan, P., INFRAS & Environmental Agencies of Germany, Austria, Switzerland (2004) *Handbook emission factors for road transport 2.1*. Bern, Switzerland/Heidelberg, Essen, Germany/Graz, Austria.
- National Council for Air and Steam Improvement, Inc. (NCASI) (2005) *Calculation Tools for Estimating Greenhouse Gas Emissions for Pulp and Paper Mills*. North Carolina, USA.
- Public Available Specification (PAS)/Carbon Trust/Department for Environment, Food and Rural Affairs (Defra)/British Standards Institution (BSI) (2008a) *Guide to PAS 2050: How to assess the carbon footprint of goods and services*. London, UK.
- Public Available Specification (PAS)/Carbon Trust/Department for Environment, Food and Rural Affairs (Defra)/British Standards Institution (BSI) (2008b) *PAS 2050: 2008, Specification for the assessment of the life cycle greenhouse gas emissions of goods and services*. London, UK.
- World Resources Institute/World Business Council for Sustainable Development (2004) *The Greenhouse Gas Protocol, a corporate accounting and reporting standard*. Washington DC, USA.

Gewinnung hochwertiger Kunststofffraktionen aus Elektroaltgeräten

S. Flamme, P. Krämer & G. Walter

Fachhochschule Münster, LASU – Labor für Abfallwirtschaft, Siedlungswasserwirtschaft und Umweltchemie, Münster, Deutschland

KURZFASSUNG: Aufgrund der positiven Eigenschaften technischer Kunststoffe besitzen diese einen relativ hohen Anteil in Elektro- und Elektronikgeräten. Hieraus ergibt sich eine hohe Relevanz der Kunststoffverwertung für die Erreichung der im Elektro- und Elektronikgerätegesetz (ElektroG) vorgeschriebenen Verwertungsquoten. Unterstützt wird dies durch die mittel- bis langfristig steigenden Preise für Primärrohstoffe, die ein Recycling bestimmter Kunststoffe stetig attraktiver machen. Eingeschränkt wird ein hochwertiges werkstoffliches Recycling u.a. durch enthaltene Additive. Insbesondere halogenierte Flammschutzmittel (FSM), wie polybromierte Biphenyle oder Diphenylether begrenzen aufgrund gesetzlichen Bestimmungen (u.a. RoHS, ChemVerbotsV) die Rezyklierbarkeit separierter Kunststoffe.

Dem LASU – Labor für Abfallwirtschaft, Siedlungswasserwirtschaft und Umweltchemie an der FH Münster ist es in Zusammenarbeit mit der TiTech GmbH im Rahmen eines Forschungsprojektes gelungen, durch eine Kombination von Nahinfrarot- und Röntgentransmissionstechnik flammenschutzmittelhaltige Anteile in Kunststofffraktionen deutlich abzureichern und so Fraktionen für ein hochwertiges, den gesetzlichen Anforderungen entsprechendes, werkstoffliches Recycling zu generieren.

1 EINLEITUNG

Aufgrund der positiven Eigenschaften technischer Kunststoffe, wie Flexibilität, gute Verarbeitbarkeit, Bruchfestigkeit, geringes Gewicht und Isolationsfähigkeit (Klee 2009), besitzen diese einen relativ hohen Anteil in Elektro- und Elektronikgeräten. Der durchschnittliche Anteil liegt bei ca. 20%. Geräte aus dem Bereich der Informations- und Telekommunikationselektronik (IT) weisen Kunststoffanteile von bis zu 58% auf (VKI, 2003).

Hieraus ergibt sich eine hohe Relevanz der Kunststoffverwertung für die Erreichung der im Elektro- und Elektronikgerätegesetz (ElektroG) vorgeschriebenen Verwertungsquoten.

Unterstützt wird dies durch die mittel- bis langfristig steigenden Preise für Primärrohstoffe, die ein Recycling bestimmter Kunststoffe stetig attraktiver machen.

Eingeschränkt wird ein hochwertiges werkstoffliches Recycling u.a. durch enthaltene Additive. Insbesondere halogenierte Flammschutzmittel (FSM), wie polybromierte Biphenyle oder Diphenylether, begrenzen aufgrund gesetzlichen Bestimmungen (u.a. RoHS, ChemVerbotsV) die Rezyklierbarkeit separierter Kunststoffe.

Dem LASU – Labor für Abfallwirtschaft, Siedlungswasserwirtschaft und Umweltchemie an der FH Münster ist es im Rahmen eines Forschungsprojektes in Zusammenarbeit mit der TiTech GmbH gelungen, flammenschutzmittelhaltige Kunststoffe deutlich abzureichern und so Fraktionen für ein hochwertiges, den gesetzlichen Anforderungen entsprechendes, werkstoffliches Recycling zu generieren.

2 ZIEL UND VORGEHENSWEISE DER UNTERSUCHUNG

Ziel der Untersuchungen war es, mit den derzeit verfügbaren Aufbereitungstechnologien, Kunststofffraktionen für ein hochwertiges werkstoffliches Recycling zu erzeugen. Hierzu

wurden in einer Erstbehandlungsanlage Kunststoffproben generiert, die dort in zwei Separationsstufen anfallen:

- 1. Stufe: Acrylnitril-Butadien-Styrol, Polycarbonat_ABS (ABS, PC_ABS) und
- 2. Stufe: Polystyrol (PS).

Input der Aufbereitungsanlage waren zum Zeitpunkt der Probenahme Geräte aus dem Bereich der Informations- und Telekommunikationstechnik (ohne Bildschirmgeräte).

Die Proben wurden im Technikum des LASU mittels NIR-Technik weiter aufbereitet und in die Bestandteile ABS, PC_ABS, PS und Reste differenziert.

Aus den fraktionierten Kunststofffraktionen wurden in einem nachfolgenden Schritt im Technikum der TiTech GmbH mittels Röntgentransmissionstechnik die FSM-angereicherte Fraktion separiert.

Zur ersten Überprüfung des Sortiererfolges wurden die erzeugten Fraktionen mittels Gleitfunkspektrometer auf Indikatoren bromierter Flammenschutzmittel untersucht. Es folgte eine weitergehende Charakterisierung durch eine Dichtebestimmung der Partikel mittels Röntgenfluoreszenzanalyse sowie einer Untersuchung der mechanischen Eigenschaften der FSM-abgereicherten Fraktionen.

3 AN-/ABREICHERUNG FLAMMSCHUTZMITTELHALTIGER KUNSTSTOFFE

Aufgrund des enthaltenen Additivs weist ein FSM-haltiger Kunststoff i.d.R. eine höhere Dichte auf als der gleiche Kunststoff ohne FSM (vgl. Abb. 1). Aus diesem Grund werden zur Separation der entsprechenden Kunststoffe Verfahren eingesetzt, die nach der Dichte trennen.

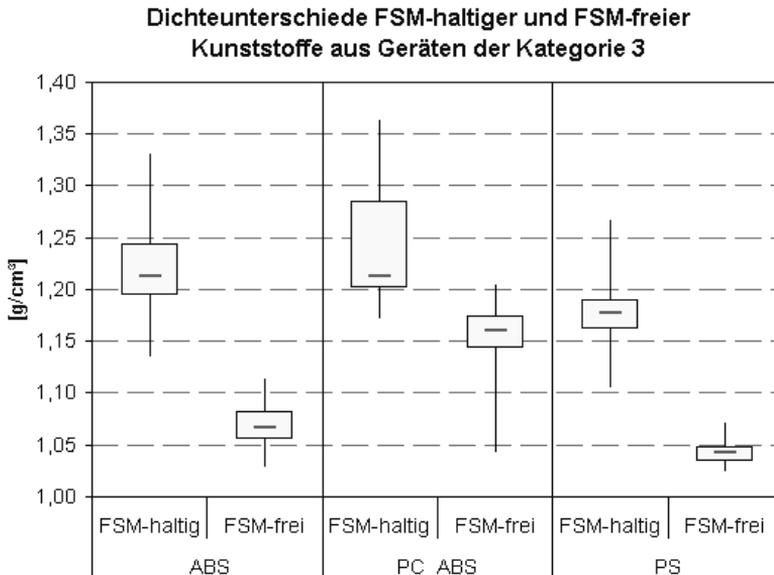


Abb. 1: Dichteunterschiede FSM-haltiger und FSM-freier Kunststoffe

Im Gegensatz zu den bewährten aber aufwändigen nassmechanischen Verfahren wurde im Rahmen dieser Untersuchungen mit der Röntgentransmissionstechnik (Aggregat: x-tract® der TiTech GmbH) ein trockenmechanischer Verfahrensansatz gewählt. Das verwendete Sortiersystem trennt Stoffe auf Basis des Massenschwächungskoeffizienten.

Im Rahmen der hier beschriebenen Untersuchungen wurden die FSM-haltigen Kunststoffe positiv aus dem Stoffstrom separiert. In Tab. 1 sind die Ergebnisse dieses Untersuchungsschrittes dargestellt.

Tab. 1: An-/Abreicherung FSM-haltiger Kunststoffe mittels x-tract®

	PS	ABS	PC	ABS
FSM-angereichert [Gew.-%]	12	31		9
FSM-abgereichert [Gew.-%]	88	69		91

Die Ausbeute FSM-abgereicherter Kunststoffe ist mit Anteilen von 69 – 91 Gew.-% relativ hoch (vgl. Tab. 1). Auffällig ist, dass bei der Fraktion ABS mit 31 Gew.-% der größte Anteil FSM-angereicherter Kunststoffe separiert wurde.

ABS gehört, insbesondere im Bereich der Informations- und Telekommunikationselektronik, zu den am häufigsten eingesetzten Kunststoffen in Elektro- und Elektronikgeräten. Als Flammschutzmittel werden in ABS bevorzugt Tetrabrombiphenol A (TBBA) oder Octabromdiphenylether (OctaBDE) mit Antimontrioxid als Synergist eingesetzt.

Da der Erfolg respektive die Qualität der Separation nicht direkt durch eine visuelle Überprüfung festgestellt werden kann, wurde zunächst eine Verifizierung der Separationsergebnisse mittels mobilem Gleitfunkspektrometer (GFS) vorgenommen. Es wurden $n > 100$ Partikel auf Indikatoren bromierter Flammschutzhemmer (Br (+Sb)) untersucht.

Wie Abb. 2 verdeutlicht, sind die FSM-abgereicherten Fraktionen nahezu frei von bromierten flammenschutzmittelhaltigen Kunststoffen. Die angereicherten Fraktionen weisen dagegen einen relativ hohen Anteil falsch separierter Partikel auf. Dies ist auf die Einstellung des Sortiersystems zurückzuführen, da dieses auf eine Separation mit einer hohen Sicherheit hinsichtlich der Reinheit der FSM-abgereicherten Fraktion eingestellt war. Hinsichtlich der Ausbeute bestehen hier Optimierungspotenziale, um den Anteil flammenschutzmittelfreier Kunststoffe zu erhöhen.

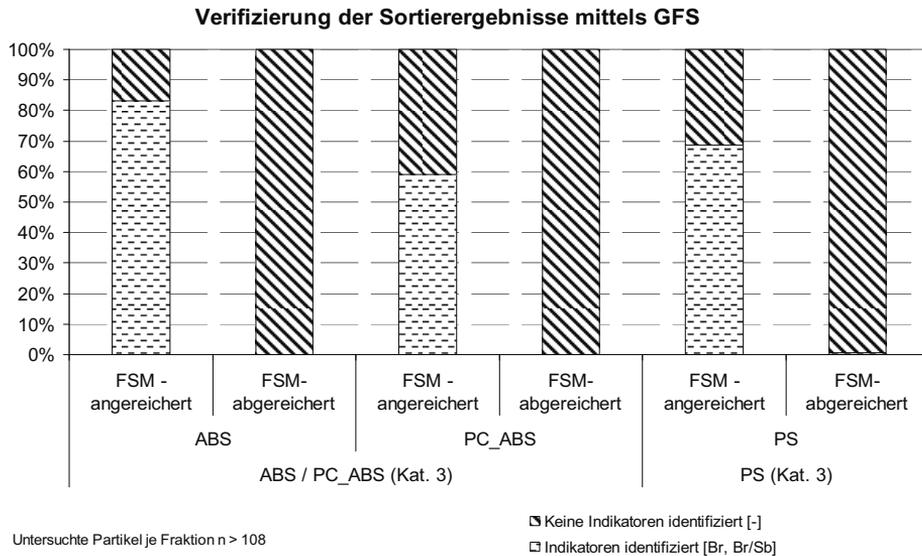


Abb. 2: Verifizierung der Sortierergebnisse mittels Gleitfunkspektrometer

Die oben beschriebenen Proben wurden in einem weiteren Schritt mit der Röntgenfluoreszenzanalyse (RFA) auf ihren Gehalt an Flammschutzmittel (Sb und Br) und den weiteren für die RoHS-Direktive relevanten Elemente Cr, Cd, Pb und Hg untersucht.

Tab. 2: Gegenüberstellung der FSM-abgereicherten Fraktionen und Originalfraktionen

	ABS [Gew.-%]		PC ABS [Gew.-%]		PS [Gew.-%]	
	Originalfrakt.	FSM abger.	Originalfrakt.	FSM abger.	Originalfrakt.	FSM abger.
Br	3,20	0,03	0,57	0,03	1,01	0,10
Sb	0,58	0,01	0,02	< Nachweisgr.	0,17	0,02

Stellt man die in diesem ersten Schritt ermittelten Bromgehalte der abgereicherten Fraktionen (Tab. 2) dem gesetzlichen Grenzwert von 0,1 Gew.-% für PBB oder PBDE gegenüber, so kann an dieser Stelle eine RoHS-Konformität bzgl. der Flammschutzmittel konstatiert werden. Die Gehalte der weiteren durch die RoHS-Richtlinie reglementierten Elemente lagen jeweils unterhalb von 60 mg/kg. Damit kann bei diesen Elementen ebenfalls sicher von einer RoHS-Konformität der Proben ausgegangen werden. Da eine weitergehende Analyse bzgl. der verwendeten Flammschutzmittel, z.B. mittels GC-MS, mit einem unverhältnismäßig hohen Aufwand (große Probenanzahl, etc.) verbunden wäre, wurde auf eine weitergehende Analyse verzichtet.

Um die Verwendung der hergestellten FSM-armen Fraktion zur Herstellung neuer Produkte respektive den weiteren Aufwand für ein Compounding bewerten zu können, wurden folgende mechanischen Parameter der generierten Fraktionen ermittelt:

- MFI (Melt Flow Index) gemäß DIN EN ISO 1133,
- Charpy-Schlageigenschaften gemäß DIN EN ISO 179-1/1eA und
- Zugeigenschaften gemäß DIN EN ISO 527.

Die Untersuchungen zeigen, dass die generierten Kunststofffraktionen mechanische Eigenschaften aufweisen, die nach weiterer Modifizierung eine hochwertige werkstoffliche Verwertung dieser Fraktionen ermöglichen.

LITERATUR

- Klee, B. (2009) *Kunststoffe in der Elektrotechnik – Aspekte des Brandschutzes*. Frankfurt a. M.; Deutschland: Zentralverband Elektrotechnik- und Elektronikindustrie (ZVEI) e. V. (Hrsg.).
- VKI (2003) *Kunststoffe in Elektro- und Elektronikgeräten*. Frankfurt a. M., Deutschland: Verband Kunststoffherstellende Industrie (Hrsg.).

Weiterführende Literatur zum Thema

- Krämer, P., Walter, G., Flamme, S. & Mans, C. (2010) Aufbereitung von Elektroaltgeräten – Möglichkeiten und Grenzen moderner Sortiersysteme zur Anreicherung hochwertiger Kunststofffraktionen. In: *Müll und Abfall – Fachzeitschrift für Abfall- und Ressourcenwirtschaft*, 127 – 132.

Einfluss von Verbundkonstruktionen auf das Recycling von Altfahrzeugen

B. Berninger

Hochschule für angewandte Wissenschaften Amberg-Weiden, Amberg, Deutschland

KURZFASSUNG: An der Hochschule Amberg-Weiden wurde im Rahmen eines BMBF-Verbundprojektes unter Leitung der FH Aachen die Recyclingeignung neuartiger Stahl-Aluminium-Verbundprofile (VarioStruct®-Profile) für den Automobilbau untersucht. Zentrale Frage war, inwieweit die Metallverbunde mit der üblichen Aufbereitungstechnik für Altfahrzeuge aufgeschlossen und separiert werden können. Eine Aufbereitung in einer großtechnischen Anlage war aufgrund der Probenmenge und -beschaffenheit nicht möglich. Die Untersuchungen im Labor Recyclingtechnik an der Hochschule Amberg-Weiden führten unter Zugrundelegung von realistischen Szenarien für 2020 und 203 zu folgenden Ergebnissen: Die Verluste von Aluminium aufgrund mangelnden Aufschlusses und die dadurch bedingte Verunreinigung der Stahlfraction beeinflussen das Gesamtsystem der Fahrzeugverwertung nur unwesentlich negativ.

1 EINLEITUNG

Im Rahmen des BMBF-Forschungsvorhabens „WING – Funktionsintegrierter Leichtbau“ werden an der Fachhochschule Aachen mit Partnern aus der Automobilindustrie und der Wissenschaft neuartige Stahlblech-Leichtmetall-Hochleistungsstrukturen im Verbundguss erforscht. Insgesamt sollen diese neuartigen VarioStruct-Profile verbesserte Eigenschaften hinsichtlich Stabilität, Sicherheit und Gewicht aufweisen. Ein Aspekt ist in diesem Zusammenhang auch der Einfluss auf das spätere Recyclingverhalten der ausgedienten Karossen. Die Profile werden als form- oder stoffschlüssige Verbundkonstruktionen aus Stahl mit Aluminium oder Magnesium hergestellt. Die entscheidende Frage ist hierbei, inwieweit die Verbunde mit der üblichen Aufbereitungstechnik für Altfahrzeuge aufgeschlossen werden und wie groß der durch mangelnden Aufschluss bedingte Fehlaustrag der beteiligten Metalle ist. Die Untersuchungen wurden im Labor Recyclingtechnik und Abfalltechnik an der Hochschule Amberg-Weiden durchgeführt.

2 EINSATZBEREICHE DER VARIOSTRUCT-PROFILE IM AUTOMOBIL

Die zu untersuchenden VarioStruct-Profile sind ein Verbund aus Stahlblech und einer darin eingegossenen, dünnwandigen Leichtmetallstruktur aus Aluminium/Magnesium oder einem Aluminiumblech und einer Magnesium-Gusslegierung. Die Verbindung des Gusswerkstoffes mit dem Blech kann durch Formschluss (z.B. mittels Durchdringungen im Blech) oder durch Stoffschluss durch eine interkristalline Grenzschicht erfolgen.

Die Untersuchungen wurden an 40 vorhandenen Grundlagenprofilen durchgeführt, deren Aufbau und Maße in Abb. 1 dargestellt sind. Sie bilden eine Kombination aus Formschluss und Stoffschluss, wobei ein Maximum an Stoffschluss bei der Herstellung angestrebt wurde.

Bezüglich der Einsatzbereiche der VarioStruct-Profile wurden für die spätere Auswertung die folgenden Szenarien zugrunde gelegt:

- Szenario 1 für das Jahr 2020: EU-weit werden 200.000 Fahrzeuge mit VarioStruct – Modulen verkauft.
- Szenario 2 für das Jahr 2030: EU-weit werden 2.000.000 Fahrzeuge mit VarioStruct – Modulen verkauft.

In beiden Szenarien beträgt die Masse der Rohbaukarosse durchschnittlich 300 kg, wovon 15 kg aus VarioStruct-Profilen bestehen.

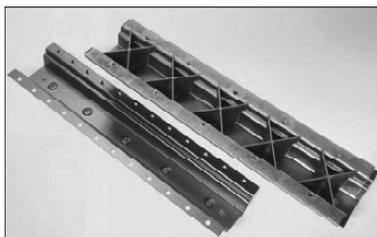


Abb. 1: Formschlüssiges Grundprofil

3 RECYCLING VON ALTFahrZEUGEN IN DEUTSCHLAND

Bewertungsgrundlage für die Recyclingeigenschaften der VarioStruct-Profile ist die in der Praxis angewandte Recyclingtechnik für Altfahrzeuge in Deutschland. Aus diesem Grund wird im Folgenden eine kurze Übersicht des deutschen Recyclingsystems gegeben. Da innerhalb der EU die gleichen Standards gelten, sind für die hier relevanten technischen Aspekte keine das Ergebnis beeinflussenden Unterschiede in anderen Staaten zu erwarten.

Das deutsche System ist in drei Ebenen aufgebaut: Rücknahme- und Annahmestellen nehmen Fahrzeuge entgegen und sichern sie ggf. Sie haben auf die Verwertung von VarioStruct-Profilen keinen Einfluss. Demontagebetriebe gewinnen unter anderem Ersatzteile und verwertbare Materialien. Es kann davon ausgegangen werden, dass VarioStruct-Profile höchstens aus den Bereichen Stoßfängerträgersystem und Rücksitzlehne im Demontagebetrieb ausgebaut werden, sofern diese als Ersatzteil lohnend sind. Falls die ausgebauten Teile nicht als Ersatzteil vermarktet werden können, werden sie anschließend dem Schrott zugeführt, der wie die Restkarossen im Schredder verwertet wird. Der mögliche Ausbau der Profile im Demontagebetrieb läuft also mittelfristig ebenfalls auf eine stoffliche Verwertung im Schredder hinaus.

Die dritte Stufe des Verwertungs-Systems stellen die Anlagen zur weiteren Verwertung der Restkarossen dar. Dabei handelt es sich aktuell ausschließlich um Schredderanlagen, das heißt Zerkleinerung mit anschließender Metallaufbereitung, wobei ca. 70 – 75% Metalle zurück gewonnen werden. Für diesen Zweck werden herkömmliche Techniken wie Magnet- und Wirbelstromabscheidung auch für die Schredderleichtfraktion, aber auch neuere Kombinationen aus induktiven und optischen Verfahren eingesetzt. Aufgrund der Anordnung, Größe und stofflichen Zusammensetzung der VarioStruct-Profile ist zu erwarten, dass sie praktisch vollständig in der Fe-Metall und der NE-Metall-Fraktion wieder zu finden sind.

Entscheidend ist die Frage, ob die Werkstoffe der Stahl-/Aluminium-Verbunde durch die Zerkleinerung soweit aufgeschlossen werden, dass sie voneinander getrennt werden können und in welchem Umfang nicht aufgeschlossene Verbunde in die magnetische Eisen-/Stahlfraktion (Fe-Fraktion) oder in die Nichteisenmetallfraktion (NE-Metall-Fraktion) ausgetragen werden.

4 VERSUCHSDURCHFÜHRUNG

Die Versuche sollten möglichst realitätsnah das Verhalten der VarioStruct-Profile im Altfahrzeugrecycling widerspiegeln. Ideal wäre daher der Einsatz eines für diesen Zweck praktisch genutzten Schredders. Dieser Ansatz ließ sich aus folgenden Gründen nicht realisieren:

- Aufgrund der Baugröße der üblichen Schredderanlagen sind für belastbare Ergebnisse Einsatzmengen von mehreren Tonnen erforderlich. Diese Menge an Probenmaterial liegt in Form von VarioStruct-Profilen nicht vor und wäre auch nicht mit wirtschaftlich vertretbarem Aufwand herstellbar.
- Die Austragsrostöffnungen in großtechnischen Schredderanlagen liegen je nach Baugröße im Bereich von 10 x 10 cm bis 20 x 20 cm, zum Teil auch noch darüber. Die eingesetzten Profile mit einer Breite von 8,5 cm und einer Höhe von 3,3 cm (siehe Abb.) könnten also im ungünstigsten Fall völlig unzerkleinert die Rostöffnungen passieren.

Sinnvolle Ergebnisse sind bei Zerkleinerungsversuche in einem großtechnischen Schredder daher nur mit kompletten Karossen zu erwarten, in denen an den geplanten Stellen VarioStruct-Profile eingebaut sind. Dies war für die vorliegenden Untersuchungen weder vorgesehen noch möglich. Die Versuche erfolgten daher in einer Laboranlage. Es wurde zunächst eine Reihe von Vorversuchen zur Klärung der prinzipiellen Machbarkeit und der Ermittlung der optimalen Anlageneinstellungen durchgeführt.

4.1 Aufbereitungsablauf

In sechs Versuchsreihen durchliefen danach insgesamt 40 Profile folgenden Aufbereitungsablauf:

- Zerkleinerung: Austragssieb mit der maximalen Lochweite von 40 mm.
- Ermitteln der Korngrößenverteilung in acht Kornklassen von 1 mm bis 63,5 mm.
- Magnetscheidung und Wirbelstromabscheidung: Sortierung drei Stoffströme Fe-Metall (= magnetische Fraktion), NE-Metall und Nichtmetallische Fraktion. Aufgrund der Zusammensetzung der Versuchsprofile existiert natürlich grundsätzlich keine nichtmetallische Fraktion. Es handelt sich hierbei um den vom Wirbelstromabscheider nicht als leitend erkannten Materialstrom, der im vorliegenden Fall aus nicht erkannten Aluminiumpartikeln bestand.

Sowohl die Fe-Fraktion als auch die NE-Metallfraktion können noch nicht aufgeschlossene Stahl-/Aluminium-Verbunde in unbekannter Menge enthalten. Grundsätzlich ist davon auszugehen, dass sich diese Verbunde im Wesentlichen in der Fe-Fraktion befinden, da schon relativ kleine Stahlteile eine ausreichende Magnetkraft für den Austrag über den Magnetscheider entwickeln. Um diese Frage genauer zu klären erfolgten vertiefte Untersuchungen in diese Richtung. Dabei war zu erkennen, dass sich in der Fe-Fraktion erhebliche Anteile nicht aufgeschlossener Verbunde befinden (im Schnitt 59%) und dass der Anteil nicht aufgeschlossener Verbunde wie erwartet mit abnehmender Korngröße abnimmt. Der Anteil der in der NE-Metall-Fraktion vorhandenen nicht aufgeschlossenen Verbunde ist mit durchschnittlich 0,25% äußerst gering. Da nach optischer Begutachtung der ohnehin sehr wenigen Partikel hier nur sehr geringe Stahlbestandteile anhafteten, kann der Verlust an Fe-Metallen auf diesem Weg in der Gesamtbilanz vernachlässigt werden.

4.2 Aluminiumverluste in der Eisen-/Stahl-Fraktion

Die eingesetzten Variostruct-Profile setzen sich zu 55% aus Stahl und 45% aus der Aluminium-Legierung zusammen. Damit war genau bekannt, welche Mengen an Stahl und an Aluminium jeweils in die Zerkleinerungsversuche eingebracht wurden.

Der Verlust an Fe-Metallen in der ausgebrachten NE-Metall-Fraktion kann vernachlässigt werden. Damit lässt sich aus einer einfachen Gesamtbilanz schließen, dass der Verlust des Aluminiums in Form nicht aufgeschlossener Verbunde in der Fe-Fraktion der Differenz zwischen eingebrachter Aluminiummenge und der Summe der im Wirbelstromabscheider abgetrennten Fraktionen entspricht. Als Ergebnis läßt sich festhalten, dass durchschnittlich von jedem Profil 10% Aluminium als Fehlaustrag über die Fe-Fraktion verloren gehen.

5 BEWERTUNG DER RECYCLINGEIGENSCHAFTEN

Für die Bewertung des Einflusses des vermehrten Einsatzes von VarioStruct-Modulen auf das Recycling von Altfahrzeugen werden gemäß der Vorgabe des Auftraggebers die beiden oben genannten Szenarien zugrunde gelegt (Stinner 2010):

Weiterhin werden für beide Szenarien folgende Randbedingungen zugrunde gelegt:

- Alle in Deutschland betriebenen Schredder verarbeiten nur zum Teil Altfahrzeuge. Der Anteil von Kfz am Input liegt im Mittel bei 20% (Tabel 2010).
- Im Shredder werden nur im Ausnahmefall vollständig ausgeschlachtete Rohkarossen eingesetzt. Aus vorliegenden Daten konnte die Durchschnittsmasse eines Fahrzeugs im Shredderinput mit 721 kg festgelegt werden (Berninger 2010).

- In einem Großversuch im Jahr 2006 (Schneichel 2006) wurden 396 Fahrzeuge zerlegt und geschreddert. Hochgerechnet auf 500.000 in Deutschland pro Jahr verwertete Altfahrzeuge ergibt sich auf dieser Basis eine Menge von 11.146 Tonnen an NE-Metallen.

In der EU wurden im Jahr 2006 insgesamt 15.000.000 Fahrzeuge neu zugelassen, davon 3,15 Mio. in Deutschland (EU-Kommission 2008). Im gleichen Zeitraum wurden in der EU 6.000.000 Fahrzeuge verwertet (Kohlmeyer 2009). Dieses Verhältnis von 40% Verwertung zu Neuzulassung wird auch in den folgenden Auswertungen zugrunde gelegt. Für das Jahr 2020 werden geschätzte 18 Mio. und für das Jahr 2030 20 Mio. Neuzulassungen zugrunde gelegt. Damit ergeben sich für 2020 die in Tab. 1 gezeigten Schätzwerte.

Gesamtanzahl Neuzulassungen in EU 2020	18.000.000
davon in Deutschland	3.780.000
Gesamtanzahl verwertete Altfahrzeuge in EU 2020	7.200.000
davon in Deutschland	600.000
Fahrzeuganzahl mit VarioStruct in EU	200.000
davon in EU verwertet	80.000
davon in Deutschland verwertet	6.667

Tab. 1: Geschätzte Zulassungen und Verwertungszahlen 2020

Der Verlust an Fe-Metallen in die NE-Metall-Fraktion ist vernachlässigbar gering und wird nicht weiter untersucht. Der Verlust an Aluminium durch mangelnden Aufschluss liegt deutlich höher und wurde daher für die beiden Szenarien genauer betrachtet.

Für das Jahr 2020 ergibt sich auf der oben geschilderten Basis rein rechnerisch ein Verlust an Aluminium durch nicht aufgeschlossene Bestandteile von VarioStruct-Profilen von 0,08% der gesamten in deutschen Schredderanlagen erzeugten NE-Metallmenge. Für das Jahr 2030 steigt der Wert aufgrund der 10mal höher angesetzten Anzahl an Fahrzeugen, die mit VarioStruct-Profilen ausgestattet sind auf 0,7% an. Insgesamt lässt sich aus diesen beiden Werten schließen, dass der Verlust an Aluminium im Bereich von etwa 0,1 – 1% der gesamten NE-Metallmenge keine gravierenden negativen Folgen für das Recycling erwarten lässt.

Abschließend wurde die Frage untersucht, inwieweit die im Schredder entstehende Fe-Fraktion durch den Fehlaustrag der Aluminium-Legierungen verunreinigt wird. Es wurde dabei zum einen eine Fe-Fraktion mit 95%iger und zum anderen eine mit 98%iger Reinheit zugrunde gelegt. Die Gesamtmasse der entstehenden Fe-Fraktion wurde folgendermaßen berechnet: Fahrzeuge machen etwa 20% des Schredder-Inputs aus. Je Restkarosse mit durchschnittlich 721 kg wird also die 4-fache Menge an anderen Schrotten im Schredder verarbeitet. Von dieser Gesamtmenge (= 3.605 kg) werden im Schnitt 75% als Fe-Fraktion (= 2.702 kg) gewonnen.

Die Ergebnisse für beide Szenarien zeigen deutlich, dass die zusätzliche Verunreinigung der Fe-Fraktion durch Aluminium aus nicht aufgeschlossenen Profilbestandteilen kaum messbar ist und deren Qualität nur unwesentlich verschlechtert.

LITERATUR

- Berninger, B. (2010) *Datenzusammenfassung aus der Ermittlung der Verwertungsquoten im Rahmen der Zertifizierung von Demontagebetrieben im Zeitraum 2002 bis 2009*.
- EU-Kommission (2008) *Überwachung der CO₂-Emissionen neuer Personenkraftwagen in der EU: Daten des Jahres 2008*. Bericht der Kommission an das Europäische Parlament und den Rat, 713.
- Kohlmeyer, R. (2009) UBA – Umweltbundesamt, Dessau, Deutschland: *Umsetzung der Altfahrzeug-Richtlinie in Deutschland und Monitoring der Verwertungsquoten*, Vortrag auf der ÖKOINDUSTRIA 2009 in Budapest.
- Schneichel, F. (2006) *Gutachtliche Stellungnahme Begleitung eines Versuchs zur Verwertung von Altfahrzeugen, Begleitung Großversuch Quotenerfüllung in Deutschland, des Wirtschaftskreises Altfahrzeuge, AK Monitoring; TÜV NORD CERT UMWELTGUTACHTER GmbH*.
- Stinner, T. (2010) Nachricht per E-Mail von Dipl.-Ing. Thomas Stinner, FH Aachen.
- Tabel, T. (2010) Telefonische Auskunft von Dipl.-Ing. Thomas Tabel, Lübecker Schrotthandel GmbH.

Kohlendioxidminimierung bei der Roheisenproduktion

T. Tappeiner & W.L. Kepplinger

Montanuniversität Leoben, Institut für Verfahrenstechnik des industriellen Umweltschutzes, Leoben, Österreich

S. Schuster

voestalpine Stahl GmbH, Linz, Österreich

KURZFASSUNG: Zur Optimierung von Prozessen muss man die Vorgänge des Verfahrens möglichst genau kennen um Auswirkungen von Änderungen abschätzen zu können. Dies kann einerseits durch Messungen erfolgen, bzw. dort wo dies nur sehr schwierig bis gar nicht möglich ist, dienen Berechnungsmodelle als Grundlage zur Prozessverbesserung. Aus diesem Grund wurde für das Hochofen-Verfahren ein Berechnungsmodell zur Ermittlung des Reduktionsmittelbedarfs erstellt. Ziel des Modells war, neben der Berechnung des Reduktionsmittelbedarfs und der Erstellung einer Energiebilanz, auch den Einsatz von LRI (Low Reduced Iron) im Hochofen abschätzen zu können. Beim LRI handelt es sich um ein vorreduziertes und teilmetallisiertes Material aus Direktreduktionsanlagen oder Schmelzreduktionsanlagen mit Direktreduktionsschacht.

1 EINLEITUNG

Durch ein verstärktes Umweltbewusstsein unserer Gesellschaft wird zunehmend in Umweltschutztechniken investiert. Dabei unterscheidet man zwischen vorsorgenden und nachsorgenden Umweltschutz.

Bei der „End of pipe“-Technologie (nachsorgender Umweltschutz) werden die Emissionen erst nach deren Entstehung vermindert. Dies geschieht normalerweise in Form von Abfallbehandlungsverfahren, Wasseraufbereitungsanlagen und Rauchgasreinigungsverfahren. Bei der integrierten Umweltschutz-Technologie (vorsorgender Umweltschutz) hingegen versucht man die Entstehung von Schadstoffemissionen grundsätzlich zu verhindern.

Im Sinne eines nachhaltigen Wirtschaftens ist auch die Stahlindustrie bemüht ihre Prozesse ständig weiterzuentwickeln indem neue Potenziale erkannt und ausgeschöpft werden.

Besonders bei den europäischen Hochöfen wurden in den letzten Jahren immer wieder Möglichkeiten zur CO₂-Einsparung erforscht und umgesetzt. Hierzu zählt neben einer verbesserten Prozessführung unter anderem auch die teilweise Substitution von Koks durch Wasserstoff oder Kunststoff als Reduktionsmittel.

Schlussendlich werden bei der Produktion von Roheisen und in weiterer Folge von Stahl aber immer CO₂-Emissionen entstehen, da diese durch den zwingenden Einsatz von Reduktionsmittel (vor allem Kohle als C-Träger) zur Erzreduktion, einfach nicht vermeidbar sind. Um nun aber diese Emissionen so gering wie möglich zu halten wurde der Einsatz von vorreduziertem Material (LRI (Low Reduced Iron) bzw. DRI (Direct Reduced Iron)) zur Kohlendioxidminimierung untersucht.

2 HOCHOFEN-PROZESS UND DIREKTREDUKTIONSVERFAHREN

Der Hochofen-Prozess stellt den Kernprozess der Roheisenproduktion dar. Die Funktionsweise des Reaktors basiert auf dem Gegenstromprinzip. Dabei durchwandert der Möller (Mischung aus Erz und Zuschlägen) den Reaktor von oben nach unten und das Reduktionsgas, welches durch die Vergasung von Koks und anderen Ersatzreduktionsmitteln (beispielsweise PC (Powdered Coal)) mit Wind bereitgestellt wird, strömt von unten nach oben.

Weiters unterscheidet man beim Hochofen zwischen direkter und indirekter Reduktion. Wobei man bei der Reduktion der Eisenoxide (Fe_2O_3 (Hämatit), Fe_3O_4 (Magnetit), FeO (Wüstit)) mit Kohlenstoff (C) von direkter und bei der Reduktion mittels Kohlenmonoxid (CO) bzw. Wasserstoff (H_2) von indirekter Reduktion spricht.

Die Grundlage der Direktreduktionsverfahren ist die Erzeugung von „direkt reduziertem Eisen“ DRI (Direct Reduced Iron). Dabei wird Eisenoxid metallisch (unter Vermeidung der flüssigen Metallschmelze) reduziert (Stahlfibel 2002). Durch die poröse Struktur des Produktes trägt dieses auch den Namen „Eisenschwamm“ (sponge iron). Im Normalfall beträgt der Metallisierungsgrad von direkt reduziertem Eisen zwischen 93 – 95%. Wird allerdings direkt reduziertes Eisen mit einem niedrigeren Metallisierungsgrad hergestellt spricht man von LRI (Low Reduced Iron). Im Allgemeinen kann das direkt reduzierte Eisen wie Schrott oder Masseln (vergossenes Roheisen) in Aggregaten zur Rohstahlerzeugung, bzw. wie Stückerz oder Pellets im Hochofen-Prozess eingesetzt werden.

3 MOTIVATION DES LRI-EINSATZES IN DER STAHLINDUSTRIE

Bei der Herstellung von LRI bzw. DRI entsteht natürlich auch Kohlendioxid, aber sofern die Erzeugung des vorreduzierten Materials mittels überschüssigem Gas erfolgt, welches ohnehin verwertet werden müsste, wird hier kein „zusätzliches“ CO_2 erzeugt. Denn statt das Gas einfach nur zu verwerten (z.B. Verstromung mit einem Wirkungsgrad um die 40%) kann durch die Produktion von LRI/DRI zwar nur eine geringe Menge an Kohlendioxid effektiv eingespart werden, aber es handelt sich um eine qualitativ wesentlich höherwertige Nutzung des Überschussgases.

Hierbei geht man von einer LRI-Herstellung aus dem Exportgas eines Direkt- oder Schmelzreduktionsprozesses aus. Diese Gase, deren Gasoxidationsgrad (GOD) im Regelfall kleiner 50% ist, eignen sich, nach Zumischung geringer Mengen reinen Kohlenmonoxids und/oder Wasserstoff, ideal für die Erzeugung von LRI für die Verwendung im Hochofenprozess.

Generell ist die Produktion von LRI außerhalb Europas und dessen Verwertung innerhalb der europäischen Union, nicht zuletzt aus ökologischen Gründen, positiv einzustufen. Die gesetzlichen Rahmenbedingungen innerhalb Europas schreiben immer strengere Emissionsbegrenzungen vor (z.B. CO_2 -Zertifikatgesetz). Diese umweltrechtlichen Maßnahmen verschlechtern die Wettbewerbsfähigkeit der heimischen Stahlindustrie deutlich. Die aktuelle gesetzliche Situation erschwert sogar die Kapazitätserhöhung genehmigter Anlagen, da eine erhöhte Produktion zwangsläufig zu höheren CO_2 -Emissionen führen würde.

Durch die Erzeugung von LRI im Ausland könnten die CO_2 -Emissionen der heimischen Industrie signifikant verringert werden, wodurch sowohl emissionsbedingte Abgaben (z.B. CO_2 -Zertifikate) gesenkt wie auch die Wettbewerbsfähigkeit im Allgemeinen erhöht werden könnte.

Des Weiteren kann beim Transport von LRI bzw. DRI weiteres Kohlendioxid, im Vergleich zum nicht vorreduzierten Erztransport, eingespart werden, da LRI im Vergleich zum Eisenerz einen höheren Eisengehalt aufweist. Aus diesem Grund muss weniger Material für die gleiche Schmelzleistung transportiert werden.

4 BILANZMODELL

Bei der Bilanzierung wurden zwei differenzierte Fälle betrachtet. Im ersten Fall wird der Hochofen als „Black Box“ dargestellt. Chemische Reaktionen werden nicht nach ihrem örtlichen Auftreten im Reaktor sondern nur generell berücksichtigt. Auf diese Art erhält man alle gewünschten Outputdaten, jedoch kann die Wärmetönung innerhalb des Reaktors nicht dargestellt werden. Im zweiten Fall wird der Hochofen in fünf charakteristische Zonen unterteilt und jeder Zone werden spezielle chemische Reaktionen zugeordnet (aufgrund der vorherrschenden thermodynamischen Bedingungen in der jeweiligen Zone). Dadurch wird das Bilanzgebiet verfeinert und man kann die Temperaturverteilung vom Gas- bzw. Feststrom im Reaktor mit ausreichender Genauigkeit darstellen. Die Outputstoffe des Prozesses (Roheisen, Schlacke, Staub und Gichtgas) haben dabei in beiden Bilanzierungsfällen dieselbe chemische Zusammensetzung und Austrittstemperatur. Zur Ausarbeitung des Bilanzierungsmodells wurde neben einer Möller-

rechnung ein Rist-Diagramm erstellt, welches es ermöglicht, durch Iteration, den Koksbedarf zu ermitteln. Hierzu erfolgte die Erstellung des Rist-Diagramms auf Basis des Baur-Glaessner-Diagramms, siehe Abb. 1. Zur Durchführung der thermodynamischen Berechnungen wurde das Programm HSC 6.1 von Outotec Research Oy als Excel-Add-on verwendet.

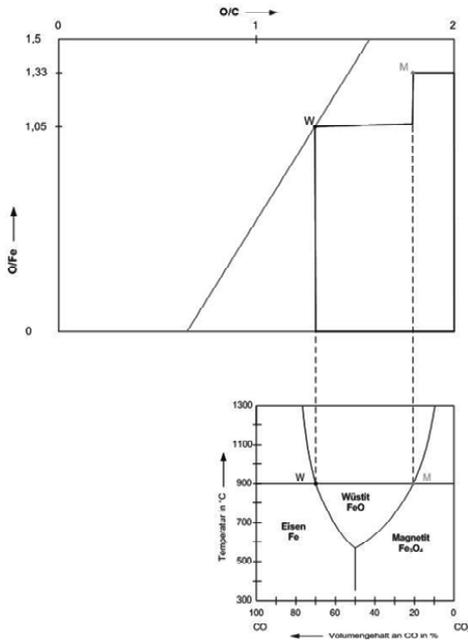


Abb. 1: Rist-Diagramm mit Baur-Glaessner-Diagramm

Allgemein ist der Aufbau des Modells so gestaltet, dass bestimmte Daten vom Benutzer eingegeben sind. Dazu zählen die Menge an Eisenträgern und Zuschlägen sowie deren prozentuelle Zusammensetzung in Form einer Elementaranalyse und die enthaltene Feuchte. Eisen wird nicht als Fe_{gesamt} sondern als Fe_2O_3 , Fe_3O_4 , FeO und Fe_{met} eingegeben, da dies vor allem beim Einsatz von LRI notwendig ist. Weiters ist vom Benutzer eine Elementaranalyse des Kokes inklusive Feuchte, die Analyse des Roheisens, die Menge und chemische Zusammensetzung der Ersatzreduktionsmittel, die Dampf- und Wassermenge über die Windformen sowie die Zusammensetzung des Gichtstaubes und die Staubbilddung des Gichtgases anzugeben. Kaltwindmenge und Sauerstoffanreicherung sind ebenfalls Eingabeparameter.

Koksrate, Roheisenmenge, Schlackenmenge und -zusammensetzung, Staubmenge, Gichtgasmenge und -zusammensetzung sowie der Anteil der direkten und indirekten Reduktion werden vom Programm berechnet.

5 BERECHNUNGSFÄLLE

Um den Einsatz von LRI abbilden zu können wurden Betriebsfälle (hierzu wurden beliebige Eingabedaten gewählt um nicht die Daten der voestalpine Stahl GmbH abzubilden) mit unterschiedlichem LRI-Input (30%ige, 50%ige und 65%ige Substitution des ursprünglichen Einsatzmaterials) berechnet. Hierbei zeigte sich, dass bei geringem LRI-Einsatz noch keine Einsparung der Koks menge erzielt werden kann, jedoch eine deutliche Steigerung des Heizwertes (von 2.700 auf 4.370 kJ/m^3) stattfindet.

Erst ab dem Zeitpunkt wo genügend LRI eingesetzt wird, dass die Hochofenbetriebslinie im Rist-Diagramm unter dem Wüstitpunkt endet, kann neben der Heizwertsteigerung, eine Koks-

einsparung verzeichnet werden. Ab diesem Zeitpunkt nimmt der Koksbedarf kontinuierlich ab. In der nachfolgenden Abb. 2 ist das Rist-Diagramm für einen Fall dargestellt, wo die Betriebslinie unter dem Wüsttitpunkt endet. Dieser Fall entspricht mit den beliebig gewählten Eingabeparametern einem Einsatz von 50% LRI und 50% der ursprünglichen Eisenträger.

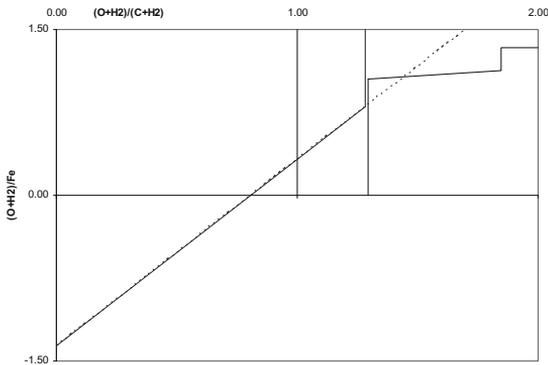


Abb. 2: Rist-Diagramm mit Betriebslinie unterhalb des Wüsttit-Punktes

In der unten dargestellten Grafik ist die Minimierung des Koksbedarfs in Abhängigkeit des Einsatzmaterials abgebildet, wobei auf der Abszisse dargestellt ist, wie viel Prozent der Eisenträger durch LRI, in Bezug auf die Menge des ursprünglichen Berechnungsfalls mit Null Prozent LRI, ersetzt wurden. Abb. 3 zeigt, dass bei einer Fahrweise ohne LRI rund 372 kg Koks pro Tonne Roheisen benötigt werden. Bei einem LRI-Einsatz von 50% sinkt der Koksbedarf um rund 65 kg/Tonne Roheisen und bei 65% um rund 111 kg/Tonne Roheisen.

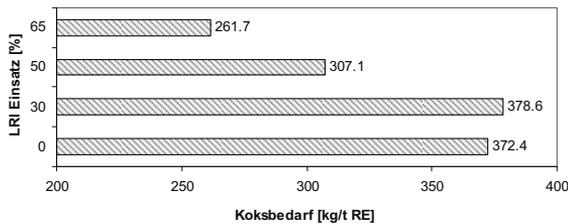


Abb. 3: Koksbedarf im Vergleich

6 SCHLUSSFOLGERUNG, ZUSAMMENFASSUNG

Änderungen, welche die Betriebsfahrweise des Hochofens betreffen, können mit Hilfe des Bilanzierungsmodells schnell dargestellt werden.

Durch den Einsatz von vorreduziertem Material (LRI) kann einerseits der Koksbedarf verringert, und somit CO₂-Emissionen eingespart werden, und andererseits kann die Schmelzleistung erhöht werden, da weniger Gichtgas, Schlacke und Staub anfällt.

LITERATUR

Verein Deutscher Eisenhüttenleute (2002) *Stahlbibel*. Düsseldorf; Deutschland: Verlag Stahleisen GmbH.

Mercury Recovery from Solid Hazardous Wastes by Thermal Desorption

R.B. Richter

TAKREER, Abu Dhabi Refinery Company, Ruwais/Abu Dhabi, United Arab Emirates

A.J. Schmidt

GBAV GmbH, Berlin, Germany

RESUME: This paper reviews basic principles, applicability, advantages and limitations, methods of predicting and improving performance of thermal desorption plants for highly mercury-contaminated solid wastes. The discussion is based on a review of previously performed bench scale tests and field applications using thermal desorption systems which have been undertaken, mostly with mercury-contaminated soils from Buna Schkopau and the Chemical Factory Marktredwitz (CFM).

1 INTRODUCTION

The OSPARCOM-decision 90/3 from 14 June 1990 recommends that all chlorine-alkali electrolysis facilities in Western Europe using the amalgam process shall be decommissioned for reasons of environmental protection at the latest by 2010.

1.1 Characterization of mercury-contaminated waste

The US American Land Disposal Restrictions (LDR) consider mercury waste as “high mercury waste” if it contains more than 260 mg/kg total mercury. US EPA 40 CFR part 261 (Identification and listing of hazardous waste) defines a waste to be hazardous either by being ignitable (I), reactive (R), corrosive (C) or toxic (T). The toxicity, as far as solid waste is concerned, is characterized by using the “Toxicity Characteristic Leaching Procedure” – the so-called “TCLP-test”, which is widely used in various countries not only within the United States.

The toxicity threshold value for mercury (D009) for the Toxicity Characteristics is 0.2 [mg/litre].

Owing to ongoing demolition activities in various international projects with regard to chlorine plants or acetaldehyde factories the major hazardous mercury wastes are:

- Contaminated soils, rubble and other contaminated solid construction materials sometimes also river sediments from remediation/demolition of former Chlorine plant sites, acetaldehyde factories or facilities from chemical manufacturers using mercury in their processes.
- Contaminated liquids as well as solids and sludge generated by de-commissioning and dismantling and decontamination activities of the former industrial facilities mentioned above.
- Contaminated equipment such as metal waste from de-commissioning and dismantling of the former industrial facilities but also from overhaul, maintenance and operation.

1.2 Treatment technologies for mercury-contaminated waste

The best demonstrated available technologies for treatment of mercury-contaminated wastes are represented by the following processes:

- Physical-chemical treatment such as soil washing,
- Stabilization/Solidification and immobilization and
- Thermal treatment such as thermal desorption (vacuum distillation).

In-situ-methods currently presented in the literature such as “Electro kinetics” and “in-situ-thermal desorption” (Kinkel et al. 2006) should be mentioned here for the sake of completeness.

Physical chemical waste treatment is restricted for some mercury-containing wastes in particular with regard to the degree of contamination and particle size. Very cohesive soils with a considerably high fine silt and clay content (particle size $< 63 \mu\text{m}$) in a range of more than 40% are normally not capable for any physical/chemical treatment.

Thermal processes offer another possibility for the treatment of highly mercury-contaminated mineral wastes and also for a further treatment of concentrated output materials from other processes, such as sludge or filter cakes. Currently used thermal treatment technologies are:

- Vacuum distillation/thermal desorption,
- Incineration/combustion and
- Plasma based thermal treatment.

All these technologies have in common, that they merely shift the contamination from the treated waste into the flue gas, which makes the off-gas treatment the technically most demanding part of the plant. For high mercury wastes vacuum distillation/thermal desorption is the most commonly used treatment technology.

2 BENCH SCALE TESTS

Bench scale tests with mercury-contaminated soil from various former chlorine plants and other chemical facilities were carried out in a batch thermal desorption (vacuum distillation) test plant, as shown in Fig. 1 below.

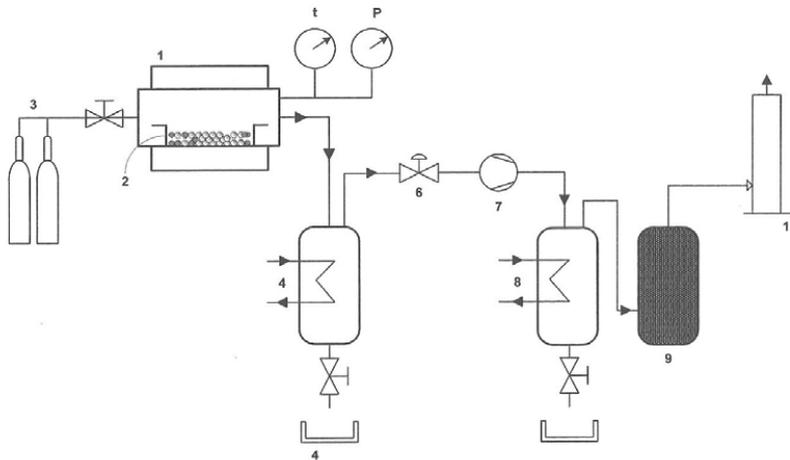


Fig. 1: Bench scale thermal desorption plant (1 = thermal desorption, 2 = sagger, 3 = carrier gas, 4 = condenser I, 6 = control valve, 7 = water ring vacuum pump, 8 = condenser II, 9 = char coal filter, 10 = stack)

2.1 Bench scale tests with mercury-contaminated soil from the Buna works in Schkopau

The soil below the two large chlorine-alkali electrolyses I 54 and H 56 in Buna Schkopau was found heavily contaminated. Investigations confirmed a contamination with mainly elemental mercury (Hempel et al 1995).

Tab. 1: Concentration of mercury and its compounds in soil from the Buna works

Hg-Compounds	Buna soil [mg/kg]
Hg _{Total}	14 – 55,000
MeHg ⁺	up to 0.17
MeOEtHg ⁺	up to 0.33
EtOEtHg ⁺	up to 0.75
PhHg ⁺	up to 0.10

Additional investigations were conducted at the Berlin Institute of Technology (Lange 1997). Here, an overall mercury content of 7.52 M-% was analyzed.

Tab. 2: Concentration of mercury and other heavy metals in soil at the Buna-Werke

Parameters	[mg/kg] (AAS)	[mg/kg] (AAS)	[mg/kg] (XRF)
	original soil	pre-cleaned soil ^a	pre-cleaned soil ^a
Hg	75,200	4,547	
Zn	764	650	680
Pb	242	294	238
Cr	157	118	147
Cd	16	4	4
Cu	356	322	253

^a After separation of metallic Hg by flotation

^b The X-ray fluorescence (XRF) is not designed for such high mercury concentration, thus the analyzed values cannot be used

With this highly mercury-contaminated material bench scale tests were carried out in order to verify operation and design parameters for an industrial scale treatment.

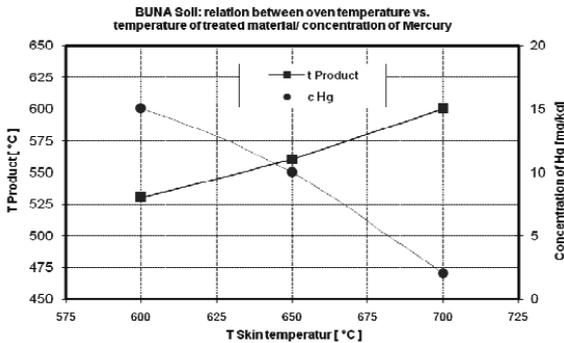


Fig. 2: Skin temperature of the thermal desorption vs. temperature of the treated product/Hg concentration in the treated product (t = 40 minute, p = 50 hPa)

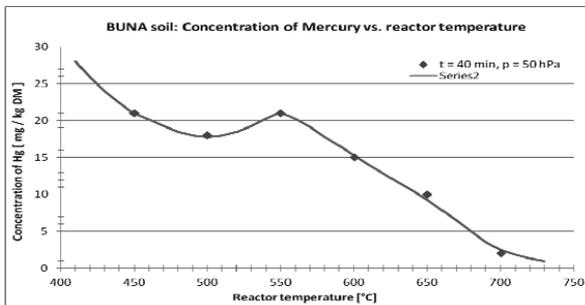


Fig. 3: Bench scale treatment results with mercury-contaminated soil from Buna Schkopau (t = 40 minutes, p = 50 hPa)

Results of a bench scale soil treatment test with material from the Buna works in Schkopau have shown that the product temperature is in a range between 86 – 88% lower than the skin temperature of the thermal desorption (Fig. 2). The LAGA threshold value of Hg = 10 mg/kg could be reached only at a skin temperature of 650 °C. A similar observation was made earlier with material from the Chemical Factory Marktrechwitz.

Fig. 3 confirms that at a temperature of 400 °C already a good treatment result of 30 mg/kg can be reached. The most recently commissioned thermal desorption plants for the treatment of mercury-contaminated mineral wastes in Europe using merely thermal oil as a heat transfer media and working in this temperature range.

3 INDUSTRIAL SCALE THERMAL DESORPTION TESTS

Vacuum distillation to decontaminate materials containing mercury was first carried out at an industrial scale in Europe at Marktrechwitz in Germany (Bavaria) using a three kiln system. Inside the rotary distiller at about 650 °C and 50 mbar the mercury was converted into the gas phase and was re-condensed in a complicated system of gas scrubbers, quenches and mechanical mercury separators. 50,000 tons of mercury-contaminated solid wastes were treated successfully between August 1993 and June 1996. 25 metric tons of mercury has been recovered. Unfortunately the Marktrechwitz plant is often misunderstood in the non-German literature as a pilot-scale plant only (Dermont et al. 2008). Based on the above mentioned bench scale tests in July 1996 a large scale test was successfully performed in Marktrechwitz with soil and rubble from a former East German Chlorine Plant Site reducing the mercury-contamination from more than 10,000 mg/kg to an acceptable level in a range close to 10 mg/kg.

4 SUMMARY AND CONCLUSION

Thermal desorption bench-scale tests were performed with mercury-contaminated soil from the chlorine plant remediation site in Buna Schkopau. It has been shown that all tested soils were treatable at $T > 650$ °C and $p < 50$ mbar. These tests were the base for a successfully performed large scale test in the Marktrechwitz soil treatment plant in July 1996. Thermal desorption is recommended as a treatment technology for mercury waste. The technology is sometimes restricted to dioxins and furans as these can be found at chlorine plants and chemical sites. In order to reduce operating costs it is recommended to combine thermal desorption with solidification and soil washing.

LITERATUR

- Dermont, G. et al. (2008) Soil washing for metal removal: A review of physical/chemical technologies and field applications. In: *Journal of Hazardous Materials* 152, 1 – 31.
- Hempel, M. & Wilken, R.D. (1995) Hg-Dekontamination; Analytik in: *GKSS-Workshop, Reinigung (Hg)-kontaminierter Schluffe am 07.09.1995*. Geesthacht: GKSS-Forschungszentrum.
- Kinkel, A.M. et al. (2006) Remediation of elemental mercury using in-situ-thermal desorption (ISTD). In: *Environmental science & technology* (40)7, 2,384 – 2,389.
- Lange, T. (1997) Untersuchungen zum chemisch-physikalischen Aufschlußverhalten eines quecksilberkontaminierten Bodens, Institut für Verfahrenstechnik TU Berlin.
- U.S. Environmental Protection Agency (2004) Cleaning up the Nation's Waste Sites. In: *Markets and Technology Trends, 4th edition, EPA 542-R-04-015, Office of Solid Waste and Emergency Response*. Washington, DC: USEPA.

Bilanzmodell des FINEX[®]-Prozesses zur Abschätzung von CO₂-Emissionen

C. Thaler & J. Schenk

Montanuniversität, Department Metallurgie, Leoben, Österreich

J.F. Plaul

Siemens voestalpine Industrieanlagenbau, Linz, Österreich

KURZFASSUNG: Der Hochofenprozess stellt zurzeit das wichtigste Verfahren zur Roheisenerzeugung weltweit dar. Er weist aus umwelttechnischer Sicht jedoch einige Nachteile auf. Sowohl die Eisenträger wie auch die Kohle müssen vor dem Einsatz im Prozess vorbehandelt werden, wodurch Umweltschadstoffe freigesetzt werden. Eine Alternative zum Hochofenprozess zur Herstellung von Roheisen stellt der FINEX[®]-Prozess dar. In diesem Prozess können sowohl Eisenerz als auch Kohle unbehandelt eingesetzt werden. Der FINEX[®]-Prozess ist ein sehr junges Verfahren, wodurch dieser Prozess einer kontinuierlichen Prozessoptimierung unterzogen ist. Vor allem die Reduktion des Kohleverbrauchs und die Verringerung von Treibhausgasemissionen stehen hierbei im Vordergrund. Ein Massen- und Energiebilanzmodell für den FINEX[®]-Prozess soll Optimierungen aus umwelt- und verfahrenstechnischer Sicht visualisieren, damit diese im Prozess umgesetzt werden können. Durch die Anwendung des Bilanzmodells können zudem kosten- und zeitintensive Versuchskampagnen an der Anlage selbst verringert werden.

1 EINLEITUNG

Die metallproduzierende Industrie stellt einen der Hauptverursacher für umweltrelevante Emissionen, vor allem Kohlendioxid (CO₂), dar. Die gängige Methode zur Erzeugung von Roheisen, dem wichtigsten Vorprodukt neben Altschrott, zur Stahlherstellung stellt der Hochofenprozess dar. Dieser Prozess benötigt qualitativ hochwertige Einsatzstoffe welche, unter der unvermeidbaren Freisetzung von Emissionen, die Verfahrensstufen Kokerei (Kohlevorbehandlung) und Sinterband (Eisenträgervorbehandlung) durchlaufen müssen.

In den letzten Jahrzehnten wurden unterschiedliche Verfahrenskonzepte entwickelt, um eine aus umwelttechnischer und nachhaltiger Sicht bessere Methode zur Roheisenherstellung zu entwickeln. Der COREX[®]- und der FINEX[®]-Prozess erfüllen die Anforderungen an einen nachhaltigen Prozess zur Roheisenherstellung. Durch den Einsatz von unbehandelten Stückerzen (COREX[®]) bzw. Feinerzen (FINEX[®]) und Kohle anstatt Koks können in beiden Prozessen relevante Umweltemissionen vermindert werden.

In der vorgestellten Forschungsarbeit, welche im Zuge des K1-MET-Projekts bearbeitet wird, ist ein Massen- und Energiebilanzierungsmodell für den FINEX[®]-Prozess entwickelt worden, welches es ermöglicht, Auswirkung von prozesstechnischen Änderungen auf den Primärenergieverbrauch einfach feststellen zu können. Im Zuge der Prozessoptimierung sowie der umwelttechnischen Verbesserung des Verfahrens ist es erwünscht den CO₂-Ausstoß immer weiter zu reduzieren. Durch gezielte Substitution von Kohle durch Ersatzbrennstoffe (z.B. Flüssiggas oder recyceltes Reduktionsgas aus dem Produktionsprozess selbst) können Kohlendioxidemissionen im Prozess weiter verringert und treibhausrelevante Emissionen eingespart werden. Das entwickelte Bilanzmodell, welches im Programm Microsoft Excel erstellt wurde, ermöglicht es die Auswirkungen der Zugabe von Ersatzbrennstoffen/Ersatzreduktionsmittel auf die CO₂-Bilanz des Prozesses einfach abzubilden. Dadurch können verfahrenstechnische Optimierungen im Betrieb leichter umgesetzt werden.

2 PROZESSBESCHREIBUNG

Der FINEX[®]-Prozess ist in zwei Hauptprozesseinheiten gegliedert. In der Wirbelschichtkaskade (3 – 4 einzelne Wirbelschichten) wird das Feinerz im Gegenstrom zum Reduktionsgas (Mischung aus CO₂, CO, H₂, H₂O und N₂) zu Eisenschwamm (Direct reduced iron, DRI) reduziert und gleichzeitig erwärmt. Das verbrauchte Reduktionsgas wird nach der obersten Reaktorstufe in einem Nasswäscher gereinigt und gekühlt. Von einem Teilstrom dieses Gases wird nach einer Verdichtungsstufe CO₂ großteils abgetrennt und wieder als frisches Reduktionsgas in den Prozess zurückgeführt.

Den zweiten Teil des Prozesses stellt der Einschmelzvergaser dar. In diesem Aggregat wird der Eisenschwamm (DRI) aus der Wirbelschichtkaskade, welcher vor dem Einschmelzvergaser noch heiß zum HCl (hot compacted iron) brikkettiert wird, weiter reduziert und aufgekühlt. Roh-eisen und Schlacke werden durch das Aufschmelzen des Eisenschwamms, der Schlackenbildner sowie Aschebestandteile der Kohle gebildet. Die für das Aufschmelzen und die metallurgischen Reaktionen notwendige Energie wird durch die Vergasung der Kohle und der Ersatzreduktionsmittel bzw. -brennstoffe mit technisch reinem Sauerstoff bereitgestellt. Das Produktgas dieser Reaktion (größtenteils CO und H₂) dient als Reduktionsmittel im Prozess (Einschmelzvergaser und Wirbelschichtreaktoren).

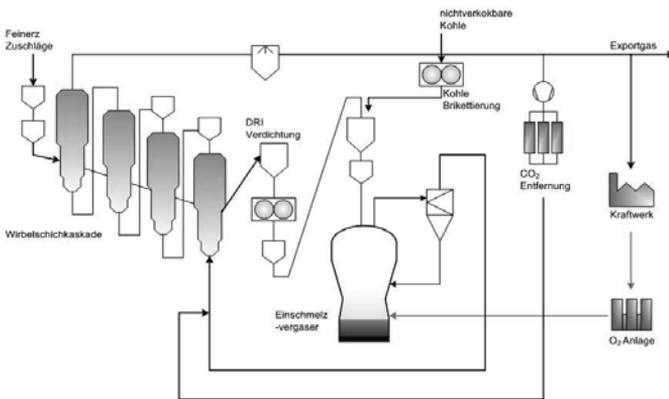


Abb. 1: Schaubild FINEX[®]-Prozess

3 BILANZMODELL

Das Massen- und Energiebilanzmodell für den dargestellten FINEX[®]-Prozess, siehe Abb. 1, wurde in Microsoft Excel programmiert. Hierbei wurde neben den zwei Hauptprozesseinheiten Einschmelzvergaser und Wirbelschichtanlage auch das Gasrecyclingsystem bilanziert.

3.1 Wirbelschichtkaskade

Die Bilanzierung der Wirbelschichtkaskade basiert im Wesentlichen auf ein „Blackbox-Modell“ unter Berücksichtigung der ein- und austretenden Feststoff- und Gasströme unter der Prämisse, dass in den einzelnen Wirbelschichtreaktoren homogene Material- und Temperaturverteilungen vorherrschen.

Die einzelnen Wirbelschichtreaktoren werden hierbei separat voneinander bilanziert wobei aufgrund der unterschiedlichen Bedingungen in den einzelnen Aggregaten (Temperatur, Reduktionsgaszusammensetzung, etc.) unterschiedliche chemische Reaktionen in den einzelnen Prozessstufen ablaufen können.

In den einzelnen Wirbelschichten wird das Eisenerz durch die Komponenten CO und H₂ indirekt vom Hämatit (Fe₂O₃) über den Magnetit (Fe₃O₄) und Wüstit (FeO) zum metallischen Eisen (Fe) reduziert. Die Reduktion wird nicht vollständig durchgeführt sondern lediglich bis zu

einem Reduktionsgrad (RD) von rund 70 – 80%, also bis zu einer Mischung aus FeO und Fe. Weiters findet in der Kaskade die Kalzinierung von Magnesiumkarbonat $MgCO_3$ (vollständig) und Kalziumkarbonat $CaCO_3$ (teilweise) statt.

3.2 Einschmelzvergaser

Der Einschmelzvergaser, ein Gegenstrom-Festbettreaktor, wird aufgrund seiner prozesstechnischen und metallurgischen Komplexität und der hohen realen Temperaturverteilung mit einem Zonenmodell modelliert. Bei seiner Bilanzierung wurden zwei differenzierte Fälle untersucht. Im ersten Fall wird der Einschmelzvergaser als „Black Box“ dargestellt. Chemische Reaktionen werden nicht nach ihrem örtlichen Auftreten im Reaktor sondern nur generell berücksichtigt. Auf diese Art erhält man alle gewünschten Outputdaten, jedoch kann die Wärmetönung innerhalb des Reaktors nicht dargestellt werden. Im zweiten Fall wird der Einschmelzvergaser in fünf charakteristische Zonen unterteilt und jeder Zone werden spezielle chemische Reaktionen zugeordnet (aufgrund der vorherrschenden thermodynamischen Bedingungen in der jeweiligen Zone). Dadurch wird das Bilanzgebiet verfeinert und man kann die Temperaturverteilung vom Gas- bzw. Feststrom im Reaktor mit ausreichender Genauigkeit darstellen. Die Outputströme des Prozesses (Roheisen, Schlacke, Staub und Generatorgas) haben dabei in beiden Bilanzierungsfällen dieselbe chemische Zusammensetzung und Austrittstemperatur.

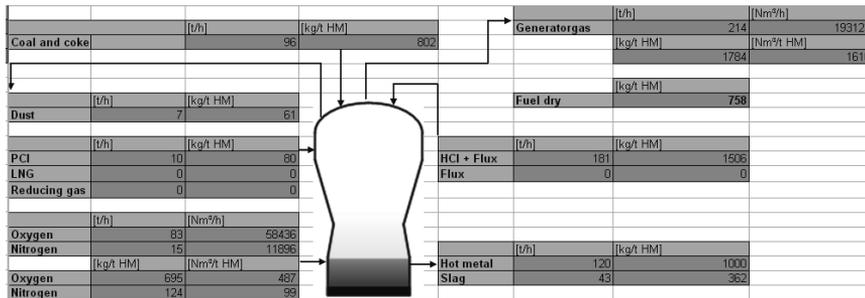


Abb. 2: Ausgabefeld des Einschmelzvergasers

In Abb. 2 ist das Ausgabefeld des Einschmelzvergasers für eine Schmelzleistung von 120 Tonnen Roheisen pro Stunde dargestellt.

Im Einschmelzvergaser sind in Abhängigkeit der jeweiligen Bedingungen unter anderen folgende Reaktionen berücksichtigt:

- Indirekte/direkte Reduktion des Eisenschwamms,
- Kalzinierung von $CaCO_3$ und
- Vergasung der Kohle.

4 VERRINGERUNG VON TREIBHAUSEMISSIONEN DURCH OPTIMIERTE VERFAHRENSFÜHRUNG

Für die Optimierung des Prozesses können an definierten Schnittpunkten im Prozess alternative Inputstoffe (z.B. Ersatzreduktionsmittel) zugegeben werden und durch das Bilanzmodell können die dadurch entstehenden Veränderungen bezüglich Energie- und CO_2 -Bilanz berechnet und mit den Grunddaten verglichen werden. Dadurch können Verbesserungen im Prozess erkannt werden, ohne dass man im Vorfeld Versuchskampagnen an der Industrieanlage durchführen muss.

Im Folgenden ist für einen Standardprozessfall die für den Prozess notwendige Kohlemenge und der Heizwert des Exportgases (Produkt am Ende des Prozesses) mit zwei Fällen verglichen bei welchen gezielt prozessintern recyceltes Gas statt Fremdgas (z.B. Spülgas, N_2) eingesetzt wird. In der Wirbelschichtkaskade werden pro Stunde über $13.000 \text{ m}^3/\text{Stunde}$ und im Einschmelzvergaser über $16.000 \text{ m}^3/\text{Stunde}$ N_2 aus unterschiedlichen Gründen verwendet. Durch verminderten Einsatz dieses Gases (N_2) könnten erhebliche Mengen an Kohle für den Produkti-

onsprozess eingespart werden, wodurch ein Beitrag zu einer nachhaltigeren Wirtschaftsweise geleistet werden könnte.

Beim Standard Prozessfall ist die Exportgaszusammensetzung in Tab. 1 dargestellt. Der Kohleverbrauch liegt bei diesem Fall bei rund 113,2 Tonnen/Stunde.

Tab. 1: Exportgaszusammensetzung Standardprozessfall

Export Gas	[%]	°	[%]
CO	26,59	H ₂ O	3,26
CO ₂	42,36	N ₂	12,75
H ₂	13,65	CH ₄	1,39

In den drei betrachteten Fällen bleiben die Produktmenge und alle relevanten Prozessparameter des Verfahrens unverändert, um eine Vergleichbarkeit der berechneten Daten zu gewährleisten.

Für den Standardfall ergibt sich ein Heizwert, nach Cerbe/Wilhelms (S. 431), für das Export Gas von 5.263 kJ/m³.

In Tab. 2 ist die Exportgaszusammensetzung für die beiden Vergleichsfälle dargestellt. Im ersten Beispiel wurde das gesamte Spülgas der Wirbelschichtkaskade durch prozessintern erzeugtes Reduktionsgas ersetzt. Im zweiten Fall wurde zusätzlich ein Teil des notwendigen Stickstoff-Inputs im Einschmelzvergaser durch prozessinterne Reduktionsgase substituiert.

Tab. 2: Exportgaszusammensetzung der beiden Berechnungsfälle

Export Gas	[%]	Export Gas	[%]
Fall 1		Fall 2	
CO	27,64	CO	27,30
CO ₂	45,41	CO ₂	49,65
H ₂	13,86	H ₂	13,80
H ₂ O	3,13	H ₂ O	2,98
N ₂	8,52	N ₂	4,85
CH ₄	1,44	CH ₄	1,42

Beim ersten Berechnungsbeispiel sinkt der notwendige Kohleverbrauch um 2,20% auf 110,7 Tonnen/Stunde. Im zweiten Fall sinkt der Kohleverbrauch im Vergleich zum Basisfall sogar um 7,7% auf 104,5 Tonnen/Stunde. Unter der Annahme das Kohle zu rund 85% aus Kohlenstoff besteht ergibt sich daraus eine Reduktion von CO₂-Emissionen von 7,80 bzw. 27,10 Tonnen CO₂ pro Stunde.

Zudem verbessert sich der Heizwert des Exportgases in beiden Fällen. Im ersten Fall beträgt er 5.439 kJ/m³ und im Zweiten 5.385 kJ/m³.

5 SCHLUSSFOLGERUNG, ZUSAMMENFASSUNG

Das für den FINEX[®]-Prozess entwickelte Bilanzmodell ermöglicht es neben verfahrenstechnischen Optimierungen auch umweltrelevante Emissionsmengen des Prozesses zu berechnen und abzubilden.

Die gezielte Substitution von Prozessgasen (im vorliegenden Fall Stickstoff, N₂) durch intern erzeugte Reduktionsgase führt zu wirtschaftlichen wie auch umwelttechnischen Verbesserungen des Verfahrens. Es kann sowohl teurer Brennstoff (Kohle) eingespart wie auch CO₂-Emissionen deutlich verringert werden. Dadurch wird der gesamte FINEX[®]-Prozess optimiert und im Hinblick auf eine nachhaltige Produktionsweise verbessert.

LITERATUR

Cerbe, G. & Wilhelms, G. (2005) *Technische Thermodynamik*. Bad Langensalza, Germany: Hanser-Verlag.

Insbesondere durch den Ausbau von Zufuerungen im Bereich des Kalzinators von Zementwerken zum 100%igen Ersatzbrennstoffeinsatz ist das Spektrum von mittelkalorischen Ersatzbrennstoffen im Bereich 11 – 15 MJ/kg stark gestiegen.

Um Ersatzbrennstoffe mit der Qualität „EBS-Classic“ oder besser zu erzeugen, ist eine mehrstufige Aufbereitung nötig, die im Wesentlichen folgende Aufbereitungsschritte enthält:

- Vorzerkleinerung,
- Störstoffabscheidung,
- Nachzerkleinerung und
- Konfektionierung.

Auch wenn einige Ersatzbrennstoff-Aufbereitungsanlagen deutlich komplexer ausgeführt sind, wäre das in den seltensten Fällen notwendig (siehe Abb. 1).

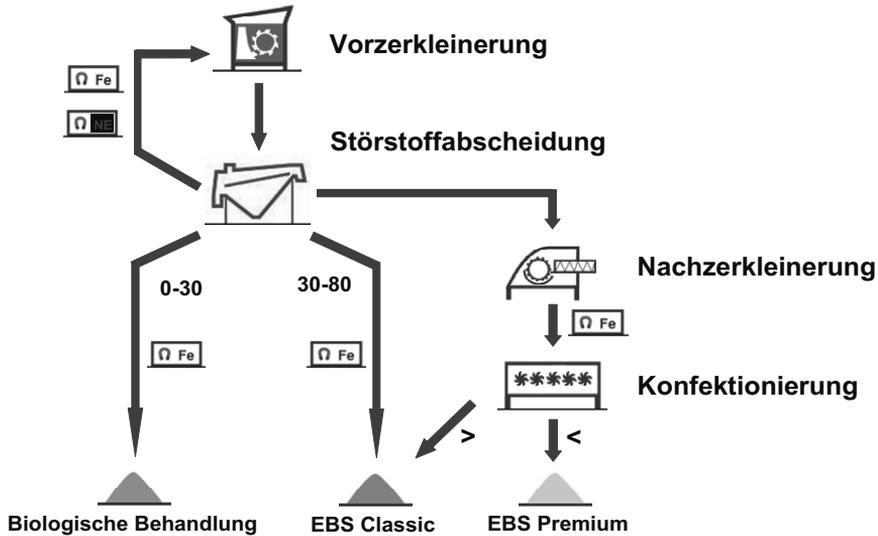


Abb. 1: Schema einer Ersatzbrennstoff-Aufbereitungsanlage



Abb. 2: „Terminator XF“, Vorzerkleinerer für die Ersatzbrennstoffaufbereitung

3 NEUHEITEN BEI DER VORZERKLEINERUNG VON ERSATZBRENNSTOFFEN

Die Anforderungen an die Vorzerkleinerung sind definierter geworden. Ging es bisher hauptsächlich darum, eine akzeptable Korngröße für die nachfolgende Störstoffabscheidung zu unterschreiten, wird heute erkannt, dass eine qualitativ höherwertige Vorzerkleinerung

- die Massenströme in den nachfolgenden Trennaggregaten besser (im ökonomischen Sinn) aufteilen kann und
- Massenteile schon vor der Nachzerkleinerung Outputqualität erreichen, wodurch der Durchsatz des Nachzerkleinerers geringer gehalten wird und damit Betriebskosten eingespart werden können.

Daneben ist die Anforderung nach einem möglichst niedrigen spezifischen Energiebedarf geblieben, d.h. der Wirkungsgrad der Zerkleinerung sollte möglichst hoch liegen.

Der Terminator XF mit einer Maximalkorngröße von $95\% < 250 \text{ mm}$ bei voller Störstoffresistenz ist die Antwort von Komptech auf diese neue Anforderung (Abb. 2).

4 NEUHEITEN BEI DER STÖRSTOFFABTRENNUNG

Die Vorteile eines Ballistikseparators (siehe Abb. 3) gegenüber einer Windsichtung zur Ausschleusung von Störstoffen, die die Nachzerkleinerung beschädigen können, sind die folgenden:

- Verbesserte Massenstromaufteilung hin zu günstiger zu entsorgenden Outputmaterialien (kein Output für Rostverbrennungsanlagen),
- Geringerer spezifischer Energiebedarf für die Gesamtanlage wegen der niedrigeren spezifisch installierten Leistung, um ca. 27% weniger als mit einem Windsichter,
- Geringerer Invest im Zusammenhang mit der Vereinfachung der Gesamtanlage, um ca. 23% weniger als mit einem Windsichter,
- Geringere Betriebskosten für die Gesamtanlage, um ca. 22% weniger als mit einem Windsichter und
- Geringere Staubentwicklung durch verminderte Luftbewegung.

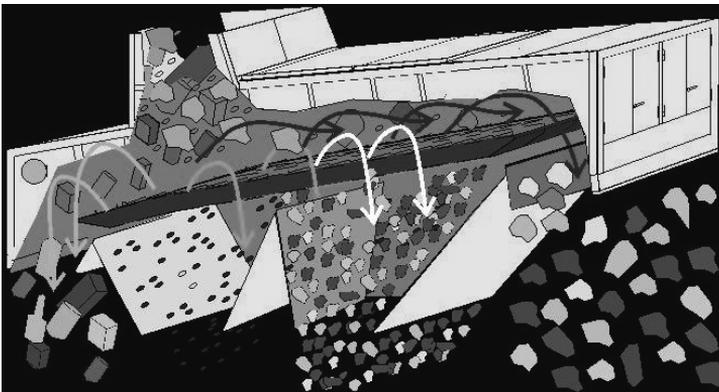


Abb. 3: „Ballistor“, Ballistikseparator für die Ersatzbrennstoffaufbereitung

Die automatische NIR-Sortierung von PVC ist inzwischen zum Standard für die Chlorabreicherung von Ersatzbrennstoffen geworden.

5 NEUHEITEN BEI DER NACHZERKLEINERUNG

Kriterien bei der Auswahl der Nachzerkleinerungstechnologie von Ersatzbrennstoffen sind:

- Zerkleinerungswirkung,

- Wirtschaftlichkeit,
- Betriebs- und Wartungsfreundlichkeit sowie
- Qualitätsmerkmale.

Die Wirtschaftlichkeit von Nachzerkleinerern wird mehr durch den spezifischen Energieverbrauch in kWh/Tonne bestimmt als durch andere wirtschaftliche Merkmale (Invest, Verschleißkosten), eine gute Störstoffabscheidung vorausgesetzt. Dieser beträgt bei gut sortierten Inputmaterialien zwischen 20 – 40 kWh/Tonne.

Komptech hat seit 2009 einen neuen Nachzerkleinerer am Markt, den „Rasor“ (Abb. 4). Die technischen Merkmale sind:

- Antriebsleistung 1 * 250 kW,
- Drehzahl: 150 U/Minute,
- Rotordurchmesser: 1.000 mm,
- Materialzufuhr über 3 Schnecken und
- Durchsatz: 6,2 Tonnen/Stunde, 93% < 25 mm.

Eine der ersten Maschinen wird von der Müllex-Umwelt-Säuberung GmbH in Hofstätten (Österreich) betrieben und läuft dort seit 2.500 Betriebsstunden problemlos.



Abb. 4: „Rasor“, Nachzerkleinerer für die Ersatzbrennstoffaufbereitung

6 NEUHEITEN BEI DER KONFEKTIONIERUNG

Die Konfektionierung von feinerkleinerten Ersatzbrennstoffen kann Kosten beim Betrieb der Nachzerkleinerer einsparen. Wird beispielsweise das Sternsieb „Multistar“ als Polizeisieb nach dem Nachzerkleinerer eingesetzt (siehe Abb. 5), muss dieser nicht 100% des Materials unter die maximale Korngröße zerkleinern. Das in diesem Sieb anfallende Überkorn wird zur Nachzerkleinerung zurückgeführt oder einem anderen Outputstrom zugegeben. Dadurch kommt es auch zu weniger Verschleiß und einem geringeren spezifischen Energieaufwand, weil weniger Feinteile erzeugt werden.

LITERATUR

- Bürgler, T. (2008) Persönliche Mitteilung, 26.08.2009.
- Wellacher, M. & Pretzler, R. (2009) Machinery for preparing different qualities of RDF. In: *Waste-to-Resources 2009* – 3. Internationale Tagung MBA und Sortieranlagen. 12. – 15.05.2009, Hannover.
- Zahlten, M. (2008) Verfügbarkeit von Ersatzbrennstoffen im Wandel des Entsorgungsmarktes. Vortrag auf der VDI-Tagung „Ersatzbrennstoffe für Industrieanlagen“ vom 28. – 29.04.2008, Berlin.

Behandlung von Arzneimittel(rückständen) in Krankenhaus- und kommunalem Abwasser

H. Menapace

Montanuniversität Leoben, Institut für nachhaltige Abfallwirtschaft und Entsorgungstechnik, Leoben, Österreich

W. Staber

pro aqua Diamantelektrodenproduktions-GmbH, Niklasdorf, Österreich

KURZFASSUNG: Einschlägige Studien zeigten in den letzten Jahren, daß kommunale Kläranlagen Arzneimittel – und deren Rückstände – sowie Komplexbildner (wie etwa EDTA und NTA) teilweise nur sehr unvollständig mit konventionellen Anlagen behandeln können. Eine Haupteintragsquelle dieser anthropogenen Stoffe stellen menschliche und tierische Fäkalien dar, welche über die Kanalisation in die Kläranlagen und dann weiter in die aquatische Umwelt gelangen. Für Komplexbildner existieren bereits einschlägige Grenzwerte, EDTA (Ethylen-diamintetraessigsäure) und NTA (Nitrilotriessigsäure) werden etwa in der Wasserrahmenrichtlinie als prioritäre Substanzen definiert. Für den Bereich der Arzneimittelrückstände sind rechtliche Vorgaben für die Zukunft zu erwarten. In einem mehrjährigen Projekt wurde am Institut für nachhaltige Abfallwirtschaft und Entsorgungstechnik (IAE) der praktische Einsatz einer

oxidativen Behandlung von – durch die oben angeführten Schadstoffgruppen – belasteten Abwässern untersucht. Neben kommunalem Abwasser erfolgten Versuchsreihen mit Wässern aus einer Krankenanstalt und einem Industriebetrieb. Als Verfahren kamen dabei die Anodische Oxidation über bordotierte Diamantelektroden und eine Ozonierung zum Einsatz. Anhand der durchgeführten Analysen konnten die Abhängigkeiten der erzielbaren Eliminationsraten von Betriebsparametern wie Stromdichte ($27,5 - 45,5 \text{ mA/cm}^2$) und Durchfluß ($2 \text{ Liter/Stunde} - 1 \text{ m}^3/\text{Stunde}$) erfaßt und graphisch dargestellt werden. Wie die Ergebnisse zeigen, konnten die Arzneimittelrückstände nach der Behandlung nicht mehr nachgewiesen werden (Eliminationsraten $> 99\%$), für die Komplexbildner wurden im Durchschnitt Eliminationsraten bis zu 60% erzielt. Anhand der Ergebnisse erfolgte eine umfassende Bewertung der eingesetzten Verfahren zur zentralen und dezentralen Abwasserbehandlung.

1 EINLEITUNG

Nachfolgend sollen wesentliche Ergebnisse des Projektes „Entwicklung eines Behandlungsverfahren für Arzneimittel und Industriechemikalien in Abwässern“ (Menapace 2010) zusammengefasst werden. So werden die wichtigsten Aussagen und Analysenergebnisse erläutert und ein Ausblick auf zukünftige Entwicklungen, Optimierungen und Fragestellungen gegeben. Des Weiteren soll versucht werden, anhand der aus den Versuchsreihen gewonnenen Daten, der wirtschaftlichen Betrachtungen beider Verfahrensstufen und der fach einschlägigen Literatur, die Fragestellung zu beantworten, ob nun eine zentrale oder dezentrale Behandlung der untersuchten Spurenschadstoffe sinnvoller ist.

2 ZUSAMMENFASSUNG WICHTIGER ERGEBNISSE

Schon in den ersten Versuchsreihen konnten, bei einer Stromdichte von $37,5 \text{ mA/cm}^2$ und Durchflußraten von 3 Liter/Stunde , durch die Anodische Oxidation einzelne Leitsubstanzen (z.B. Antibiotika wie Roxithromycin, Sulfamethoxazol, Josamycin) soweit eliminiert werden, daß sie analytisch nicht mehr nachzuweisen sind. Für die Komplexbildner wurden Eliminationsraten von $30 - 50\%$ erreicht. Bei einer Steigerung der angelegten Stromdichte ($45,5 \text{ mA/cm}^2$) konnten auch bei erhöhten Durchflußraten im kontinuierlichen Betrieb eine weitge-

hende Eliminierung der Parameter Carbamazepin und Trimethoprim erzielt werden. Bei der Ozonierung konnte durch die Neukonzeption der Ozonproduktion und der Kontaktierungsmethode des Oxidationsmittels mit dem Abwasser die untersuchten Leitsubstanzen im Labormaßstab z.T. bis unter die Nachweisgrenze abgebaut werden.

Mit der eingesetzten Technikumsanlage (Menapace 2009) konnten bei höheren Stromdichten ($j > 30 \text{ mA/cm}^2$) ebenfalls z.T. Eliminationsraten $> 99,9\%$ erzielt werden. Beim Vergleich der erzielten Raten für die untersuchten Substanzen zeigen sich deutliche Unterschiede in den Behandlungserfolgen. Während Pharmazeutika wie etwa das Antiepileptikum Carbamazepin bis unter ihre jeweiligen Nachweisgrenzen eliminiert werden konnten, fielen die Ergebnisse für die untersuchten Komplexbildner deutlich bescheidener aus, d.h. die Eliminationsraten lagen im Durchschnitt etwa bei 30 – 50%. In Laborversuchen mit komplexometrischer EDTA-Bestimmung konnten nach mehreren Betriebsstunden unter optimalen Bedingungen Eliminationsraten hingegen eine Elimination um die 90% erreicht werden.

In der Tab. 1 sind die erzielten Behandlungserfolge (ausgedrückt als Eliminationsraten bezogen auf die Ausgangssubstanz) auszugsweise für die Versuche im Labor-, als auch im Technikumsmaßstab, zusammengefasst. Den Eliminationsraten wurde eine Farbskalierung zugeordnet.

Tab. 1: Zusammenfassende Darstellung der durch die Anodische Oxidation (links) und Ozonierung (rechts) erzielten Eliminationsraten von Arzneimittelrückständen und Komplexbildner (Menapace 2010)

Parameter	Laborversuchsanlage LVA [%]					
	Anodische Oxidation			Ozonierung		
	Mindest	Maximal	MW	Mindest	Maximal	MW
Carbamazepin	76,93	100,00	88,47	33,33	100,00	66,66
Sulfamethoxazol	99,38	99,90	99,64	94,15	99,92	97,04
Trimethoprim	98,70	99,98	99,34	21,84	99,94	60,89
EDTA	14,17	93,27	53,72	12,00	60,00	36,00
NTA	21,11	86,89	54,00	–	12,50	12,50
Technikumsanlage TA [%]						
Carbamazepin	15,00	99,90	57,45	2,00	27,00	14,50
Sulfamethoxazol	0,00	95,24	47,62	7,00	51,00	29,00
Trimethoprim	14,00	98,63	56,32	5,00	33,00	19,00
EDTA	6,25	62,22	34,24	4,00	14,00	9,00
NTA	0,00	46,30	23,15	0,00	22,00	11,00

Min ... Minimalste Eliminationsrate die für den Parameter aufgezeichnet wurde

Max ... Maximale Eliminationsrate die für den Parameter aufgezeichnet wurde

MW ... Mittelwert aus Minimal- und Maximalwert

Tab. 1 zeigt deutlich, daß die Anodische Oxidation und die Behandlung mittels Ozon (hier wurden nur die Eliminationsraten mit dem Oxy3-1011 und einem Venturi-Injektor herangezogen) bei Laborversuchen vergleichbare Resultate liefern. Bei den Versuchen auf der Technikumsanlage schnitt die Ozonierung jedoch deutlich schlechter als die Anodische Oxidation ab. Dies ist darauf zurückzuführen, daß der eingesetzte Oxy3-1011-Reaktor mit einer maximalen O_3 -Produktion von 1,4 g/Stunde (Oxy3 2009), für die Durchflußraten im Bereich 290 Liter/Stunde, zu gering dimensioniert war. Bei den Laborversuchen lagen die Durchflußraten im Gegensatz dazu, im Bereich von 3 Liter/Stunde – 90 Liter/Stunde. Einzelne geringere Eliminationsraten bei der Anodischen Oxidation auf der Technikumsanlage (Minima und Mittelwerte) sind auf Versuchsreihen zurückzuführen, bei denen die Stromdichte für eine Durchflußrate von 260 Liter/Stunde bewusst sehr niedrig (Bereich 24,2 – 27,2 mA/cm^2) eingestellt wurde. Hierdurch sollten mögliche Effekte bei einer Kombination des Reaktors R01 mit einem Statischen Mischer besser erfaßt werden können.

3 ZENTRALE VS. DEZENTRALE BEHANDLUNG

Im Rahmen der Untersuchungen sollte neben der prinzipiellen Überprüfung der Behandelbarkeit von arzneimittelhaltigen Abwässern und der Entwicklung eines Verfahrens (respektive der Ermittlung von Betriebsparametern und optimalen Bedingungen) auch eine Aussage über den bevorzugten Einsatzbereich dieses Verfahrens getroffen werden:

3.1 *Medienzusammensetzung*

Im Hinblick auf die relevanten Emittenten von Arzneimitteln wurden im Rahmen der beschriebenen Versuchstätigkeiten auch die Inputkonzentrationen der zu behandelnden Substanzen erfasst. Zusammen mit den durchschnittlich anfallenden Volumenströmen wurden die hieraus resultierenden Frachten berechnet. Schon bei dem Vergleich der Konzentrationen zeigte sich, daß die Proben des Kläranlagenablaufes (mit Ausnahme der Substanzen Diazepam, Trimethoprim und Coffein) höhere Wirkstoffkonzentrationen aufweisen als das ebenfalls bezogene und untersuchte Krankenhausabwasser. Dies erklärt sich durch den vorwiegenden Einsatz der betrachteten pharmazeutischen Substanzen im ambulanten Bereich.

Für den Einsatz einer Reinigungsstufe für Spurenschadstoffe im dezentralen Ansatz ist idealerweise das Vorhandensein einer Trennkanalisation Voraussetzung. Im Projekt wurden allerdings die Proben des untersuchten Krankenhausabwassers aus einer Mischkanalisation bezogen. Hierbei kommt es zu Verdünnungseffekten durch den Eintrag von z.B. Niederschlagswässern, wodurch auch nicht- und minderbelastete Abwasserströme einer Behandlung zugeführt werden. So ist vor allem der Anfall im Küchenbereich (Spülabwasser am Morgen, zu Mittag und am Abend) zu nennen.

Beobachtete Konzentrationsunterschiede zwischen Kläranlage und Krankenanstalt können dabei durch mehrere Faktoren erklärt werden. Zum einen kommt es – bedingt durch Einsparungen im medizinischen Bereich (Verringerung der Bettenzahl pro Einwohner) – zu einer deutlichen Verringerung der durchschnittlichen Aufenthaltsdauer bei stationären Krankenhausaufenthalten. Seit den 60er Jahren des vorigen Jahrhunderts ist etwa die durchschnittliche Aufenthaltsdauer stetig – von etwa 22 Tage auf aktuell rund eine Woche – zurückgegangen. (Statistik Austria 2009)

Es werden zudem vermehrt Untersuchungen und Behandlungen am Patienten in ambulanter Form durchgeführt, für die der Patient vor einigen Jahren noch einen mehrtägigen Spitalsaufenthalt einplanen mußte. Mehrere der für die Analysen herangezogenen Arzneimittelwirkstoffe kommen vor allem in Medikamenten vor, die entweder chronisch Krankheiten lindern sollen (vgl. Carbamazepin zur Behandlung von Epilepsie), oder die vom Hausarzt als Antibiotika im Fall von Infektionen (etwa Trimethoprim bei Harnwegsinfekten) über Rezepte an die Patienten verschrieben werden. Das heißt, diese Wirkstoffe werden vorwiegend über die privaten Haushalte emittiert und gelangen so über die Kanalisation in die Kläranlagen.

3.2 *Frachten*

Bei der Berechnung der Frachten – basierend auf den Kläranlagendaten des RHV Leoben für Oktober 2006 und den jährlichen Probenahmeprotokollen des LKH, zeigte sich eine weitere Verschiebung des Hauptanfalls an betrachteten Arzneimitteln in Richtung Kläranlagenablauf. Dies ist auf die hohen Durchflußraten der Kläranlage (im Mittel für Oktober 2006 ca. 10.079 m³/d) im Vergleich zum Tagesaufkommen bei der Mischkanalisation des beprobten Krankenhauses (im Mittel 228 m³/d vgl. (CLUG 2004 – 2007) zurückzuführen.

3.3 *Vorbehandlung*

Beim Einsatz der untersuchten Verfahren ist eine Vorbehandlung (Abfiltrierung des Feststoffanteils) der zu reinigenden Medien vorzusehen, da zum einen die Ozondosis bei der Behandlung mittels Ozonierung durch die Verringerung des Organikanteils ebenfalls reduziert werden kann. Zum anderen ist es möglich, bei einer vorgeschalteten Abtrennung der Schwebstoffe eine Verringerung der Spaltweiten zwischen den Elektroden bei den Durchflußreaktoren der Anodischen Oxidation zu realisieren. Hierdurch kann die Energieeffizienz (geringere Spannung, verminder-

ter Leistungsaufwand) erhöht werden, wodurch Aufheizungseffekte vermindert und die Betriebskosten gesenkt werden können.

Eine Vorreinigung von separierten Krankenhausabwässern aus unterschiedlichen medizinischen Abteilungen (z.B. Intensivstation, Onkologie, Röntgenabteilung) ist auch in anderen Forschungsprojekten durchgeführt worden, die eine Abwasserbehandlung mit anderen Verfahren zum Ziel haben. So ist etwa bei der Behandlung mittels UV-Oxidation eine vorangehende Filtrierung sinnvoll, um die Trübung zu verringern und somit den Transmissionsgrad der UV-Strahlen im Medium zu erhöhen, wodurch der Behandlungseffekt verbessert wird. (Kabasci et al. 2007)

Hinsichtlich der Vorbehandlung kann zwischen einer Separation von Patientenurin direkt beim Anfallsort und einer vorgelagerten Behandlung unterschieden werden. Bei der Separierung findet nur eine Abtrennung der Fraktion über eine physikalische Trennmethode statt. Ein Beispiel stellen die in der Schweiz entwickelten NoMIX-Toiletten dar. In diesen erfolgt eine Abtrennung des Patientenurins von den Feststoffen. Der konzentrierte Urin wird dann der eigentlichen Behandlung zugeführt. Nachteilig ist hierbei allerdings die oftmals mangelnde Akzeptanz der Benutzer und die Verlegung der Rohrleitungen durch die Ausbildung von Struvit. (Udert 2007)

4 ZUSAMMENFASSUNG

Durch das Projekt konnte die Wirksamkeit beider Verfahren (Anodische Oxidation, Ozonierung) nachgewiesen werden. Angesichts der notwendigen Vorbehandlung und der höheren Frachten erscheint in einer ersten Abschätzung eine zentrale Behandlung wichtiger Haupteintragsquellen sinnvoller, als ein dezentraler Behandlungsansatz.

5 DANKSAGUNG

Das Projekt wurde durch das Lebensministerium (abgewickelt durch die Kommunalkredit GmbH) gefördert. Zudem erfolgte eine Unterstützung durch die Steiermärkische Landesregierung (Fachabteilungen 17c und 19a).

LITERATUR

- CLUG Chemisches Laboratorium für Umwelt und Gesundheit (2004 – 2007) Prüfprotokoll Tagesmischprobe Krankenhausablauf.
- Kabasci, S., Börgers, A., Vitz, H., Kiffmeyer, T. & Türk, J. (2007) Oxidative Behandlung von Krankenhausabwasser-Teilströmen zur Beseitigung von persistenten, hochwirksamen Pharmazeutika. – Teil 2: *Scale-up des Verfahrens, Aufbau und Optimierung einer Demonstrationsanlage*. Abschlußbericht zum Forschungsvorhaben Nr. 14396 N, Fraunhofer Institut für Umwelt-, Sicherheits- und Energietechnik UMSICHT, Oberhausen.
- Menapace, H. (2009) *Behandlungsverfahren für Arzneimittel und Industriechemikalien in Abwässern. Lebensministerium*. A600760. Endbericht. Wien.
- Menapace, H. (2010) *Oxidative Behandlungsverfahren für Pharmazeutika und Industriechemikalien in Abwässern*. Dissertation. Montanuniversität Leoben. Leoben.
- Oxy3 Ozongeräte Produktion GmbH (2009) Bedienungsanleitung Oxy3 O-1011. Stand 2009.
- Statistik Austria (1990) *Spitalsentlassungsstatistik*; vor 1990 BMGF. – Von 1960 – 1988 sind Verlegungen innerhalb der Krankenanstalten inkludiert. Erstellt am 24.06.2009. www.statistik.at.
- Udert, K. (2007) NoMix beginnt im Badezimmer. EAWAG News 63d. 11 – 13.

Characteristics of Treated Waste from European and Southeast Asian Cities

P. Pimolthai & J.F. Wagner

University of Trier, Department of Geology, FB VI/Fachbereich Geographie/Geowissenschaften, Campus II, Geozentrum, Trier, Germany

ABSTRACT: An understanding of mechanically and biologically treated waste characteristics can lead to an optimization of the Mechanical and Biological Treatment (MBT) technology. For a sustainable waste management, it is essential to determine the characteristics of the final MBT waste, the effectiveness of the treatment system as well as the potential application of the final material regarding future utilization. The three countries (Luxembourg, Germany and Thailand) were chosen for this comparative study due to their unique MBT implementation. An analysis of MBT samples after the pretreatment process was carried out in order to define and compare their physical and chemical parameters and their geotechnical properties. The particle size of MBT waste is visibly smaller than untreated waste. Biodegradable material increases with decreasing particle sizes. Characteristics such as are significantly reduced water content, total organic carbon and potential heavy metals. The geotechnical results of the small fraction are improved to be highly compact, low permeability and highly water absorbent material. Within this analysis, different factors are characterized with regards to their (1) application of policy and past experiences, (2) their objectives in reduction of the overall amount of waste and enhancement of waste recovery, (3) funds, (4) effectiveness, (5) skills and cultures.

1 INTRODUCTION

The particle size distribution of MBT waste is a particular important factor because it determines the permeability and is associated with geotechnical particle properties. The particle size with a diameter of < 25 mm showed permeability $< 10^{-10}$ m/s and particle size with a diameter of < 12 mm showed $< 10^{-11}$ m/s (Binner 2002). The low permeability of MBT waste is related to a particle size, content of organic substances, plastic fragments embedded in the material and/or the degree of compaction (Xie 2006). Permeability decreases and is improved when the material receives a great compacting. MBT material is also better compacted compared with untreated waste. Barone (2008) found the maximum compacted density of MBT waste between $0.7 - 1.0$ tons/m³. Furthermore, the shear strength of MBT material is high after compaction (Müller & Fricker 1993, Leikam & Stegmann 1998, Bauer et al. 2007).

Both generation and composition of leachate and biogas emissions on landfills are reduced by up to 95% compared with untreated waste (Binner 2002, Körner et al. 2006, Fellner 2008). The pretreatment methods were found significantly effective in reducing organic content as COD in leachate. Soyez (2001) reported that one kilogram of MBT waste potentially releases a total load of $1 - 3$ g chemical oxygen demand (COD), $0.5 - 1.5$ g total organic carbon (TOC), and $0.1 - 0.2$ g ammonium-nitrogen (NH₄-N) into the leachate. Heavy metals such as lead (Pb), cadmium (Cd) and arsenic (As) are significantly reduced in Meisenheim landfill with concentrations of less than $0.1 - 0.6$, < 0.1 and 0 mg/litre, respectively (Ziehmman et al. 2003).

Most of the earlier studies on MBT waste have been conducted in European countries. A few case studies have been carried out in developing countries which, in the relative terms, typically have different types of effective waste management policy and worse pollution conditions. The pretreatment plays a major role in the legislation in the course of national implementation of the European landfill Directive. The MBT technology is also an alternative option to thermal treatment practiced in Europe. The physical and chemical characterizations of the mechanically and biologically treated waste from three countries are presented in this report. This is to encourage

a further optimization in municipal solid waste management recommendations for landfill sites in the study areas.

2 RESULTS AND DISCUSSIONS

2.1 Size fraction

The treated waste is composed of dust to coarse fractions. Maximum particle size of treated waste is typically < 100 mm. Fig. 1 shows the result of size fractions analysis. The small size with a diameter of < 10 mm was highest in the sample from Germany (average 60% by weight), the second highest percentage of small size in the sample was from Luxembourg (average 43% by weight) and lowest in the sample from Thailand (average 15% by weight). The size of trommel sieve is a factor of an efficient sorting technique. It is obvious that the small size of trommel sieve recovers more smaller particles. The large size with a diameter of > 40 mm was most found in the sample from Thailand where trommel sieve at the mechanical treatment is not used.

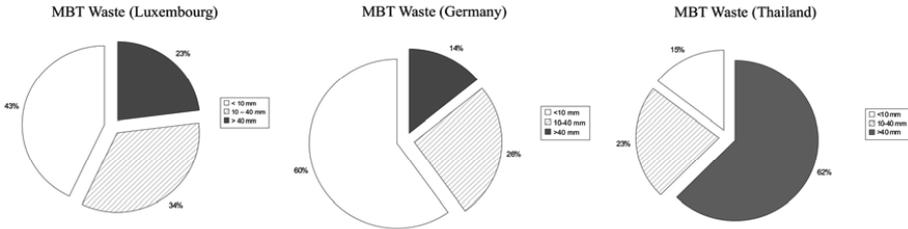


Fig. 1: Graphical data for three size fractions of MBT material analysis

2.2 Geotechnical properties

Fig. 2 presents a comparison of compaction curves of MBT materials < 10 mm in diameter from the study areas. The highest proctor densities were found in the sample from Germany (average 1.04 tons/m³). The second highest value of proctor densities were found in the sample from Thailand (average 0.98 tons/m³) and the lowest values were found in the sample from Luxembourg (average 0.78 tons/m³). The graph in Fig. 3 shows the comparison of permeability values of each sample. The variation of permeability values depends strongly on the percentage of plastics and fibrous material which are embedded in the fine fraction (< 10 mm in diameter). The lowest permeability was found for the sample from Thailand (average 8.04 x 10⁻⁹ m/s). A mid value was found in the sample from Germany (average 1.95 x 10⁻⁸ m/s) and the highest value was found in the sample from Luxembourg (average 7.71 x 10⁻⁷ m/s). The geotechnical properties of MBT material are improved: more homogenous, more dense, better compacted, low permeability and lot of water absorbing material.

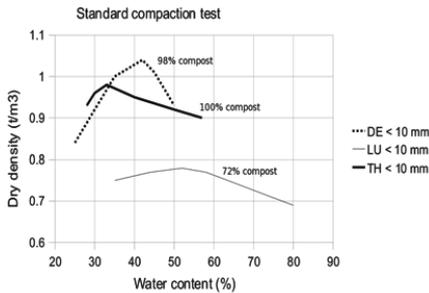


Fig. 2: Proctor density of MBT materials < 10 mm

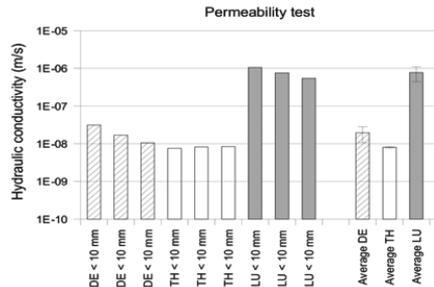


Fig. 3: Permeability of MBT materials < 10 mm

2.3 Eluate characteristics

Results in Table 1 show that MBT waste has a much lower specific pollutants load. The tests prove that the acidification is reduced by the MBT processes. The MBT material in this study shows a good trend in future utilization as it proved to be a safe material which contained very low amount of toxic contaminants such as lead, cadmium and arsenic.

Tab. 1: Characteristics of extracted eluate of MBT samples from three study areas

Parameters	Unit	Luxembourg	Germany	Thailand
pH	–	8.28	8.17	8
COD	mg/litre	3,631±137.7	2,185±219.8	2,783±147
NH ₄	mg/litre	19.91±2.6	21.09±0.6	29.35±5.4
SO ₄	mg/litre	866.67±297	1,041.67±266	1,633±185
Cl ⁻	mg/litre	616.67±58.9	675±81.6	608.3±31.1
Pb	mg/litre	0.252±0.09	0.295±0.07	0.220±0.04
Cd	mg/litre	0.003±0.0008	0.004±0.0009	0.004±0.0
As	mg/litre	ND	ND	ND

All values are given as the mean ± standard deviation; ND: not detected

2.4 MBT process and material characteristics

The summarized study of the MBT process and material characteristics is shown in Tab.2

Tab. 2: Summarized comparison of the MBT process and material characteristics in each country

	Luxembourg	Germany	Thailand
Mechanical process	Shredding, magnetic separator, screening machine (size of sieve ca. 150 mm), homogenization with leachate	Shredding, magnetic separator, screening machine (size of sieve ca. 80 mm), homogenization with leachate	Shredding, no screening machine
Biological process	Single stage: aeration 18-rotting tunnels with leachate recirculation, duration (6 weeks)	Two stages: <ul style="list-style-type: none"> indoor aeration composting heaps or aeration rotting tunnels duration (3 – 5 weeks) outdoor aeration composting heaps with or without turning machine, duration (9 – 12 weeks) 	Single stage: passive aeration chimney system trapezoidal composting windrow covered with coconut husks, duration (48 weeks)
MBT waste important characteristic	<ul style="list-style-type: none"> fine fraction < 10 mm is less than Germany Component remains more like the fresh waste lowest stabilized material lots of light and thin plastics remain in compost difficult to be compacted and become dense material 	<ul style="list-style-type: none"> highest percentage of fine fraction < 10 mm none of paper and metals dry and less smell of methane water content is highly reduced some of light and thin plastic remain in compost lower COD concentration than Luxembourg and Thailand 	<ul style="list-style-type: none"> highest percentage of coarse fraction > 40 mm lots of plastic bags less smell of methane significant reduced respiration activity TOC was reduced up to 8% homogenous compost

3 CONCLUSIONS

From the results, approximately 60% by weight of the fine fraction < 10 mm was found in the German MBT material. They help to save landfill space. Energy savings are achieved through materials recovery. In contrast, Luxembourg showed approximately 43% by weight of the same size of waste fraction. The trommel sieve size with the size of 150 mm does not help increase the small particle size of waste. Luxembourg should reduce the size of trommel sieve to increase amounts of biodegradable waste. The Thai MBT material presents high amount of the coarse fraction > 40 mm. An effort to increase screening facility in particular the proper size screening machine is an important factor to separate the recovery waste and biodegradable waste in the MBT system as well as the implementation of source separation for household waste.

Pretreatment technology causes a strong reduction of all common negative environmental impacts (smell, leachate, methane and unstable waste bodies) compared to untreated waste. It also enables to reduce climate change. It is a suitable solid waste management option and environmentally sound management for landfills in Germany, Luxembourg and Thailand. As the results in this study demonstrate, the high reduced impact on leachate showed no significant difference between Europe and Southeast Asia. Therefore, using that high cost MBT technology is not compatible with an effective waste and emissions reductions. Money and time savings could be achieved by implementing a low cost MBT technology.

4 ACKNOWLEDGEMENTS

This work was supported by a grant of the Fonds national de la Recherche (FNR) in Luxembourg.

REFERENCES

- Barone, F.S. (2008) Landfilling of stabilized waste after MBT. *Design and Operations*, Considerations. Golder Associates Ltd. Mississauga, Ontario.
- Bauer, J., Munnich, K. & Fricke, K. (2007) *Influence of hydraulic properties on the stability of landfills*. Sardinia 2007, 11th International waste management and landfill symposium.
- Binner, E. (2002) *The impact of mechanical-biological pretreatment on the landfill behavior of solid wastes*. Workshop Biowaste, Brussel.
- Fellner, J. (2008) *Waste Pre-treatment II (Mechanical-biological Treatment)*. Vienna University of Technology.
- Körner, I., Stegmann, R., Visvanathan, C. & Tränkler, J. (2006) TETRAWAMA: Teaching and training modules for higher education in the waste management sector. *e-book solid waste management in Asia*. TUHH, Hamburg University of Technology, Institute of Waste Resource Management, Germany.
- Leikam, K. & Stegmann, R. (1998) Ablagerungsverhalten mechanisch-biologisch vorbehandelter Abfälle. In *Biologische Restabfallbehandlung: Methoden, Anlagen und Perspektiven*. Edited by Beudt J. And Essenich S. Springer, Berlin, 219 – 230.
- Müller, W. & Fricke, K. (1993) Mechanisch-biologische Restmüllbehandlung unter Berücksichtigung der Aerob und Anaerobtechnik. *Integrierte Abfallwirtschaft im ländlichen Raum*. Edited by Fricke, K., Thome-Kozmiensky, K.J. & Neumüller, G. EF-Verlag für Energie und Umwelttechnik, Berlin, Germany, 259 – 522.
- Soyez, K. (2001) Mechanical-biological waste treatment – technologies, landfill behaviour and evaluation – results of the German Federal Research project on MBP (in German). Berlin: Erich-Schmidt-Verlag.
- Xie, M., Aldenkortt, D., Wagner, J.F. & Rettenberger, G. (2006) Effect of plastic fragments on hydraulic characteristics of pretreated municipal solid waste. *Can. Geotech. J.* Vol. 43, 1.333 – 1.343.
- Ziehm, G., Munnich, K. & Fricke, K. (2003) Deposition of mechanical-biologically treated municipal solid waste. *Proceedings Sardinia 2003, Ninth International Waste Management and Landfill Symposium*.

Möglichkeiten der energetischen Verwertung von Weintrester

B. Hollauf & W.L. Kepplinger

Montanuniversität Leoben, Institut für Verfahrenstechnik des industriellen Umweltschutzes, Leoben, Österreich

KURZFASSUNG: Rückstände aus der Weinerzeugung, so genannte Weintrester, können bislang nicht zufriedenstellend zur Energieerzeugung genutzt werden. Ziel eines Forschungsprojektes war daher die Entwicklung und Bewertung von Möglichkeiten zur energetischen Verwertung von Weintrester für einen österreichischen Weinerzeuger. Betrachtet wurde die Erzeugung von Biogas, die Verbrennung von mechanisch entwässertem Trester sowie von Tresterpellets und die Herstellung von Futtermittel. Der Einsatz in bereits bestehenden Biogasanlagen hat sich als einfachste Möglichkeit herausgestellt. Außerdem erscheint die Futtermittelvariante interessant, da sich ein Futtermittelerzeuger in unmittelbarer Nähe befindet und weil eine Erzeugungsanlage für Futtermittel mit relativ geringem Aufwand zur Pelletproduktion aufgerüstet werden könnte. Bei der Verbrennung von mechanisch entwässertem Trester kann der größte energetische Nutzen erzielt werden. Die Untersuchungen haben jedoch gezeigt, dass diese Variante derzeit noch nicht umgesetzt werden kann, da noch Optimierungsbedarf im Bereich der Feuerungstechnik zur Erreichung einer entsprechenden Abgasqualität besteht.

1 EINLEITUNG

Die Nutzung von Rückständen der Weinproduktion zur Energieerzeugung findet wegen der Möglichkeit fossile Brennstoffe einzusparen immer mehr Beachtung. Zudem besteht insbesondere bei größeren Weinbaubetrieben ein Interesse an Alternativen zur bisher überwiegenden landwirtschaftlichen Nutzung.

Der Beitrag bezieht sich auf Weintrester, da dies der mengenmäßig bedeutendste Rückstand bei der Weinerzeugung ist und der hohe Energieinhalt eine energetische Nutzung prinzipiell nahe legt. Da die Trestermenge nur in größeren Weinbaubetrieben erfasst wird, ist eine exakte Angabe der in Österreich anfallenden Trestermenge nicht möglich. Ausgehend von Literaturwerten (DWZ 2002, Österreich Wein 2009) kann jedoch für Österreich eine Trestermenge von etwa 100.000 Tonnen abgeschätzt werden.

Bislang wird die Möglichkeit der Energieerzeugung aus Trester nicht genutzt. Die schlechte Lagerbarkeit, der hohe Wassergehalt und nicht zuletzt auch der Umstand, dass die Rückstände nicht gleichmäßig über das Jahr verteilt, sondern naturgemäß nur während der Weinlese anfallen, stehen einer wirtschaftlichen Verwertung entgegen. Erschwerend kommt hinzu, dass Verwertungskonzepte nicht ohne weiteres auf andere Weinbaubetriebe übertragbar sind, da regionale Rahmenbedingungen die Art der Verwertung stark beeinflussen können. Daher wurden im Rahmen eines Forschungsprojektes am Beispiel Winzer Krems Möglichkeiten zur energetischen Tresterverwertung erarbeitet und bewertet. Die dafür notwendigen Grundlagen wurden in Versuchen mit Trester der beiden Hauptsorten Grüner Veltliner (GV) und Blauer Zweigelt (BZ) bestimmt. Dabei ist zu berücksichtigen, dass beim BZ-Trester im Gegensatz zum GV-Trester verfahrensbedingt keine Stiele, also nur die Schalen und Kerne enthalten waren. Im Beitrag sollen einige Versuchsergebnisse sowie die erarbeiteten Verwertungskonzepte kurz vorgestellt werden.

2 ERGEBNISSE TRESTERENTWÄSSERUNG

Die Entfernung des im Trester enthaltenen Wassers ist zur Erhöhung des Heizwertes für die Verbrennung entscheidend. Nach der Weinpresse beträgt der Wassergehalt des GV-Tresters im Mittel noch 66,8% bzw. des BZ-Tresters 63,4%, da bei der Weinerzeugung aus Qualitätsgründen eine schonende Pressung erforderlich ist. Mit einer Stempelpresse wurde untersucht, in wie weit der Trockensubstanzgehalt bei Steigerung des Pressdruckes erhöht werden kann. Außerdem sollte der Einfluss einer Stielabtrennung sowie der Zerkleinerung des Tresters auf die Entwässerungseigenschaften betrachtet werden (vgl. Abb.1).

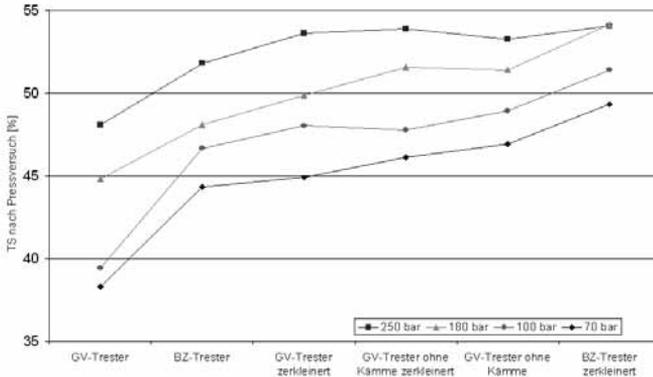


Abb. 1: Einfluss des Pressdruckes und des Probenzustandes auf den Trockensubstanzgehalt

Da in den Traubenstielen mit durchschnittlich 73,9% deutlich mehr Wasser im Vergleich zu den übrigen Tresterbestandteilen enthalten ist und sich das in den Stielen gebundene Wasser mechanisch kaum entfernen lässt, ist die Entwässerbarkeit beim GV-Trester deutlich schlechter. In Abb.1 ist außerdem erkennbar, dass unbehandelter Trester am schlechtesten zu entwässern ist. Die Abtrennung der Stiele bewirkt ebenso wie die Zerkleinerung eine Erhöhung des erreichbaren TS-Gehaltes. Daraus folgt, dass für eine großtechnische Umsetzung eine Zerkleinerung und weitergehende mechanische Entwässerung des Tresters nach der Weinpresse sinnvoll wäre.

Da eine Stempelpresse nur diskontinuierlich betrieben werden kann und daher in der Praxis nicht geeignet ist, wurden auch Entwässerungsversuche mit Schneckenpressen durchgeführt. Es konnte gezeigt werden, dass auch im großtechnischen Maßstab TS-Gehalte über 50% erreicht werden können, wodurch eine Stützfeuerung für die Verbrennung nicht nötig ist, da sich der Heizwert von ursprünglich < 6.000 kJ/kg auf über 8.000 kJ/kg erhöht.

3 ERGEBNISSE TRESTERVERBRENNUNG

Verbrennungsversuche wurden mit siliertem und pelletiertem Trester sowohl im kleineren (ca. 50 g Probenmenge) wie auch im großtechnischen Maßstab (ca. 1 Tonne Probenmenge) in einer 400 kW Wirbelschicht- sowie Rostfeuerungsanlage verbrannt. Erwartungsgemäß wurden wegen des hohen Stickstoffgehaltes im Brennstoff (bis zu 2,5% i.d. TS) erhöhte NO_x-Werte gemessen. Bei beiden großtechnischen Versuchen konnten die jeweils geltenden Grenzwerte (250 mg/Nm³, 13% O₂-Bezug bzw. 400 mg/Nm³, 11% O₂-Bezug) nicht eingehalten werden. Außerdem wurde beim Trester im Vergleich zu den jeweils untersuchten Referenzbrennstoffen (Holz, Biotreber) eine Neigung zur Bildung von Kohlenmonoxid festgestellt. Unter Berücksichtigung der nicht auf Trester optimierten Anlagen erscheint jedoch die Einhaltung der abgasseitigen Grenzwerte realistisch.

Bei der Verbrennung ist mit einer Aschemenge von durchschnittlich 4,5% der ursprünglichen Trestermenge zu rechnen. Ein hoher Kalium- ($> 20\%$) und Phosphorgehalt ($\sim 7\%$) legen eine Verwertung der Asche als Düngemittel nahe. Bei der Verwendung von bestimmten Pflanzenschutzmitteln auf Kupferbasis kann sich aber durch die Aufkonzentrierung in der Ver-

brennungsanlage ein erhöhter Kupfergehalt in der Asche ergeben, wodurch eine Verwertung verhindert werden kann.

4 MÖGLICHKEITEN ZUR ENERGIEERZEUGUNG AM BEISPIEL WINZER KREMS

Auf Basis der im Rahmen des Forschungsprojektes durchgeführten Versuche wurden für Winzer Krems drei Verwertungskonzepte zur Energieerzeugung aus Trester erarbeitet und bewertet. Zusätzlich wurde die Herstellung von Futtermittel betrachtet, da sich ein Futtermittelhersteller in unmittelbarer Nähe befindet. Folgend sollen die Verwertungskonzepte kurz vorgestellt werden.

Bei allen vorgeschlagenen Konzepten ist die Lagerung des Tresters unter Luftabschluss (z.B. Fahrsilo mit Folie) zur Vermeidung von Schimmelbildung erforderlich. Außerdem lässt sich ohne Zwischenlager ein wirtschaftlicher Anlagenbetrieb nicht realisieren. Die Lagerung ermöglicht einen ganzjährigen Betrieb und eine entsprechend kleine Dimensionierung der Anlagen.

4.1 *Biogaserzeugung*

Der spezifische Gasertrag von Frischtrester liegt zwischen 110 und 330 m³/Tonne (Genesys 2010). Bei der Fermentierung wurde von einem möglichen Tresteranteil von 30 Massen-% ausgegangen und vorausgesetzt, dass neben dem Trester eine ausreichende Menge an landwirtschaftlichen Reststoffen zur Verfügung steht. Vorteilhaft ist bei dieser Variante, dass eine Entwässerung bzw. Trocknung des Tresters nicht notwendig ist. Die Wirtschaftlichkeit der Anlage hängt stark von der Verfügbarkeit der Substrate ab. Nachteilig sind hohe Investitionskosten. Aus Sicht der Winzer Krems wäre daher der Trestereinsatz in den bereits in unmittelbarer Nähe bestehenden Biogasanlagen am einfachsten. Aus energetischer Sicht stellt die nur teilweise Umsetzung des Tresters einen Nachteil dar. In der in Biogasanlagen üblichen Verweilzeit ist die Umsetzung von Stielen und Kernen beispielsweise nicht möglich.

4.2 *Verbrennung von mechanisch entwässertem Trester*

Angelehnt an ein Verwertungskonzept für Brauereien, bei welchem Biertreber nach mechanischer Entwässerung mittels Siebbandpresse auf einem Rost verbrannt wird, wurde ein ähnliches Verfahren für Weintrester erarbeitet. Zur Tresterentwässerung eignet sich eine Schneckenpresse. Der Charme der direkten Verbrennung ist in der Einsparung der Trocknungsanlage zu sehen. Zwar verringert sich dadurch der Kesselwirkungsgrad der Rostfeuerungsanlage, der energetische Nutzen ist im Vergleich zu den alternativ vorgeschlagenen Konzepten dennoch am höchsten (vgl. Tab. 1). Grund dafür ist der niedrige Aufbereitungsaufwand und der daraus resultierende niedrige Strombedarf für den Betrieb der Anlagen. Die Verbrennungsversuche haben jedoch gezeigt, dass diese Variante derzeit noch nicht umgesetzt werden kann, da noch Optimierungsbedarf im Bereich der Feuerungstechnik zur Erreichung einer entsprechenden Abgasqualität besteht.

4.3 *Futtermittelproduktion*

Wegen des hohen Gehaltes an Polyphenolen im Weintrester wäre neben der energetischen Verwertung die Verwendung in Futtermitteln als Ersatz für Vitamin E interessant, speziell dann wenn der Marktpreis für Vitamin E hoch ist. Entscheidend und letztlich auch preisbestimmend ist ein möglichst hoher Gehalt an Polyphenolen. Beim Trester der Winzer Krems wurde ein Phenolindex von rund 800 mg/kg TS (Antipyrimmethode) festgestellt. Der Trester muss gemäß Angaben des Futtermittelproduzenten auch einen Trockensubstanzgehalt von mindestens 88% aufweisen und in einer entsprechenden Reinheit vorliegen. Für die Futtermittelherstellung wäre neben der Schneckenpresse zur mechanischen Entwässerung auch eine Zerkleinerungs- und Trocknungsanlage erforderlich.

Diese Variante bietet sich für die Winzer Krems an, da sich der Futtermittelhersteller in rund 20 km Entfernung befindet und dadurch die Transportkosten niedrig gehalten werden können.

4.4 Verbrennung von Tresterpellets

Zur Herstellung von Tresterpellets ist neben den benötigten Anlagen für die Futtermittelherstellung zusätzlich eine Hammermühle und Pelletierungseinheit nach der Trocknungsanlage erforderlich. Damit ist diese Variante aus anlagentechnischer Sicht relativ aufwändig. Vorteilhaft ist, dass je nach wirtschaftlichen Rahmenbedingungen Futtermittel und/oder Tresterpellets erzeugt werden könnten. Beide Produkte sind zudem lagerbar.

4.5 Energetischer Vergleich der Varianten

Zur Abschätzung des energetischen Wirkungsgrades der unterschiedlichen Konzepte wurde zunächst der Eigenbedarf in Form von Strom- und Wärmebedarf, wobei Strom und Wärme als gleichwertige Energie betrachtet wurden, sowie die erzeugbare Energie je Tonne Frischtrester berechnet. Das Verhältnis der resultierenden Nettoenergie zur Energie, die in 1 Tonne Frischtrester in Form des Heizwertes der Trockensubstanz (ca. 19.000 kJ/kg, 35% TS) steckt, zeigt welcher Anteil der theoretisch verfügbaren Energie im Trester genutzt werden kann. Gemäß Tab. 1 schneidet die Biogasvariante trotz moderatem Eigenenergiebedarf am schlechtesten ab. Das kann durch die nur teilweise Umsetzung der Organik zu Methan begründet werden. Im Falle einer Pelletierung ist zwar die erzeugbare Energie infolge eines hohen Kesselwirkungsgrades am höchsten, jedoch ist auch der Energiebedarf wegen der notwendigen Trocknung und Aufbereitung hoch. Aus energetischer Sicht wäre die Verfeuerung von mechanisch entwässertem Trester zu bevorzugen.

Tab. 1: Energetischer Vergleich der Verwertungsvarianten

	Biogas	Direkte Verbrennung	Futtermittel	Verbrennung von Pellets
Energiebedarf [kWh/Tonne Trester]	160	13	480	520
Energieerzeugung [kWh/ Tonne Trester]	800	1204	–	1440
Nettoenergie [kWh/ Tonne Trester]	640	1191	–	920
Wirkungsgrad [%]	35	65	–	50

5 AUSBLICK

Die Projektergebnisse können von Winzer Krems zur Lösung des bisherigen Tresterproblems genutzt werden. Derzeit ist zwar die Wirtschaftlichkeit der betrachteten Varianten noch nicht eindeutig gegeben, jedoch ist angesichts der erwartungsgemäß steigenden Energiepreise und der Diskussion rund um den Klimawandel absehbar, dass sich Investitionen in Konzepte zur energetischen Verwertung von Weintrester für die Weinerzeuger zukünftig lohnen werden.

Zur Klärung der offenen Fragestellungen betreffend Abgasqualität ist eine Fortführung des Projektes geplant. Außerdem sollen die Möglichkeiten zur Mitverbrennung näher untersucht werden, da durch den Einsatz in bestehenden Anlagen die geringe Tresterverfügbarkeit durch Regelbrennstoffe ausgeglichen werden könnte.

Dieses Projekt wurde aus Mitteln des Klima- und Energiefonds gefördert und im Rahmen des Programms „NEUE ENERGIEN 2020“ durchgeführt.

LITERATUR

- Arbeithuber, B. & Pexider, S. (2009) *Dokumentation 2009 – Aufbau Weinland Österreich*, Teil 1, Ausgabe Oktober 2009.
- DWZ (2002) Neue Aspekte bei der Verwertung von Abwässern und Reststoffen. *Die Winzerzeitschrift*, Heft 2, 38 – 41.
- Genesys Biogas AG Merkblatt M101 (2010) *Biogausbeute von Hofdüngern und Co-Substraten*

Petroleum Coke Fly Ash Use for Heavy Metals Removal from Acid Wastewaters

A. González & R. Navia

University of La Frontera, Scientific and Technological Bioresources Nucleus, Temuco, Chile

N. Moreno & X. Querol

IDAEA-CSIC, Department of Geosciences, C/Jordi Girona, Barcelona, Spain

ABSTRACT: This work is focused on the characterization of a Chilean petroleum coke fly ash (PCFA) from circulated fluidized bed combustion (CFBC), and its potential use in Cu^{2+} and Pb^{2+} removal from acid wastewaters (pH 4). CFBC-PCFA presents a high Ca and SO_3 content, being anhydrite the major crystalline mineral phase. Regarding to their environmental characterization, despite of its high Ni and V content, leaching tests allowed concluding that CFBC-PCFA is a non-hazardous residue. Heavy metals removal tests indicate that CFBC-PCFA is able to remove Cu^{2+} and Pb^{2+} mainly due to a precipitation process, at high liquid to solid ratios. According to these results, CFBC-PCFA may be used to remove heavy metals and neutralize acid wastewaters, suggesting a possible replacement of pure and costly alkaline materials.

1 INTRODUCTION

Research regarding petroleum coke fly ashes (PCFA) is increasing due to the use of petroleum coke (pet-coke) as low cost fuel (Wang et al. 2004). Petroleum coke is being currently burned by means of circulated fluidized bed combustion (CFBC) technology, which uses calcium compounds (e.g. calcite) to remove high sulphur dioxide generated during the petroleum coke combustion.

PCFA from CFBC have been already characterized (Anthony et al. 2007), detecting high contents of Ca, S, Mo, Sr, Ni and V. Research performance focused on the leaching of trace elements in fly ashes from coal/petroleum coke combustion was carried out, identifying as main leaching elements Ni, V, Mo and As. However, research about the CFBC-PCFA leachability has not been performed yet.

CFBC-PCFA have been already investigated as sulphur-source in alfalfa crops, and ameliorant of different types of soils (Chen et al. 2008). Furthermore, the possibility of employing CFBC-PCFA for the neutralization and heavy metals removal in acid wastewaters or to replace clay liners in landfills has been already reviewed (González et al. 2009)

Chile is a world leader in copper mining and production, facing environmental problems such as acid wastewaters with a high heavy metals content (Bezama & Sánchez 2006). Among the various remediation options, the most used and cost-effective is the addition of neutralizing agents such as magnesite, limestone and dolomite. Nevertheless, their use implies a high environmental and economic cost, due to the use of natural resources as raw materials (Watte et al. 2005).

Therefore, this work attempts to characterize CFBC-PCFA and evaluate their use for heavy metals removal in acid wastewaters.

2 MATERIALS AND METHODS

CFBC-PCFA selected for this study was obtained from a power plant located in Concepción, Bio-Bio Region, Chile, which burns 100% petroleum coke, and was used in its original form, without any treatment.

A physical, chemical and mineralogical characterization was performed for CFBC-PCFA. The chemical characterization was performed by means of special two step acid digestion (Querol et al. 1995). Physical characterization included loss on ignition (LOI), grain size distribution, and specific surface area by means of the BET method and morphology analyses through SEM-EDX. Crystalline forms were detected by means of X-ray diffraction (XRD).

The potential mobility of specific major and trace elements from the selected CFBC-PCFA was determined according to Chilean Hazardous Waste Management Regulation DS N°148, which employs as leaching test the US toxicity characteristic leaching procedure (TCLP-US EPA Method 1311), and the compliance European Leaching Test EN 12457 Part 2 procedure. Furthermore, heavy metals (Pb^{2+} and Cu^{2+}) removal efficiency from acid aqueous solutions were also performed. The major, minor and trace elements from the solutions obtained from the leachates and the bulk content were analyzed by inductively coupled plasma mass spectrometry (ICP-MS) and inductively coupled plasma atomic emission spectrometry (ICP-AES).

3 RESULTS

3.1 Characterization of petroleum coke fly ash from CFBC

CFBC-PCFA are characterized by a predominant contribution of crystalline phases, including anhydrite ($CaSO_4$), which is the main compound formed in the desulphurization process, and portlandite, lime and traces of calcite and quartz.

As major compounds, CaO (47.0%) and SO_3 (27.3%) were detected, whereas Ni (0.3%) and V (0.5%) were the most relevant detected trace elements. Ni and V high content could limit indeed the potential application of CFBC-PCFA. The obtained LOI value of 23% is high, which could be attributed to portlandite dehydration and carbonates calcination.

Regarding particle morphology, SEM-EDX analysis shows that CFBC-PCFA particles are irregular and that the coarser particles presented porous coke-like particles of unburned carbon material with angular and sharp edges (Fig. 1). Finer Ni-, V- and Ca-bearing particles were also detected. Despite the presence of unburned carbon, CFBC-PCFA specific surface area was low ($5\text{ m}^2/\text{g}$) compared to activated carbon (about $1,000\text{ m}^2/\text{g}$) (Babel & Kurniawan 2003). However, fly ashes with specific surface area ranging between $2 - 8\text{ m}^2/\text{g}$, have been already evaluated for possible utilization in environmental technology (Doherty et al. 2006). Particle size distribution analyses of CFBC-PCFA indicate a gauss-symmetric distribution with a mode value between 20 and $70\text{ }\mu\text{m}$, being the 90 percentile of $85\text{ }\mu\text{m}$.

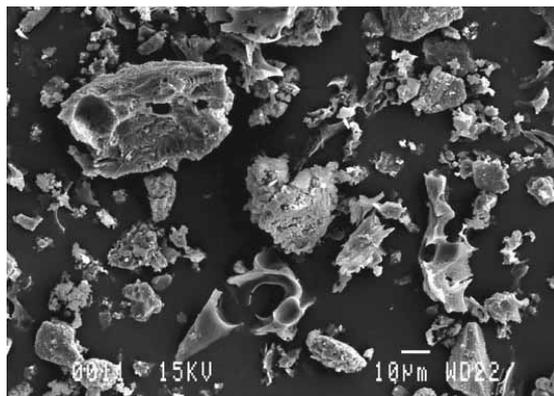


Fig. 1: SEM-EDX of CFBC-PCFA

3.2 Leaching tests

To assess the hazardous character of CFBC-PCFA, leaching tests were performed. Regarding to Chilean Hazardous Waste Management Regulation (Data not shown), all measured elements from CFBC-PCFA leaching were below the maximum permissible concentrations.

Regarding to the European Norm 12457-2, CFBC-PCFA may be also characterized as a non-hazardous material (Tab. 1). In this test, the leachate reached an alkaline pH value of 10.7 and electric conductivity (EC) of 10,330 $\mu\text{S}/\text{cm}$. pH and EC values indicate a high dissolution of CFBC-PCFA species, most of them associated to calcium compounds. Major elements such as SO_4^{2-} and Ca^{2+} were detected in high concentrations of 19,335 and 19,508 mg/kg, respectively. These values indicate that anhydrite dissolved during the leaching test. Therefore, according to both EN and Chilean leaching tests procedures, CFBC-PCFA could be classified as a non hazardous material.

Tab. 1: Leaching batch test according to European Norm EN 12457-2. Limit values from Council Decision 2003/33/EC

	Non-hazardous	Hazardous (mg/kg)	CFBC-PCFA sample
As	2	25	0.02
Ba	100	300	1.21
Cd	1	5	< 0.01
Cr	10	70	0.22
Cu	50	100	0.03
Mo	10	30	2.18
Ni	10	40	0.25
Pb	10	50	0.02
Se	0.5	7	0.04
Zn	50	200	0.06
SO_4^{2-}	20,000	50,000	19,335

3.3 Cu^{2+} and Pb^{2+} removal kinetics

Fig. 2 shows the removal kinetics for Cu^{2+} and Pb^{2+} at variable pH using CFBC-PCFA. Using the dose of 0.2 g/litre, the equilibrium was reached at 240 minutes (4 hours) and a 90% removal efficiency was obtained for Cu^{2+} . In the case of Pb^{2+} , the equilibrium was reached also at 240 minutes with an 87% removal efficiency.

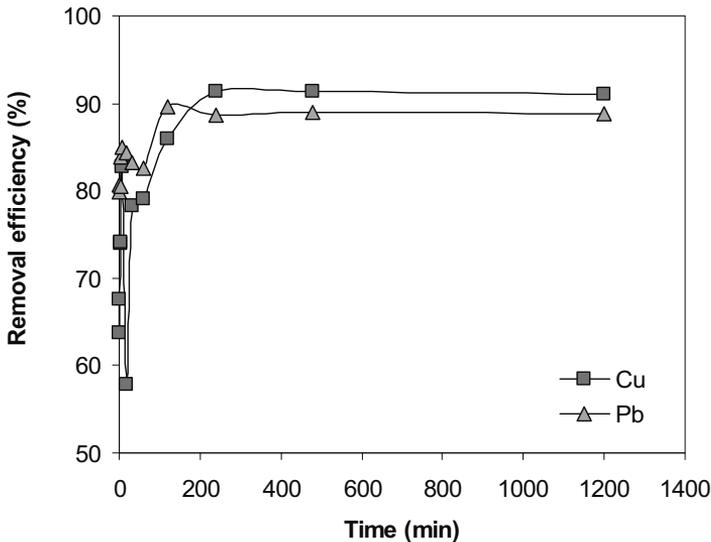


Fig. 2: Cu^{2+} and Pb^{2+} removal kinetics using CFBC-PCFA dose of 0.2 g/litre

Cu²⁺ removal kinetics showed two different stages (Fig. 2): (1) between 0 – 8 minutes, and (2) starting on 16 minutes until 20 hours. To explain this particular behavior, a SEM-EDX and XRD of the arising CFBC-PCFA before 8 minutes and at 20 hours were performed. Both materials showed the formation of a crystalline mineral phase of posnjakite (Cu₄SO₄(OH)₆H₂O). The differences between both CFBC-PCFA are the crystallization degree and morphology, being more crystalline the posnjakite at 20 hours and with a totally different morphology. It can be concluded that during Cu²⁺ removal, the main involved mechanism could be precipitation, corroborated by the formation of the posnjakite mineral phase.

Regarding to Pb²⁺ removal kinetics, it was observed that pH values remain almost constant (10.7) during the performed experiments. Due to these high pH values, it is possible to attribute the obtained removal efficiencies to a precipitation process, although a precipitated mineral phase (as occurred in Cu²⁺ removal) was visually not detected. The resulting CFBC-PCFA were analysed by SEM-EDX and XRD. It was observed a pale powder onto CFBC-PCFA particles, containing Pb, S and O, suggesting the formation of a precipitate (probably PbSO₄) that was not detected by XRD.

4 CONCLUSIONS

The reuse of CFBC-PCFA in heavy metals removal from acid wastewaters for the replacement of raw alkaline materials is proposed. Removal kinetics tests show high removal efficiencies for Cu²⁺ and Pb²⁺, being precipitation the possible main mechanism. Moreover, according to European and Chilean leaching tests, CFBC-PCFA should be considered as a non hazardous waste, despite its high Ni and V contents.

5 ACKNOWLEDGMENTS

To the FONDECYT Projects 1060309 and 7070022, CONICYT-CSIC Project 2007-136, 2007CL0014 CSIC/CONICYT and CONICYT Interchange scholarship for financial support. To Carles Ayora from Geosciences Department from IDAEA-CSIC and Josep Elvira from IJA-CSIC for their advices and commentaries

REFERENCES

- Anthony, E.J., Iribarne, A.P. & Iribarne, J.V. (2007) Fouling in a utility-scale CFBC boiler firing 100% petroleum coke. *Fuel Process Technology* 88, 535 – 547.
- Babel, S. & Kurniawan, T. (2003) Low-cost adsorbents for heavy metals uptake from contaminated water: a review. *Journal of Hazardous Materials* B97, 219 – 243.
- Bezama, A. & Sánchez, M. (2006) State-of-the-art management technologies for contaminated soils and groundwaters with focus on the copper industry. I International Workshop on Process Hydro-metallurgy-Hydroprocess. GECAMIN, Iquique, Chile, 2006, October 11 – 13.
- Chen, L.M., Kost, D. & Dick, W.A. (2008) Petroleum coke circulating bed combustion product as a sulfur source for alfalfa. *Communications in Soil Science and Plant Analysis* 39, 1993 – 2008.
- Doherty, R., Phillips, D.H., McGreough, L., Walsh, K.P. & Kalin R.M. (2006) Development of modified fly ash as a permeable reactive barrier medium for a former gas plant site, Northern Ireland. *Environmental Geology* 50, 37 – 46.
- González, A., Moreno, N. & Navia, R. (2009) Fly ashes from coal and petroleum coke combustion: Current and innovative potential applications. *Waste Management Research* 27, 976 – 987.
- Querol, X., Whateley, M.K., Fernández-Turiel, J.L. & Tuncali, E. (1995) Geological controls on the mineralogy and geochemistry of the Bepazarli lignite, Central Anatolia, Turkey. *International Journal of Coal Geology* 33, 255 – 271.
- Wang, J.S., Anthony, E.J. & Abanades, J.C. (2004). Clean and efficient use of petroleum coke for combustion and power generation. *Fuel* 83, 1,341 – 1,348.
- Watte, B.J., Sibrell, P.L. & Schwartz, M.F. (2005) Acid neutralization within limestone sand reactors receiving coal mine drainage. *Environmental Pollution* 137, 295 – 304.

Torrefaction – Fuel of the Future or Technical and Economical Mistake?

M. Englisch & A. Rubick
ofi, Wien, Austria

ABSTRACT: Torrefaction is currently leaving laboratory scale. The new technology for upgrading solid biomass to 2nd generation solid biofuels is developed in parallel by different teams in Europe, the USA and Asia, investigating a wide variety of reactor types and reaction conditions in industrial scale. Torrefied material shows superior properties compared with solid biomass raw materials. The potential market ranges from fuel for power plants to raw materials for syn fuel production. It offers the possibilities of using cost efficient logistic systems only found for coal.

1 INTRODUCTION

Torrefaction – the thermal upgrading of solid biomass – is supposed to become a key technology for opening up huge resources of unused biomass and enabling an easier use of biomass in coal fired power plants. Several R&D groups all over Europe and North America have been engaged in this topic for the last few years – now the development reached the level of starting first industrial productions in 2010/2011.

The torrefaction process involves heating biomass to a temperature between 240 – 320 °C in the absence of oxygen. This heating drives off the moisture and part of the volatile organic components in form of torrefaction gases (gas with low net calorific value). Most of the energy of the biomass is retained in the torrefied product. The result is a friable material with an energy density and physical characteristics closer to coal. The torrefied biomass can subsequently be densified into, for example, pellets or briquettes for easier and cheaper handling, shipping and storage.

Torrefied biofuel is supposed to have high potential as international energy commodity; due to upgraded properties, torrefied pellets are expected to become the next generation of solid biofuels:

- energy density around 15 – 18 GJ/m³ compared to 11 GJ/m³ (pellets) → transport, storage volume and costs can be reduced dramatically,
- feedstock diversity – flexibility to produce a fairly homogeneous product from a very heterogeneous bundle of biomass → input ranges from woodchips, stumps and other forest residues, short rotation wood, straw, switch grass, palm oil kernels, agricultural residues to recovered wood and solid recovered fuel,
- hydrophobic material → can be stored outdoors,
- slow biodegradation rate → no heat-up in storage and
- Coal-like grindability → can be directly used within coal firing applications.

It is supposed that in the second half of the 2010 decade, significant quantity of the new fuel, together with licences for the technology will become available. Although highly demanded, the products are facing typical problems of promising innovations. Within the biomass branch and the target markets there is neither a common understanding nor do any guidelines, standards or regulations exist as it is generally unknown how to deal with the new fuel.

Tab. 1: Plants operating/under construction (start up planned till 2011, list not complete, mainly based on (Forest Energy monitor 2009), press releases and personal information, no guarantee for accuracy). Be aware that the prices listed include a very different scope of supply and most are based on pilot- or demonstration units. They shall not be taken as indication for industrial investments but show the lack of reliable information for potential customers

Company (consortium)	Country	Capacity available in 2010/2011 [tons/year]	Investment (million Euro)
Pechiney	France	12,000	2.9 (in 1985)
EBES/Andritz AG/ Polytechnik	Austria	10,000	3.9 (Pilotplant, incl. pelletisation)
Thermya	France/Spain	20,000	4 (torrefaction only)
4 Energyinvest/Stramproy Green/Essent	Belgium/Netherlands	40,000	13
ECN/Vattenfall	Netherlands/Sweden	40,000	5.2 (60,000 tons/year; [1])
Atmosclear SA	Swiss/Latvia	50,000	–
Topell/RWE	Netherlands	60,000	15
Torr Coal	Netherlands	70,000	–
Integro Earth fuels	USA	84,000	12 (million US-\$)

1.1 General aspects

When this article was written, no industrial production was in full operation. Although many different teams are working on the technology, only the proof of principle based on laboratory experiments and short time runs on machines not originally dedicated to torrefaction feed the expectations. Only the Pechiney demonstration plant, which was operated for a few years in the 1980s can be considered as state-of-the art technology (Bergman et al. 2005). The process used wood from the forestry in the near surroundings (location La Val de Cere, France) and was designed to produce 12,000 ton/year torrefied wood. The main product by mass was torrefied wood for the metallurgic industry (cokes substitute, required high content of fixed carbon). The leisure market (e.g. barbeque, cooking) was seen as another market to exploit the produced torrefied wood. With an energy efficiency of less than 82% for the torrefaction process alone and estimated 65 – 75% for the total process including propane as support fuel and electricity, long residence times and poor economic parameters (total production costs were estimated in the range of 150 – 180 Euro/ton product. Without the costs for biomass feedstock of approx. 31 Euro/ton a.r., the production costs amounted approx. 100 Euro/ton product), this process is not acceptable for large-scale production of torrefied biomass for co-combustion in existing power plants. ECN (Energy Research Centre of the Netherlands) analysed the Pechiney process in more detail and concluded that even scale up will not improve the economic situation substantially since the applied reactor technology is expensive and has poor scale-up characteristics (Bergman et al. 2005). It seems, that this ECN evaluation inspired different research groups to investigate alternative technologies, see below.

1.2 Technology Review

A typical torrefaction reactor needs to combine two main process tasks. These are heating the biomass to the desired torrefaction temperature, including the drying of the residual moisture of the pre-dried biomass and holding it at this temperature for a specific period of time (Bergman et al. 2005). The (reactor) technology applied in these areas can roughly be divided in two main categories:

- Indirectly-heated. The biomass is in indirect contact (by means of a wall) with the heat carrier. The indirectly heated (with oil) screw reactor applied in the Pechiney process is a good example. Most of the carbonisation and slow pyrolysis processes are based on this principle (rotary kilns, indirectly-heated screw reactor), but also some drying technology is based on this technology (e.g. steam tube dryer, superheated steam dryers).
- Directly-heated. The biomass is brought in direct contact with a gaseous heat carrier. The reactor proposed in the superheated steam torrefaction concept is such a reactor. Most of the

drying technology (conductive dryers) is based on this technology; louvre and rotary drum dryers, tunnel dryers, fluidized bed dryers. Also many gasification technologies are based on this principle (moving-bed, fluidised bed, entrained-flow), but with the remark that in gasification the biomass is partly oxidised.

Torrefaction itself is not a stand alone process. It needs raw material preparation or pre-processing steps:

- Chipping: Depending on the torrefaction technology raw material particle size demands range between wood chip class G 50 (e.g. Ebes) and a quite uniform particle size of approx. 5 mm (e.g. Topell).
- Predrying requirements also varies between 5 – 15%. For all indirect heated reactors, higher water content, decreases throughput of the reactor. Additionally, the water transferred to the torrefaction gas reduces its heating value.

To obtain a defined torrefied product three parameters are of importance: the reaction or torrefaction temperature, the residence time and the heat transfer between heating media. In case of indirect heated systems the product contact time with the hot surfaces is most important, in case of directly gas heated systems the turbulence and diffusion have to be considered.

After torrefaction, cooling of the product in an atmosphere with reduced or without oxygen is necessary. A minimum of 175 °C is required even though there are authors that consider the maximum required temperature to be 150 °C (Bergman et al. 2005, Forest Energy monitor 2009, Bergman 2005, Bergman & Pells 2006, Haintz 2009, Englisch & Wild 2009) before the material can be released to air environment, to prevent self ignition or spontaneous combustion.

After torrefaction, the material contains particles similar to the input material in case of moving bed reactors, for other reactor types a grinding effect occurs due to the moving and mixing actions in the reactors leading to an increased fine fraction. However, disintegration is desired anyway to gain a powder. In case of e.g. Thermya, a double roll grinder, in case of e.g. EBES a hammer mill grinds the material to a homogeneous product.

This torrefied powder is either directly sold to customers (e.g. TorrCoal, Thermya) or further processed to pellets (e.g. EBES, ECN).

1.3 Quality of torrefied biomass

Torrefied products can be described by 3 most important parameters:

- grindability of product: yet not defined for torrefied products, if compared with coal, the hardgrove index may be used,
- resistance to water: water is only adsorbed on the surface, mechanical dewatering is possible and drying is comparatively easy. Torrefied pellets do not disintegrate in water. There is currently no test method to measure this quality and
- The degree of torrefaction in % (Englisch & Wild 2009) is a parameter that describes the remaining content of volatiles in the final product:

$$\text{torrefaction} = 100 - \frac{V_{\text{dry, torr}}}{V_{\text{dry, raw}}} \times 100 \quad (1)$$

Where V are volatiles determined according EN 15148. With increasing reaction temperatures and residence times, the content of volatiles reduces till finally a charcoal product is produced

1.4 Economic aspects

Torrefied biomass shows increasing heating value with increasing degree of torrefaction. As an example, raw coniferous wood, e.g. wood pellets, have a net calorific value (ncv) of approx. 18,800 J/g (dry and ash free = daf) and charcoal has a ncv of 34,000 J/g (daf).

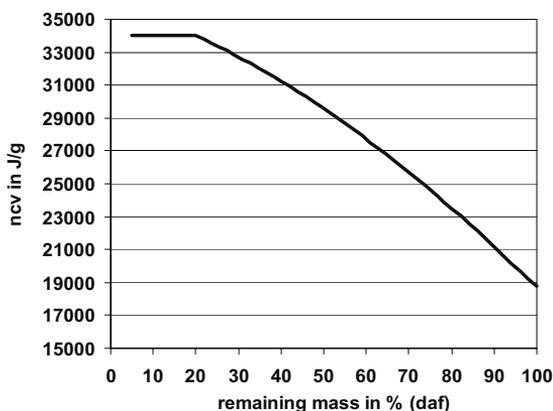


Fig. 1: ncv as function of mass decrease during torrefaction, example wood

Torrefaction aims at a torrefaction degree of 5 – 15% resulting in mass losses of approx. 20 – 40%. Due to the increase of the ncv of the remaining torrefied biomass, most of the energy content is retained in the product. In most processes, the energy content in the torrefaction gases is used to supply the energy demand of the plant. Energy losses shall be small and the product offers the advantages listed in clause 1.

2 EXPERIENCE FROM THE AUSTRIAN PILOT PLANT

The first Austrian torrefaction pilot plant is currently under construction. The consortium of EBES, Andritz AG, Polytechnik and ofi develops an own and completely new designed process including torrefaction and pelletisation. It is built on a site formerly used for sewage sludge drying using some of the existing equipment (e.g. buildings, band-drier). In the planning phase the consortium faced the problem of little reliable data for calculating mass and energy balances and no data available concerning safety issues. In a preceding research project, fire and explosion hazards appeared to become of major importance. During test runs on different equipment, several fires occurred (e.g. in torrefaction reactors, in stored torrefied material, in compacting devices). Thus, the design of a torrefaction plant has to account for new safety issues.

The decomposition products (torrefaction gas) contain water, volatile organic compounds, tars and dust. A mixture that is very difficult to handle and to keep under control in a continuous process. However, similar problems are known from gasification plants. The developed process will combust these gases in a combustion chamber for biomass that requires no other fuels except the raw material for torrefaction for back up fire and the torrefaction gases.

REFERENCES

- Bergman, P.C.A. & Pells, J.R. (2006) Final Report Project Nr. 0268-04-04-40-007.
 Bergman, P.C.A. (2005) ECN-report ECN-C-05-073 Combined torrefaction and pelletisation The TOP process.
 Bergman, P.C.A., Boersma, A.R., Zwart, R.W.R. & Kiel, J.H.A. (2005) ECN-report ECN-C-05-013 Torrefaction for biomass co-firing in existing coal-fired power stations "BIOCOAL".
 Englisch, M. & Wild, M. (2009), Pellets mit höherem Energieinhalt durch selektive Karbonisierung des Rohmaterials, FFG project report 819023.
 Haintz, J. (2009) ACB-Process description, intermediate safety report
 Hawkins Wright (2009) 2A Blake Mews, Kew, Richmond, Surrey, TW9 3GA United Kingdom (2009) Forest Energy.
 Oral information, Thermya.

Carbon Capture Storage (CCS)

V. Theodoridou

Montanuniversität Leoben, Lehrstuhl Wirtschafts- und Betriebswissenschaften, Leoben, Österreich

KURZFASSUNG: Die Abscheidung und langfristige Speicherung von CO₂ (Carbon Capture and Storage – CCS) stellt eine Möglichkeit dar, die anthropogenen CO₂-Emissionen in die Atmosphäre zu verringern. Dabei handelt es sich um eine neuartige Technologie, welche sich in der Entwicklungs- und Erprobungsphase befindet. Der vorliegende Bericht bietet als erstes einen Einblick in den derzeitigen technischen Entwicklungsstand. Da die technische Machbarkeit, trotz offener Fragen, nicht den primär hemmenden Faktor für den CCS Einsatz darstellt, wird zunächst der Fokus auf die weiteren Einflusskriterien gelegt. Als solche gelten ökonomische, politische und soziale Aspekte. Die fehlende gesellschaftliche Akzeptanz, das Fehlen von nationalen Rechtsrahmen und zuständigen Behörden, sowie die unbefriedigende Wirtschaftlichkeit werden als jene kritische Kriterien identifiziert, die aktuell den CCS Einsatz im wesentlichen hemmen. Da der Klimaschutz ein zeitkritisches Problem ist, das zügiges Handeln erfordert, werden abschließend Empfehlungen ausgesprochen, welche das Vorantreiben der Technologie unterstützen.

1 EINLEITUNG

Die Europäische Union hat sich 2007 im Rahmen des Energie- und Klimapaketes zur Senkung des Treibhausgasausstoßes bis 2020 um mindestens 20% gegenüber 1990 bekannt. Um diese ambitionierten Reduktionsziels zu erreichen, sollte durch den erhöhten Einsatz von erneuerbaren Energien, die Steigerung der Energieeffizienz und die Abscheidung und geologischen Speicherung von CO₂ ermöglicht werden. Laut der International Energy Agency (IEA 2008) wird im Zeitraum 2006 bis 2030 ein Anstieg der globalen energiebedingten CO₂-Emissionen um 45% sowie eine Verdoppelung des weltweiten Energiebedarfs erwartet. Angesichts dieses Problems wird die Nutzung aller möglichen Optionen zur Senkung der CO₂-Emissionen notwendig, wenn Klimaschutz betrieben werden soll.

CCS ist in vielen Belangen eine neuartige Technologie. Der vorliegende Bericht bietet als erstes einen Einblick in den derzeitigen Entwicklungsstand von CCS. Ausgehend von der Technik im Bereich der Abscheidung über den Transport und die geologischen Speicherung von CO₂, werden die einzelne Prozessschritte erläutert, um so eine Übersicht über den gesamten Prozess zu erhalten. Eine Auflistung der aktuellen CCS EU Demonstrationsprojekte schließt den technischen Teil ab.

In weiterer Folge wird der Fokus auf jene Kriterien gelegt die einen Einfluss auf den CCS Einsatz bewirken. Die aktuellen ökonomischen, politischen und sozialen Aspekte werden diskutiert und dienen als Basis für die abschließende Ableitung der notwendigen zukünftigen Schritte.

2 GRUNDLAGEN DER CCS – TECHNOLOGIEN

Das Grundprinzip von CCS ist es, das durch große stationäre Quellen (Kohlekraftwerke, Stahlwerke Zementwerke und Erdölraffinerien) erzeugte Kohlendioxid abzuscheiden und sicher in den Untergrund einzulagern, bevor es in die Atmosphäre entweicht. Die Prozesskette umfasst die Schritte der Abscheidung und Verdichtung, des Transports sowie der Speicherung.

2.1 CO₂ Abscheidung und Verdichtung

In der CCS Verfahrenskette ist Abscheidung von CO₂ der bisher am wenigsten etablierte Prozess. Bei der Abscheidung werden drei Prozessfamilien unterschieden, wobei die Abtrennung vor, während oder nach dem Verbrennungsvorgang erfolgt. Die Prozesse sind unterschiedlich weit entwickelt und werden derzeit gleichzeitig erforscht und in Pilotanlagen erprobt.

- **Pre-Combustion:** CO₂-Abtrennung vor der eigentlichen Verbrennung: Beim Einsatz von Kohle als Brennstoff, wird es zunächst vergast (Integrated Gasification Combined Cycle IGCC) und das gebildete CO mit Wasserdampf zu H₂ und CO₂ reformiert. Das CO₂ kann durch physikalische Absorption aus dem Brenngas entfernt werden. Der Prozess zeichnet sich durch die leichtere CO₂ Erfassung und hohe Effizienz aus. Obwohl die CO₂ Abscheidung bei höherer Konzentration und unter höherem Druck mit geringerem Prozess- und Energieaufwand durchführbar ist, hat bisher Pre-Combustion aufgrund seiner Komplexität und der hohen Investitionskosten den wirtschaftlichen Durchbruch noch nicht geschafft. Aktuell gibt es wenige nach dem IGCC-Konzept arbeitende Kohlevergasungsdemonstrationskraftwerke. Ein vergleichbarer Prozess kann auch mit Erdgas durchgeführt werden, wobei die Kohlevergasung durch eine Reformierung des CH₄ zu Synthesegas ersetzt wird.
- **Post-Combustion:** CO₂-Abscheidung aus dem Rauchgas nach der Verbrennung. Die Abtrennung gasförmiger Bestandteile aus dem Rauchgas ist im Rahmen der Umweltschutztechnik (SO₂ oder NO_x Abscheidung) ein bekannter Verfahrensschritt. Die Herausforderung bei der CO₂ Abtrennung liegt an den bis zu etwa zwei Größenordnungen höheren Massenströmen. Es werden verschiedene Abscheidungsprinzipien erwogen, die sich auf die Absorption, die Adsorption, die Verflüssigung und auf Membranverfahren stützen. Das Prinzip der chemischen Adsorption in einer wässrigen Aminolösung wird bereits in kleineren Maßstab kommerziell genutzt. Der große Vorteil der Post-Combustion liegt in der Möglichkeit der Nachrüstbarkeit von bestehenden Kraftwerken. Der Nachteil dieser Prozessfamilie sind die hohen Betriebskosten – vor allem die variablen Kosten für Absorber und degenerierte Flüssigkeiten.
- **Oxyfuel:** Diese Verfahrensfamilie zeichnet sich durch die Verbrennung von kohlenstoffhaltigen Brennstoffen mit reinem Sauerstoff aus. Das Rauchgas nach der Rauchgasreinigung besteht im wesentlichen aus einem CO₂-H₂O Gemisch. Nach der Auskondensation des Wasserdampfes erhält man ein CO₂ reiches Rauchgas. Der Prozessschritt der Luftverflüssigung für die Bereitstellung des Sauerstoffes wird zwar großtechnisch eingesetzt, weist jedoch einen sehr hohen Energieaufwand von 250 – 270 kWh/Tonne O₂ auf. Mögliche Optionen wären der Einsatz von Membranen sowie die Nutzung von Metalloxiden als Sauerstoffträger.

Das gasförmige CO₂ wird nach der Abscheidung transportfähig konditioniert. Da sein kritischer Punkt bei ca. 31 °C und 73 bar liegt, wird das CO₂ in den superkritischen Zustand gebracht und kann dann transportiert werden. Der hierzu benötigte Energieaufwand ist erheblich und beeinflusst wesentlich die Wirtschaftlichkeit des Gesamtprozesses.

2.2 CO₂ Transport

Für den CO₂ Transport in großen Maßstab kommen aus energetischer, ökonomischer und ökologischer Sicht nur Pipelines und große Schiffstanker in Betracht (Wuppertal Institut 2008). Obwohl der Transport über Pipelines kontinuierlich, relativ umweltfreundlich und kostengünstig ist, ist der Aufbau eine Pipeline-Infrastruktur sehr kostenintensiv. Der Schiffstransport ist flexibler, benötigt allerdings auch eine Be- und Entladestruktur. Der Aufbau der notwendigen Infrastruktur ist ein gegenwärtiges Diskussionsthema. Ungeklärte Punkte sind sowohl die Finanzierung wie auch die Überwachung und Wartung der benötigten Infrastrukturen.

2.3 CO₂ Speicherung

Für die langfristige Endlagerung von Kohlendioxid existieren vielfältige Möglichkeiten. Nachstehend folgt eine Übersicht und erste Bewertung des Potentials von CO₂-Endlagerstätten.

Tab. 1: Weltweite Kapazitäten für die CO₂-Speicherung (Kranzmann 2005)

	Kapazität (Gt CO ₂)	Sicherheit	Technische Hürden	Rel. Kosten (Euro/Tonne CO ₂)
Öl/Gas Reservoir	100e	gut	hoch	niedrig: 5 – 10
Salzwasser Aquifere	100e – 1.000e	möglicherweise gut	mittel	niedrig: 15 – 20
Kohleschichten	10 – 100e	wahrscheinlich schlecht	niedrig	niedrig
Mineralhohlräume	100e	gut	hoch	hoch
Ozean CO ₂ Lösung	1.000e – 100.000e	mittel	mittel	niedrig: ca. 15
Tiefsee CO ₂ Pool	1.000e – 100.000e	wahrscheinlich gut	niedrig	hoch: 60 – 80
Aufforstung	10 – 100e	gut	hoch	niedrig: 5 – 10

In Tab. 1 ist ersichtlich dass es zwei wesentlichen Speichermöglichkeiten gibt: die Salzwasser Aquifere und die Speicherung in Weltmeeren, sei es als gelöstes CO₂ oder als Tiefseepool. Die EU CCS Richtlinie verbietet die Speicherung von CO₂ in der freien Wassersäulen der Ozeane. Favorisiert wird die Speicherung in Salzwasser-Aquifere wie sie bereits von der Firma Statoil praktiziert wird. Die nachfolgende Tab. 2 bietet einen Überblick über sechs aktuelle CCS EU-Demonstrationsprojekte.

Tab. 2: Aktuelle EU-Demonstrationsprojekte

Porto-Tolle (ITA)	CCS-Projekt in einem 660MW Kohlekraftwerk (250MW Output), Speicherung in Offshore-Aquiferen (Enel)
Rotterdam (NL)	Post-combustion Projekt mit Speicherung in einem ausgeförderten Gasfeld (E.ON Benelux & Electrabel)
Belchatow (POL)	250 MW CCS im größten BK-Kraftwerk Europas (PGE EBSA)
Compostilla (ESP)	Oxyfuel & fluidised bed technology (30MW Pilot-KW/Upscaling auf 320 MW). Speicherung in salinen Aquiferen (ENDESA)
Hatfield (UK)	900 MW IGCC Kraftwerk mit CCS, Speicherung in offshore-Gasfeld (Powerfuel Power Ltd.)
Jaenschwalde (DEU)	Oxyfuel & Post Combustion Technologie (Vattenfall)

3 ÖKOMIE VON CCS

Entscheidend für den Einsatz der CCS-Technologie ist seine Wirtschaftlichkeit. Die CCS Komponentenkosten gestalten sich wie folgt:

Tab. 3: CCS Komponentenkosten (Dürr 2009)

Komponente	je Tonne/CO ₂ minimal [Euro]	je Tonne/CO ₂ maximal [Euro]
Abscheidung am Kraftwerk	11,00	55,00
Abscheidung aus Gas	3,70	41,00
Industrielle Abscheidung	18,75	86,25
Transport	0,70	8,00
Geologische Speicherung	0,30	9,00
Monitoring	0,10	0,3

Die Ökonomie von CCS korreliert mit dem Kohlendioxidpreis im Emissionshandel. An dieser Schwelle entscheidet sich die Wirtschaftlichkeit der CCS-Technologie. Ist der Preis höher als die Vermeidungskosten, kann sich die CCS-Technologie durchsetzen. Bisher stehen die Chancen sehr gut, wie auch Studien der Unternehmensberatungen McKinsey und Prognos zeigen. Da aktuell die Kosten für die Demonstrationsprojekte deutlich über den CO₂-Preisen liegen, haben die G8 Konferenz von Gleneagles und die EU Marktanzreizprogramme ausgelegt, um die ersten 20 (G8) bzw. 12 (EU) großmaßstäblichen CCS-Projekte zu fördern. Eine wesentliche Kostensenkung wird dann erwartet, wenn CCS die Lernkurve durchlaufen hat.

4 CCS UND GESELLSCHAFTLICHE AKZEPTANZ

Seit 2003 sind 23 Studien zur Akzeptanz von CCS durchgeführt worden. Auch im Rahmen des EU-Forschungsprojektes „ACCSEPT CO₂ Capture and Storage“ sind wichtige Empfehlungen für die öffentliche Kommunikation sowie die rechtlichen Rahmenbedingungen und Arrangements formuliert. Bei der Auswertung dieser Studien kristallisierte sich heraus, dass das Thema CCS in der Bevölkerung weitgehend unbekannt ist. Auch der Zusammenhang zwischen Klimawandel und seinen Ursachen ist wenig bekannt bis unbekannt (Wuppertal Institut 2008). Da die Studien nachweisen, dass eine Steigerung des Informationsgrades über die CCS Technologien und ihren Nutzen die Akzeptanz erhöht, sind alle Akteure gefordert, diesem Informationsdefizit in der Bevölkerung entgegenzuwirken. Informationen über die Technologie, ihrem Einsatz und Nutzen sowie möglichen Risiken könnten einen aufgeschlossenen Zugang gewährleisten.

5 POLITISCHES UMFELD

Einen geeigneten Rechtsrahmen für CCS bietet die am 23. April 2009 verabschiedete EU Richtlinie 2009/31 zur geologischen Speicherung von Kohlendioxid. Es geht dabei um Leitlinien: die Auswahl, den Betrieb, die Schließung und die Überwachung der Speicher, sowie Nachsorge- und Haftungsfragen. Die einzelne EU Mitgliedsstaaten sind aufgefordert bis 25. Juni 2011 ein entsprechendes nationales Rechtsumfeld zu schaffen. Die Umsetzung in nationales Recht gestaltet sich teilweise schwierig. Als wesentliche Kritikpunkte werden die unerforschten Risiken, die Irreversibilität, die Ewigkosten der Lagerung, die Nutzungskonflikte mit Geothermie und Druckluftspeicher sowie die hohe Subventionen zu Lasten erneuerbare Energien genannt. Die Industrie bemängelt ihrerseits das Fehlen von zuständige Behörden. Die Politik wäre gefordert, die oben angeführten Kritikpunkte in nationales Recht umzusetzen und darüber hinaus den notwendigen Rahmen für den schnelleren Einsatz von CCS ermöglichen.

6 SCHLUSSFOLGERUNG, ZUSAMMENFASSUNG

CCS könnte die Aufgabe einer „Brückenfunktion“ übernehmen, es wäre damit möglich, Emissionen in dem Maße zu vermeiden, wie erneuerbare Energien und Energieeffizienzsteigerungen dazu allein noch nicht in der Lage sind. Das vorantreiben der CCS Technologie bedingt insbesondere Schritte im Bereich der:

- Sozialen Akzeptanz: ausreichendes Informationsmanagement,
- Politik: den rechtlichen Rahmen für eine potenzielle kommerzielle Nutzung schaffen,
- Technik: Demonstrationsprojekte zügig entwickeln, Infrastruktur identifizieren und kostengünstige Entwicklungspfade anlegen und
- Ökonomie: Förderung der Forschung und der Demonstrationsprojekte bis zur Erreichung des Break Even Points.

LITERATUR

- Dürr, D. (2009) Carbon Capture and Storage(CCS) *Chancen und Risiken der Kohlendioxidabscheidung*. http://www.inagendo.de/res/doc/inagendo_ccs_v10.pdf (Zugriffsdatum 16.07.2010)
- IEA/WEO (2008) World Energy Outlook.
- Kranzmann, A. (2005) *Stromerzeugung ohne CO₂-Ausstoss in die Erdatmosphäre*. http://www.unisaaland.de/fak7/fze/AKE_Archiv/DPG2005AKE_Berlin/Vortraege/DPG2005_AKE2.1Kranzmann_KCO2freieKraftwerke.pdf (Zugriffsdatum 16.07.2010).
- McKinsey (2008) *Carbon Capture & Storage Assessing the Economics*.
- Prognos AG (2009) *Ökonomische Effekte der Einführung von CCS in der Stromerzeugung*.
- Wuppertal Institut (2008) *Sozioökonomische Begleitforschung zur gesellschaftliche Akzeptanz von Carbon Capture and Storage (CCS) auf nationaler und internationaler Ebene*.

Alternative Behandlungsverfahren für den Abbau von Öl-Wasser-Gemischen/Emulsionen

J. Adam

Montanuniversität Leoben, Institut für Nachhaltige Abfallwirtschaft und Entsorgungstechnik, Leoben, Österreich

KURZFASSUNG: In den letzten Jahren erfolgten am Institut für nachhaltige Abfallwirtschaft und Entsorgungstechnik intensive Forschungstätigkeiten im Bereich der elektrochemischen Behandlung von flüssigen Medien (z.B. kommunale und industrielle Abwässer, Brauchwasser- und Trinkwasser). Derzeit erfolgt im Rahmen eines zweijährigen Forschungsprojektes die Behandlung von Öl-Wasser-Emulsionen mittels Anodischer Oxidation. Das Ziel liegt dabei in der Erforschung des elektrochemischen Abbaus an organischen Substanzen in den genannten Stoffströmen mittels Diamantelektroden. Aus wissenschaftlich-technischer Sicht sollen hierbei folgende Erkenntnisse gewonnen werden: Betriebsparameter für die maximale Abbauleistung (z.B. Elektrodenabstand, Stromdichte, Elektrodenfläche), erzielbares Abbauverhalten bei unterschiedlichen Öl-Wasser-Emulsionen sowie den benötigten Energiebedarf. Abschließend soll zudem eine Aussage über die anfallenden Investitions- und Betriebskosten für eine wirtschaftliche Betrachtung des angedachten Verfahrens erfolgen. Als Basis hierfür wurden Versuche mit diversen Öl-Wasser-Emulsionen mittels Anodischer Oxidation im Labormaßstab durchgeführt. Darauf aufbauend wurden in weiterer Folge Abbauersuche an einer Technikumsanlage realisiert.

1 EINLEITUNG

Durch verschiedenste Prozesse ist man in Industrie und Gewerbebetrieben mit dem Anfall von fetthaltigem Abwasser in Form von Öl-Wasser-Emulsionen und Gemischen konfrontiert. Vorwiegend im Bereich der metallverarbeitenden Industrie fallen Bohr- und Schleifemulsionen an, welche als gefährlicher Abfall einzustufen sind und eine entsprechende Weiterbehandlung notwendig machen. Im Jahr 2007 betrug der Anfall an Schleif- und Schmierölemulsionen sowie Benzinabscheiderinhalten etwa 58.500 Tonnen/Jahr. Eine ordnungsgemäße und gesetzeskonforme Behandlung solcher gefährlichen Flüssigabfälle mit organischen und anorganischen Schadstoffkomponenten wird in chemisch-physikalischen Anlagen durchgeführt. Bei der Einleitung solcher Abwässer in die örtliche Kanalisation müssen gesetzliche Rahmenbedingungen hinsichtlich der Grenzwerte für Parameter wie Chemischer Sauerstoffbedarf (CSB), Temperatur, pH-Wert, Lipophile Stoffe, etc. eingehalten werden.

2 VERFAHRENSPRINZIP

Das Verfahren der anodischen Oxidation mittels bordotierten Diamantelektroden zählt zum Bereich der elektrochemischen Oxidationsverfahren und ist ein idealer weiterführender Behandlungsschritt für konventionelle Behandlungsverfahren. Speziell für die Vorbehandlung von biologisch schwer abbaubaren Substanzen kann dieses Verfahren zur Anwendung gebracht werden.

Für die elektrische Versorgung auf bipolarer Basis sind die Durchflusszellen im Außenbereich mit Kontaktierungselektroden ausgestattet (vgl. Abb. 1). Diese werden mit Gleichspannung betrieben. Zwischen den Kontaktierungselektroden befinden sich je nach Bauweise eine unterschiedliche Anzahl von bordotierten Diamantelektroden gleicher Fläche.

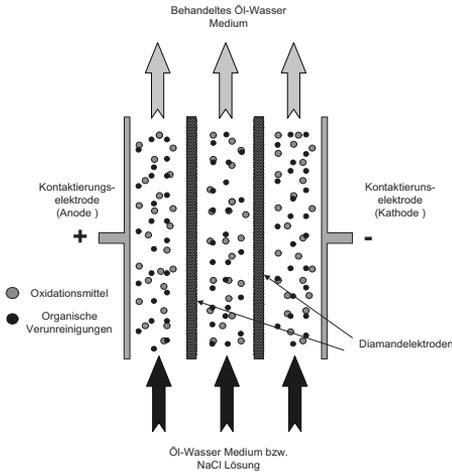


Abb. 1: Schematischer Aufbau und Wirkungsweise der verwendeten Durchflusszellen

Während bei der Elektrolyse mit konventionellen Elektroden die Wassermoleküle in Sauerstoff und Wasserstoff aufgespalten werden, kommt es beim Einsatz von Diamantelektroden zu einer vergleichsweise hohen Überspannung (vgl. Abb. 2) und zur Bildung von hochreaktiven Oxidationsmitteln (wie folgend dargestellt).

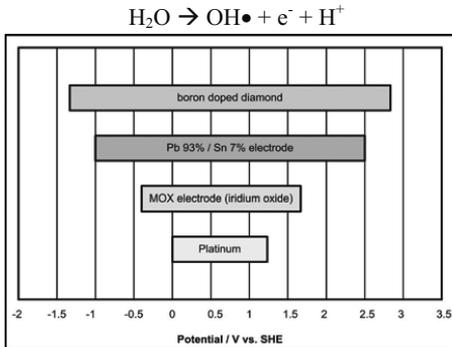


Abb. 2: Arbeitsbereich für unterschiedliche Elektrodenmaterialien bezogen auf das Potential der Standardwasserstoffelektrode

Je nach vorhandener Wassermatrix (z.B. Abwasser, Trinkwasser, Prozesswasser) erfolgt die Bildung unterschiedlicher Oxidantien an der Oberfläche der Diamantelektrode (Persulfate, Ozon, Hydroxyl-Radikale). Unter idealen Bedingungen können die organischen (Ab-)Wasser-Inhaltsstoffe vollständig abgebaut oder zumindest in biologisch leichter abbaubare Substanzen zerlegt werden. Unter idealen Bedingungen fallen somit keine weiteren Rückstände oder Abfallströme mehr an, die einer weiteren nachgeschalteten Behandlung bedürfen.

Die gebildeten OH-Radikale reagieren während der Behandlung mit den Verunreinigungen unter der Abspaltung von Wasserstoff. Dadurch, dass die Oxidationsmittel direkt aus der organischen Matrix des zu behandelnden Mediums gebildet werden, ist eine weitere Zufuhr von Oxidationsmittel nicht notwendig. Der Behandlungsprozess wird über die angelegte Elektrodenspannung gesteuert. Neben den Betriebskosten (Energiekosten) fallen die Investitionskosten für die Anlage (Zelle, Steuerung und Pumpen) sowie Wartungskosten an. Bei sämtlichen bisher getätigten Behandlungsversuchen kamen Durchflusszellen der pro aqua Diamantelektroden Produktion GmbH in Niklasdorf zur Anwendung.

3 BEHANDLUNGSMEDIEN

Als Behandlungsmedien für die Laborversuche in Projektphase 1 dienen verschiedenste Öl-Wasser-Emulsionen einer chemisch-physikalischen Behandlungsanlage. Die Versuchsproben wurden hierfür nach verschiedenen Behandlungsstufen (vor der Ultrafiltration, nach der Ultrafiltration und nach einer biologischen Stufe) entnommen. Nach den Erkenntnissen aus Phase 1 werden für die Versuchsdurchführungen an der konzipierten Technikumsanlage ausschließlich Proben nach der biologischen Stufe entnommen.

4 VERSUCHSDURCHFÜHRUNGEN

Die Versuche für dieses Projekt wurden im Labor- und Technikumsmaßstab durchgeführt.

Bei den Untersuchungen im Labormaßstab kam es zur Behandlung unterschiedlicher Medien, wobei die Prozessparameter Durchfluss, Stromdichte und Elektrodenanzahl variiert wurden. Die Elektroden wurden in baugleiche Durchflusszellen, welche sich nur durch die Anzahl der eingesetzten Elektroden unterschieden, eingebaut. Die elektrische Versorgung der eingesetzten Durchflussreaktoren erfolgte über ein Netzgerät mit Gleichspannung. Für den Medientransport kam eine drehzahlverstellbare Schlauchpumpe zur Anwendung, die Förderaten bis zu 100 Liter/Stunde ermöglichte. In den nachfolgenden Abb. 3 sind der schematische Aufbau der durchgeführten Versuche im Batch-Betrieb (Kreislaufführung) und im Durchflussbetrieb (kontinuierlicher Betrieb) dargestellt.

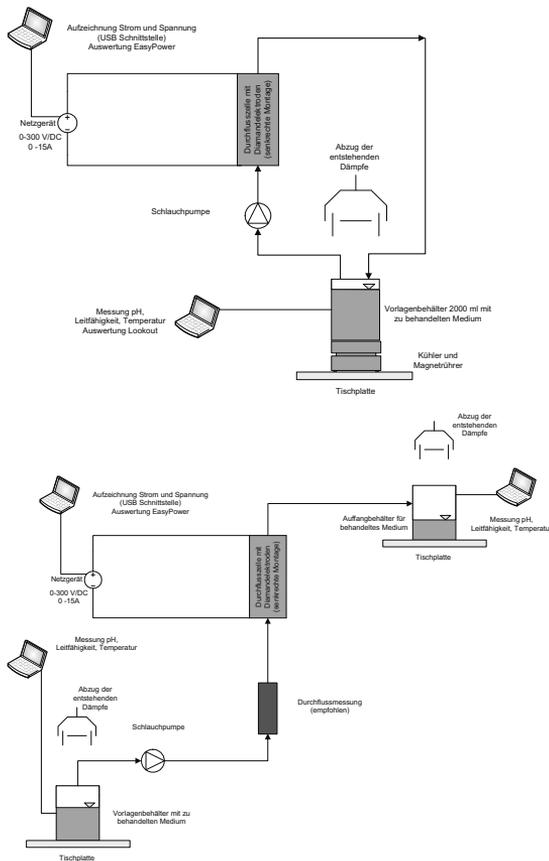


Abb. 3: Schematischer Aufbau Batch-Betrieb und kontinuierlicher Betrieb

Bei sämtlichen Laborversuchen erfolgte eine zeitliche Aufzeichnung der Betriebsgrößen Strom und Spannung sowie Leitfähigkeit, pH-Wert und Temperatur über eine spezielle Software. Beim Batch-Betrieb wurde fallweise, aufgrund des hohen Temperaturanstieges, ein Kühlsystem installiert.

Die installierte Technikumsanlage für die Projektphase 2 wurde als modularer Aufbau konzipiert und besteht im Wesentlichen aus drei Komponenten:

- Überwachungs- und Steuerungseinheit,
- Behandlungsanlage (bestehend aus drei baugleichen Reaktoren) und
- Bereich für den Vorlagenbehälter (200 Liter).

Für die Stromversorgung der Durchflussreaktoren kamen drei Netzgeräte (pro Reaktor eines) zum Einsatz. Diese Netzgeräte können bis zu einer Spannung von 300 V und einer Stromstärke von bis zu 25 A betrieben werden. Für die bisherig durchgeführten Versuchsreihen ergaben sich Spannungen von ca. 20 – 45 V bei den gewählten Stromdichten von 30 – 90 mA/cm² (dies entspricht einer Stromstärke von 12,60 A bei einer Querschnittsfläche von 140 cm²).

Die eingesetzten Geräte verfügen über USB-Schnittstellen, wodurch ein einfacher Anschluss am Laptop und somit die Online-Erfassung der Parameter Strom, Spannung und Leistung gegeben ist. Die automatische Aufzeichnung erfolgte dabei über das Programm „Easypower“ welches die Betriebsdaten und Einstellungen der Netzgeräte auslesen kann und in eine Microsoft Excel-Datei überführt.

Um die Polarität der Plattenelektroden in einem frei wählbaren Intervall automatisch wechseln zu können, und somit einer etwaigen Verkalkung der Elektroden entgegenzuwirken, wurde die Anlage mit einer SPS-gesteuerten Umpoleinheit ausgestattet.

5 VERSUCHSERGEBNISSE

Bei mehreren Versuchsdurchführungen im Labormaßstab mit unterschiedlichen Emulsionen konnte die prinzipielle Eignung der anodischen Oxidation mittels Diamantelektroden für den Abbau organischer Substanzen nachgewiesen werden. Als Bewertungsgrundlage für den Abbau wurde in Phase 1 der Chemische Sauerstoffbedarf (CSB) herangezogen. Die einzelnen Öl-Wasser-Emulsionen weisen hinsichtlich ihrer Schweb- und Feststoffanteile enorme Unterschiede auf. Vor allem bei einem durchgeführten Langzeitversuch kam es bei unfiltrierten Medien zur Problematik der Schwebstoffbelastung in Form von metallischen Spänen. Durch die enthaltenen Feststoffe kann es zu einer Zerstörung der Elektrodenoberfläche und somit zu einer eingeschränkten Abbauleistung kommen. Um dieser Problematik entgegen zu wirken und einen ordnungsgemäßen Betrieb über einen längeren Zeitraum zu ermöglichen, ist eine Vorfiltration der behandelten Medien vonnöten.

Aus diesen Erkenntnissen wurde die in Projektphase zwei geplante Technikumsanlage nach der biologischen Stufe errichtet. Zudem wurde das Analytikprogramm neben dem CSB um die Parameter Biochemischer Sauerstoffbedarf (BSB₅), Lipophile Stoffe und Total Organic Carbon (TOC) erweitert.

Bei den ersten Testdurchführungen auf der Anlage konnten die positiven Abbauergebnisse aus den Laborversuchen nur teilweise bestätigt werden. Die schwankenden Ergebnisse hatten eine Evaluierung des bisherigen Analytikablaufs zur Folge. So konnte beispielsweise durch eine Filtration der Proben nach der Behandlung eine deutliche Verringerung des CSB erreicht werden. Weiters wurde für die Probenahme eine spezielle Ausrüstung angeschafft, welche eine standardisierte Probenahme gewährleistet. Zudem wurden zusätzliche Behälter, welche als Absetzbecken dienen, installiert. Nach den getätigten Maßnahmen konnten bei allen Versuchen im Batch Betrieb guter Abbau von organischen Substanzen nachgewiesen werden.

Kostengünstige Bestimmung des Biomasseanteils von Sekundär-brennstoffen

J. Fellner, P. Aschenbrenner & H. Rechberger

Technische Universität Wien, Institut für Wassergüte, Ressourcenmanagement und Abfallwirtschaft, Wien, Österreich

KURZFASSUNG: Die in den Ersatzbrennstoffen enthaltenen Energieträger können fossilen oder biogenen Ursprungs sein, wobei der jeweilige fossile bzw. biogene Anteil am Heizwert in der Regel unbekannt ist. Für die Industrie sind Ersatzbrennstoffe aus verschiedenen Gründen eine begehrte Substitution für Regelbrennstoffe. Einer davon ist, dass die CO₂-Emissionen biogenen Ursprungs nicht dem Emissionshandel unterliegen und somit der Betreiber für diesen Anteil keine CO₂ Zertifikate benötigt. Es ist daher für Ersatzbrennstoffproduzenten und -nutzer, aber auch für Behörden notwendig, über verlässliche und kostengünstige Methoden zur Bestimmung der biogenen und fossilen Anteile in Ersatzbrennstoffen zu verfügen. An der TU Wien wurde eine Methode entwickelt, die gesuchte Anteile mittels eines CHNSO-Elementaranalysators zu bestimmen. Dazu müssen repräsentative Brennstoffproben von etwa 50 mg erzeugt werden. Anschließend wird der Aschgehalt, sowie die Elementargehalte von C, H, O, S und N bestimmt. Aus den Messergebnissen werden mittels ausgewählter Stoffbilanzen die gesuchten Größen ermittelt. Die Methode wurde an definierten Gemischen aus Karton, Holz und Kunststoffen validiert, wobei die Ergebnisse zeigen, dass beliebige Mischungsverhältnisse durch die Methode exakt wiedergegeben werden.

1 EINLEITUNG

Abfälle und daraus produzierte Brennstoffe, sog. Ersatzbrennstoffe, bestehen aus einer in der Regel unbekanntem Mischung biogener und fossiler Materialien. Auf Grund gesetzlicher Vorgaben, insbesondere der Emissionshandelsrichtlinie 2003/87/EG, sind Betreiber von Industrieanlagen in denen Abfälle als Brennstoffe oder im Fall der Stahlindustrie auch als Reduktionsmittel eingesetzt werden, am Gehalt an biogenen bzw. fossilen Kohlenstoff des eingesetzten Brennstoffs bzw. Reduktionsmittels interessiert.

Zur Bestimmung des biogenen bzw. fossilen Anteils von Abfällen bzw. daraus erzeugten Ersatzbrennstoffen waren in der Vergangenheit drei Verfahren (Staber et al. 2008) bekannt:

- die Sortieranalyse,
- die selektive Lösungsmethode und
- die Radiocarbonmethode.

Alternativ zu den genannten Verfahren kann bei Müllverbrennungs- bzw. Mitverbrennungsanlagen die sog. Bilanzen-Methode (Fellner et al. 2007, Rechberger et al. 2007) herangezogen werden, um den Anteil an biogenen bzw. fossilen CO₂ Emissionen, die beim Betrieb der Anlage entstehen, zu bestimmen. Die Methode basiert auf einem mathematischen Abgleich von insgesamt sechs Bilanzgleichungen (fünf Güter- bzw. Stoffbilanzen und eine Energiebilanz) mit messbaren Größen der Verbrennungsanlage. Jede der Gleichungen charakterisiert eine bestimmte Abfalleigenschaft (z.B. Aschegehalt, Heizwert, etc.). Der große Vorteil der Bilanzen-Methode gegenüber den oben genannten Verfahren (insbesondere gegenüber der Sortieranalyse und der Lösungsmethode) beruht darauf, dass der gesamte Brennstoff, der in der Anlage im gewählten Bezugszeitraum eingesetzt wird, charakterisiert werden kann. Dieser Vorteil ist allerdings mit dem Nachteil verbunden, dass die Ermittlung der Brennstoffzusammensetzung nur rückwirkend, d.h. nach dessen Verbrennung, erfolgen kann.

Im Fall aufbereiteter Abfälle (Ersatzbrennstoffe) ist eine rückwirkende Charakterisierung in der Regel ungenügend, da gesicherte Informationen über die Zusammensetzung des Brennstoffs (z.B. Gehalt an biogenem bzw. fossilen Kohlenstoff) bereits vor ihrer thermischen Verwertung von den Abnehmern eingefordert werden.

Aus diesem Grund wurde an der TU Wien ein neues Verfahren, basierend auf dem Prinzip der Bilanzen-Methode, zur Bestimmung des biogenen und fossilen Anteils von Ersatzbrennstoffen entwickelt (Fellner et al. 2009).

2 METHODE

Das Verfahren beruht einer einfachen Analyse der Ersatzbrennstoffe mittels Elementaranalysators, wobei die Ergebnisse dieser Analysen in ein Gleichungssystem bestehend aus neun Bilanzgleichungen (Massenbilanz, Aschebilanz, Kohlenstoffbilanz, Wasserstoffbilanz, Sauerstoffbilanz, Stickstoffbilanz, Schwefelbilanz, Massenbilanz der biogenen Stoffgruppe, Massenbilanz der fossilen Stoffgruppe) einfließen. Eine vereinfachte Skizze des Gleichungssystems ist in Abb. 1 gegeben.

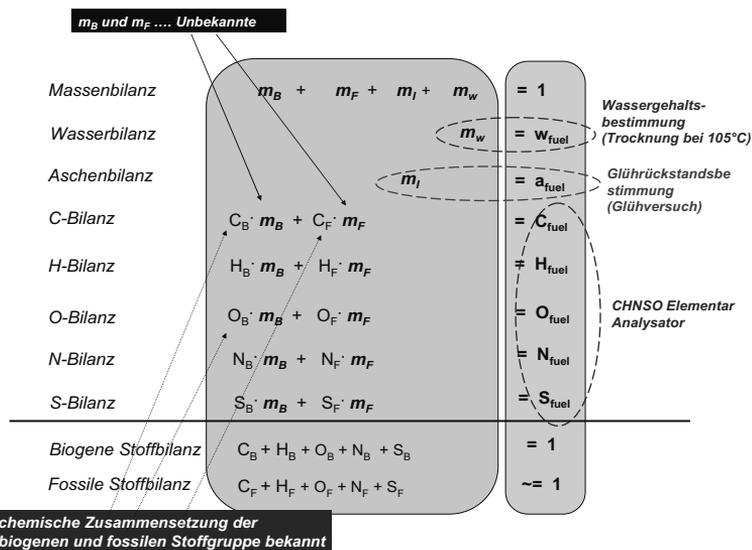


Abb. 1: Stoff- und Massenbilanzen der Methode (Gleichungssystem)

Im Allgemeinen ist bei der Analyse gemäß der entwickelten Methode folgendes Ablaufschema zu beachten:

- Aus dem zu charakterisierenden Brennstoff bzw. Sekundärrohstoff wird eine (repräsentative) Probe entnommen.
- Das Probenmaterial wird bei 105 °C bis zur Gewichtskonstanz getrocknet, wobei aus dem gemessenen Massenverlust (Differenz aus der Masse vor und nach der Trocknung) der Wassergehalt des zu charakterisierenden Materials berechnet wird.
- Anschließend wird das Probenmaterial aufbereitet, d.h. die Korngröße des Materials wird verringert. Im Allgemeinen erfolgt zwischen den Zerkleinerungsschritten eine Verjüngung des Probenmaterials. Die „finale“ Korngröße des Materials wird primär von der Heterogenität des Materials und von der Analyseneinwaage (zur Bestimmung des Gehaltes an C, H, O, N, und S) bestimmt.
- An einem Teil des Probenmaterials wird der Aschegehalt bzw. Glühverlust bestimmt. Im Allgemeinen wird die Probe dazu bei Temperaturen von über 500 °C so lange geblüht, bis keine Gewichtsabnahme mehr festzustellen ist.

- Mit Hilfe eines Elementanalysators wird im Batch-Betrieb unter genau definierten Bedingungen der Gehalt an C, H, O, N und S bzw. C, H, O und N bzw. C, H, O und S bzw. C, H, O und S bzw. C, H, O und S des (trockenen) Probenmaterials (Brennstoff bzw. Sekundärrohstoff) sowie des Glührückstandes bestimmt.
- Unter Verwendung der im Folgenden angeführten Gleichungen wird der Anteil an biogenen bzw. fossilen Materialien im zu untersuchenden Brennstoff bzw. Sekundärrohstoff berechnet.

Die Lösung des Gleichungssystems aus Abb. 1 erfolgt iterativ mittels Nichtlinearer Ausgleichsrechnung (Narasimhan & Jordache 1999).

3 RESULTATE

Anhand der Analyse definierter Brennstoffgemische (z.B. Mischungen aus Holz, Papier und unterschiedlichen Kunststoffen) wurde das Verfahren in einem ersten Schritt validiert. Die Ergebnisse der Analysen sowie dieser Validierung sind auszugsweise in den folgenden Diagrammen dargestellt.

Im Konkreten wurden für die Validierung der Methode Polyethylen, Polystyrol, Papier und Holz in unterschiedlichen Verhältnissen (Massenanteile biogener zu fossilen Materialien: 10 : 90, 20 : 80; 30 : 70, 40 : 60, 50 : 50, 60 : 40, 70 : 30, 80 : 20, 90 : 10) miteinander vermischt. Die Materialgemische wurden anschließend gemäß der beschriebenen Methode analysiert, um den Anteil an fossilen und biogenen Materialien zu berechnen. Die dabei erhaltenen Ergebnisse wurden abschließend mit der bekannten Zusammensetzung (dem eingewogenem Mischungsverhältnis) verglichen (siehe Abb. 2 und 3).

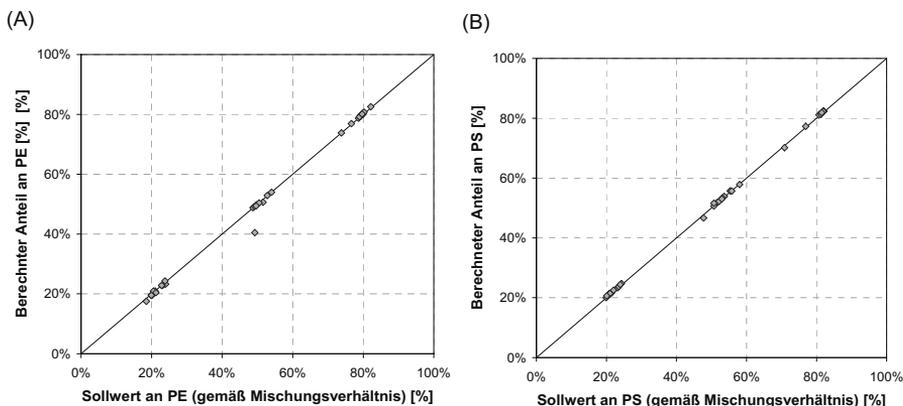


Abb. 2: Gegenüberstellung der berechneten Massenanteile von fossilen Materialien (y-Achse) und der Sollwerte gemäß den Mischungsverhältnissen von biogenen und fossilen Materialien (x-Achse): (A) Mischung aus Holz und PE; (B) Mischung aus Karton und PS

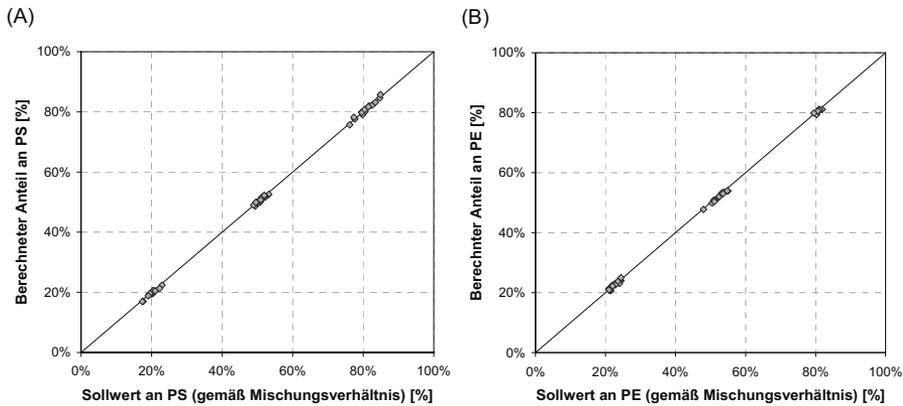


Abb. 3: Gegenüberstellung der berechneten Massenanteile von fossilen Materialien (y-Achse) und der Sollwerte gemäß den Mischungsverhältnissen von biogenen und fossilen Materialien (x-Achse): (A) Mischung aus Holz und PS; (B) Mischung aus Karton und PE

4 ZUSAMMENFASSUNG

Die dargestellten Versuche haben gezeigt, dass beliebige Mischungen aus verschiedenen Kunststoffen (PS bzw. PE mit Holz oder Karton) mittels der beschriebenen Methode mit sehr hoher Genauigkeit hinsichtlich ihres fossilen und biogenen Masseanteils charakterisiert werden können. Ebenso können die jeweiligen fossilen und biogenen Heizwertanteile und CO₂-Emissionsfaktoren ermittelt werden (siehe Fellner et al. 2010). Damit ist eine hinreichende theoretische Validierung der Methode gegeben.

Für eine universelle Anwendung der Methode auf reale Ersatzbrennstoffe, ist die chemische Zusammensetzung (Gehalt an C, H, O, S und N) des biogenen und fossilen Anteils in Ersatzbrennstoffen zu bestimmen. Derzeit laufen an der TU Wien Sortieranalysen von verschiedenen Ersatzbrennstoffen, die die notwendige Datengrundlage diesbezüglich schaffen sollen. Parallel dazu werden qualitätsgesicherte Prozeduren entwickelt, die eine repräsentative Probenahme und Aufbereitung von Laborproben bis hin zu den Analyseproben gewährleisten sollen.

LITERATUR

- Fellner, J., Aschenbrenner, P., Cencic, O. & Rechberger, H. (2010) Determination of the Biogenic and Fossil Organic Matter Content of Refuse-Derived Fuels based on Elementary Analyses. *Fuel* (submitted).
- 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(7), 2.579 – 2.586.
- Fellner, J., Rechberger, H. & Cencic, O. (2009) Verfahren zur Bestimmung des biogenen und fossilen Kohlenstoffgehaltes sowie des Massen- und Energieanteils von biogenen und fossilen Materialien von Brennstoffen und Sekundärrohstoffen. angemeldet zum Österreichischen Patent, A1045/2009, Wien.
- Narasimhan, S. & Jordache, C. (1999) *Data Reconciliation & Gross Error Detection – An Intelligent Use of Process Data*. Gulf Professional Publishing, Houston, Texas, 350 pp.
- Rechberger, H., Fellner, J. & Cencic, O., (2007) Verfahren zur Ermittlung der Anteile biogener und fossiler Energieträger sowie biogener und fossiler Kohlendioxidemissionen beim Betrieb von Abfallverbrennungsanlagen (article 9312). *Müllhandbuch*, 4, Berlin, 1 – 21 pp.
- Staber, W., Flamme, S. & Fellner, J., (2008) Methods for determining the biomass content of waste. *Waste Management and Research*, 26(1), 78 – 87.

Mikroalgen: Nutzungspotential für Wärme und CO₂ in Abfallbehandlungsanlagen

J. Schneider & S. Gäth

Justus-Liebig-Universität, Professur für Abfall- und Ressourcenmanagement, Gießen, Deutschland

KURZFASSUNG: Wärme und Kohlendioxid fallen bei nahezu allen Formen von Abfallbehandlung an. Insbesondere im Bereich der Bioabfallverwertung und der zentralen Nutzung von Deponiegas in BHKWs fehlen meist durchdachte Nutzungskonzepte zur Verwendung dieser Komponenten. Dadurch bleibt die anfallende Abwärme ungenutzt und klimaschädliches CO₂ tritt ungehindert in die Atmosphäre ein. Eine Nutzungsoption für beide Faktoren bietet der Betrieb einer Mikroalgenzuchtanlage in Kombination mit Abfallbehandlungsanlagen. Als aquatische Pflanzen benötigen Mikroalgen sowohl Wärme als auch CO₂ zum Wachstum. Die dabei in großen Mengen entstehende Biomasse stellt einen wertvollen Rohstoff dar, der sich gewinnbringend vermarkten oder zur Energiegewinnung nutzen lässt. Dadurch bietet das Konzept der Nutzung von Mikroalgen nicht nur eine effektive Verwendungsoption für überschüssige Wärme und klimaschädliches CO₂, sondern eröffnet gleichzeitig einen Weg zur nachhaltigen Produktion eines vielseitig einsetzbaren Wertstoffes. Der in aktuellen Versuchen verwendete modulare Aufbau einer Mikroalgenzuchtanlage bietet dabei die Möglichkeit anlagenspezifisch unterschiedliche Nutzungskonzepte individuell umzusetzen. Hierdurch werden die noch ungenutzten Ressourcen und Potenziale einer bestehenden Abfallbehandlungsanlage optimal ausgeschöpft.

1 EINLEITUNG

Die Frage nach effektiven Nutzungskonzepten für Wärme und CO₂ wird mit Blick auf die zukünftige Energiekrise und den anstehenden Klimawandel auch in allen Bereichen der Abfallbehandlung immer wichtiger. Insbesondere bei Fermentations- und Biogasanlagen und Blockheizkraftwerken zur Nutzung von Deponiegas fehlen derzeit durchdachte und effektive Wärmenutzungskonzepte. Die überschüssig anfallende Abwärme wird dadurch ungenutzt an die Umgebung abgegeben, wodurch wertvolle Energie ungenutzt bleibt. Daneben ist die unweigerlich stattfindende Entstehung von CO₂ durch Verbrennungs- und Vergärungsprozesse in Müllheizkraftwerken und Fermentoranlagen nicht nur klimaschädlich, sondern wird in naher Zukunft auch einen nicht zu unterschätzender Kostenfaktor darstellen. Ein nachhaltiges und praxistaugliches Konzept, das die Nutzung beider Komponenten umfasst, stellt die Produktion von Mikroalgenbiomasse dar.

2 MIKROALGEN ALS CO₂-SPEICHER

Mikroalgen gehören zu den ältesten Organismen dieses Planeten. Sie sind widerstands- und anpassungsfähig und weisen mit weit mehr als 200.000 verschiedenen Arten eine sehr hohe Biodiversität auf. Zur Zucht von Mikroalgen werden in erster Linie Sonnenlicht als primäre Energiequelle, Wärme zur Einstellung der optimalen Wachstumstemperatur und zur anschließenden Algenernte, sowie Kohlenstoff in der Form von CO₂ als Nährstoffgrundlage benötigt. Entsprechend allen grünen Pflanzen betreiben auch Mikroalgen Fotosynthese zum Aufbau von Biomasse, wobei sie klimaschädliches CO₂ mit Hilfe von Sonnenlicht in Biomasse und lebensnotwendigen Sauerstoff umwandeln. Die Tatsache, dass Mikroalgen als aquatische Pflanzen ein wässriges Medium bewohnen, bietet dabei die Möglichkeit, das benötigte CO₂ direkt in das Habitat der Algen einzubringen. Diese Form von „CO₂-Düngung“ bewirkt bei vielen Mikroalgen-

arten sowohl eine Wachstumssteigerung als auch eine Einbindung und Fixierung des klimaschädlichen Gases in die gebildete Biomasse. Der Fixierungsfaktor liegt dabei bei ca. 2 Tonnen Kohlendioxid/Tonne erzeugte Algentrockenmasse (Thomsen 2008). Die Einbringung des CO₂ kann dabei direkt in Form von Rauchgasen stattfinden (Lee 2002), wodurch der kostenintensive Schritt einer vorherigen Aufbereitung der Abgase entfällt. Volumenanteile größer 10% CO₂ können im Zuge dieser Düngung problemlos den Mikroalgen zugeführt werden (Yoo 2010). Die Bildung der Biomasse und damit die Vermehrung der Mikroalgen erfolgt in vegetativer Form. Dabei findet bis zu viermal am Tag eine Zellteilung statt, wodurch Mikroalgen in ihren Biomasseerträgen herkömmlichen Nutzpflanzen um ein Vielfaches überlegen sind. Im Zuge dieses Vermehrungsprozesses produzieren Mikroalgen gleichzeitig viele hochwertige Inhaltsstoffe wie Carotinoide, Öle, Vitamine und ω -Fettsäuren. Die Nutzungspalette reicht von der einfachen Züchtung der Algen zur Nahrungs- oder Futtermittelproduktion, über ihre Verwendung in kosmetischen Produkten bis hin zu hochtechnologischen Einsatzmöglichkeiten in der Pharmaindustrie. Auch in der Energiebranche gewinnen Mikroalgen zunehmend an Bedeutung. Als prozessförderndes Co-Substrat in Biogasanlagen oder in Form ihrer extrahierbaren energetisch nutzbaren Öle bieten sie ideale Voraussetzung zur Nutzung als erneuerbarer Energieträger.

3 PILOTANLAGE

Die im aktuellen Versuch in Verbindung mit einer Biogasanlage eingesetzte Mikroalgenzuchtanlage umfasst eine Fläche von 200 m², mit einem Füllvolumen von ca. 66 m³. Durch den modular gestalteten Aufbau dieser Anlage sind unterschiedliche Nutzungskonzepte möglich, die sich hinsichtlich der vorhandenen Wärme- und CO₂-Ressourcen sowie der angedachten Nutzung des entstandenen Rohstoffes anlagenspezifisch anpassen lassen. Dadurch kommt es zu einer optimalen Ausnutzung aller vorhandenen Potentiale bestehender Anlagen. Mit der Rückführung des erzeugten Rohstoffes in den Fermenter der Biogasanlage wird das vorhandene Biogaspotential der Mikroalgen genutzt und Energie erzeugt. Dabei wird durch die Verwendung aller bei der Produktion anfallenden Rückstände nicht nur ein abfallfreier und geschlossener Produktionskreislauf erreicht, sondern auch der vorher in der Biomasse gebundene Kohlenstoff in einem Kreislauf geführt. Die Entstehung von klimaschädlichem Treibhausgas wird hierdurch vermindert.

4 FAZIT

Auf Grund des meist abgelegenen Standortes von Abfallbehandlungsanlagen, der eine Weiterleitung der überschüssigen Abwärme an potentielle Nutzer erheblich erschwert und in der Regel unmöglich macht, ist es notwendig lokale Alternativen zu schaffen. Ein sinnvolles und höchst effektives Nutzungskonzept, um die vorhandenen Wärmeressourcen direkt vor Ort zu nutzen, sind Mikroalgenzuchtanlagen. In Form von modular aufgebauten Produktionssystemen, die im Zusammenspiel mit Abfallbehandlungsanlagen betrieben werden, umfasst dieses Nutzungskonzept sowohl die Verwendung der Wärme direkt vor Ort als auch die Möglichkeit entstehendes CO₂ in Form von Biomasse zu binden. Wodurch ein entscheidender Beitrag zum aktiven Klimaschutz geleistet wird. Gleichzeitig stellt die produzierte Biomasse einen hochwertigen Wertstoff dar, welcher sich ebenso zur nachhaltigen Energiegewinnung nutzen als auch gewinnbringend vermarkten lässt. Zusammenfassend bieten Mikroalgenzuchtanlagen als effizientes Wärme- und/oder CO₂-Nutzungskonzept enorme Potentiale für alle Arten von Abfallbehandlungsbehandlungen, unabhängig von Standort und Behandlungsart.

LITERATUR

- Lee, J.S. (2002) Effects of SO₂ and NO on growth of *Chlorella*. *Biores.Technol.* 82, 1 – 4.
 Thomson, L. (2008) CO₂-Mitigation in Germany. *Tagungsband Bundesalgenstammtisch 2008*, Hamburg.
 Yoo, C. & Jun, S.Y. (2010) Selection of microalgae for lipid production under high levels CO₂. *Biores.Technol.* 101, 71 – 74.

Systematische Verfahrensentwicklung zur Behandlung von industriellen Stäuben

W. Öfner & A. Böhm

Montanuniversität Leoben, Lehrstuhl für Aufbereitung, Leoben, Österreich

KURZFASSUNG: Zur systematischen Entwicklung von Trennverfahren nach physikalischen Eigenschaften (z.B. Korngröße, Dichte, Magnetisierbarkeit) ist es notwendig, die Aufgabe mittels Merkmalsklassenanalyse zu charakterisieren. Darauf aufbauend kann das bestmögliche Trennergebnis bei Ausnutzung eines bestimmten Merkmalsunterschiedes ermittelt werden. Damit kann die Trenngüte eines bereits bestehenden Prozesses beurteilt werden. Für die Aufbereitung mineralischen Rohgutes sind die notwendigen Analysemethoden seit langem verfügbar und gut eingeführt. Es wird gezeigt, dass sie mit gewissen Einschränkungen und Anpassungen auch auf feindisperse Abfälle aus Produktionsprozessen anwendbar sind.

1 EINLEITUNG

Die bei technischen Prozessen zwangsweise als Beiprodukt entstehenden Abfallprodukte sind oft feinkörniger Natur und häufig schadstoffbelastet. Trotz teilweise hoher Wertstoffgehalte sind sie ohne Vorbehandlung zum Wiedereinsatz meist wenig geeignet. Ihre Zusammensetzung – sowohl stofflich wie auch hinsichtlich der Dispersität – hängt stark von den Prozessparametern ab und ist damit sehr variabel.

Oft werden die Stäube zur Gänze deponiert, wobei sie einerseits bedeutende Wertstoffverluste, andererseits hohe Entsorgungskosten verursachen. Im Zuge verschärfter Deponierungsrichtlinien und durch hohe Metallpreise kann sich als Alternative die Aufbereitung der Stäube in verschiedener Form rechnen – durch die Wiedergewinnung von Einsatzstoffen, durch die Verringerung der zu deponierenden Mengen oder durch die insgesamt günstigere getrennte Deponierung von einem kleinen hoch belasteten und einem großen schadstoffarmen Anteil.

Zur systematischen Entwicklung von Aufbereitungsverfahren auf Basis physikalischer Trennprozesse wird auf die bewährten Methoden aus der Trenntechnik für mineralische Stoffe zurückgegriffen.

2 MERKMALSKLASSENANALYSE

Grundlage für die systematische Entwicklung bzw. Verbesserung von Aufbereitungsverfahren der Stäube ist die Kenntnis ihrer physikalischen und chemischen Eigenschaften. Idealerweise wird die Aufgabe in Laborverfahren in Fraktionen geteilt, die in genügend großen Mengen für weitere Untersuchungen zur Verfügung stehen. Die Einteilung einer Körnermenge in Klassen auf- oder absteigender Eigenschaftswerte wird als Merkmalsklassenanalyse bezeichnet.

Diese kann sich prinzipiell auf alle stetigen Merkmale der Aufgabe beziehen, wobei für feste Stoffe die Partikelgröße, Dichte und Magnetisierbarkeit verwendbar sind. Mit der Siebanalyse, der Schwimm/Sinkanalyse und dem Isodynamikscheider Bauart Frantz stehen für diese Merkmale analysenscharfe Methoden zur Verfügung. Durch deren geeignete Kombination kann die Aufgabe in mehreren Dimensionen beschrieben werden.

Durch die Verwendung der analysenscharfen Methoden wird weitestgehend sichergestellt, dass jedes Partikel der richtigen Klasse zugeordnet wird. Damit bildet das Laborergebnis den Grenzwert der bestmöglichen technischen Trennung und zeigt an, ob diese überhaupt möglich

ist. Weiters kann die Trennschärfe eines bereits bestehenden Trennprozesses beurteilt werden (Steiner & Böhm 2000).

2.1 Typische Unterschiede der Stäube zu mineralischem Rohgut

Die hier betrachteten Stäube unterscheiden sich in einigen Aspekten deutlich von mineralischem Rohgut, sodass die bisher bewährten Methoden nicht direkt übernommen werden können.

Die Siebanalyse und die Schwimm/Sinkanalyse stoßen bei spätestens 40 µm an ihre Grenzen, der Anteil darunter ist aber bei den häufig feindispersen Stäuben beträchtlich und kann nicht vernachlässigt werden. Des Öfteren sind sie bis zu einigen 10% wasserlöslich und häufig enthalten sie größere Anteile an Alkalien, was zu Agglomeraten und Anbackungen führt.

Als Ersatz für die Siebanalyse wird am Lehrstuhl für Aufbereitung ein trennscharfer Laborsichter eingesetzt, dessen Trennschnitt von 2 – 80 µm eingestellt werden kann. Damit ist auch das Problem der Desagglomeration gelöst.

Für wenig lösliche Stäube kann zur Abtrennung von stark magnetischen Fraktionen der nass arbeitende Davis-Rohrscheider ohne Anpassungen verwendet werden. Der trockene Isodynamische Scheider für paramagnetische Materialien kann dagegen derzeit nur bis 40 µm verwendet werden.

Da die Dichteunterschiede im Feinstkornbereich zur Sortierung ohnehin kaum genützt werden können, ist die Adaption der Schwimm/Sinkanalyse nachrangig.

2.2 Darstellung im Henry-Reinhardt Schaubild

Die gewonnenen Merkmalsklassen werden zunächst auf Wert- und Schadstoffgehalte analysiert. Die einzelnen Klassen werden untereinander in auf- oder absteigender Reihenfolge aufgezeichnet, wobei ihre Höhe ihrem Anteil an der Gesamtprobe entspricht. Der jeweilige mittlere Gehalt wird von links ausgehend über die gesamte Klasse aufgetragen.

Wenn der Gehalt mit dem gewählten Merkmal korreliert, ergibt sich im Henry-Reinhardt Schaubild eine stetig steigende oder fallende Entwicklung. Da innerhalb jeder Klasse die Fläche vom linken Rand bis zum mittleren Gehalt dem Inhalt in dieser Klasse entspricht und sich der Gehalt stetig entwickeln muss, kann durch Flächenausgleich die sog. Grundverwachungskurve ermittelt werden. Siehe dazu Abb. 1.

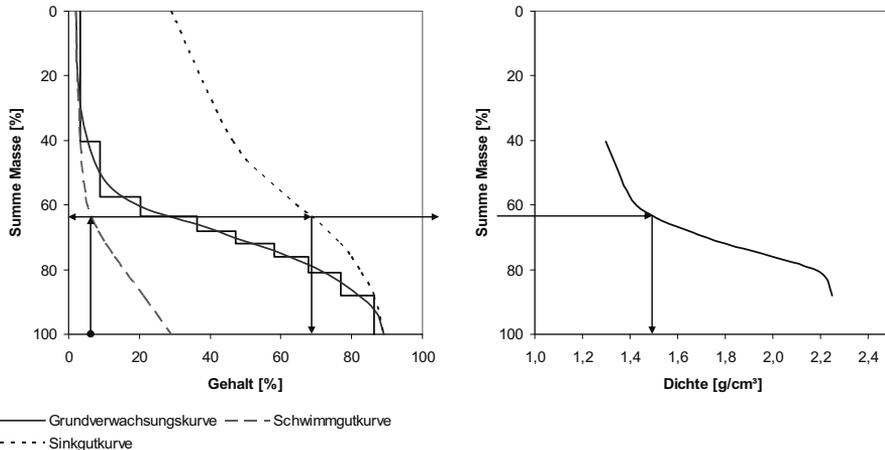


Abb. 1: Links: Ein Henry-Reinhardt Schaubild aus einer Schwimm/Sinkanalyse. Rechts: Dichteverteilung der Probe

Aus der Grundverwachungskurve lassen sich zwei Kurven ableiten, die den Gehalt von Produkt und Rückstand bei festgelegtem Masseausbringen angeben. Bei Vorgabe des zulässigen bzw. geforderten mittleren Gehaltes für das eine Produkt können unter Annahme idealer Tren-

nung der Gehalt des anderen Produktes und das Masseausbringen abgelesen werden. Daraus lässt sich auch das Ausbringen der analysierten Komponente in die beiden Produkte ermitteln. Aus der gegenübergestellten Merkmalsverteilung der Aufgabe kann die dazu notwendige Einstellung des Trennprozesses (z.B. Trenndichte) abgelesen werden.

Anhand dieser Werte kann einerseits das bestmögliche Trennergebnis für ein bestimmtes Aufgabegut angegeben, andererseits die Trennschärfe eines bereits bestehenden Prozesses beurteilt werden (Schubert 1989).

3 UNTERSUCHTE STÄUBE

Verschiedenartige bei der Eisen- und Stahlherstellung anfallende Staubproben wurden bisher untersucht. Sie enthalten bis zu über 60% Fe, das zum Wiedereinsatz rückgewonnen werden soll. Pb und Zn sollen dagegen aus dem Prozess ausgeschleust und nach Möglichkeit der Buntmetallgewinnung zugeführt werden. Im Folgenden werden einige Ergebnisse der Merkmalsklassenanalyse gezeigt.

Bei den Gießhallenstäuben sind im Stereomikroskop metallische Kugelschalen zu erkennen. Im Davis-Rohrscheider können aus Probe A Magnetprodukte gewonnen werden, wobei das Trennergebnis laut Analyse mittels Magnetwaage durchaus zufrieden stellt. Die chemische Analyse dagegen zeigt, dass sich der Fe-Gehalt der Produkte nicht unterscheidet und auch Pb und Zn kaum abgetrennt werden (Abb. 2).

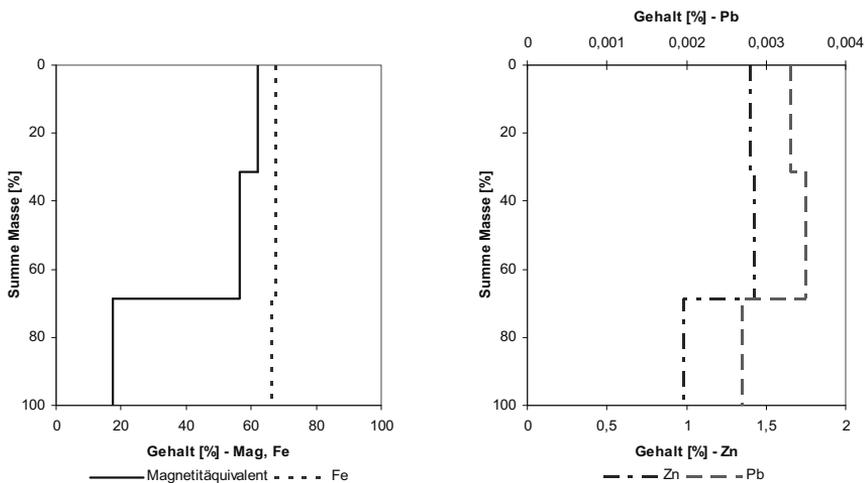


Abb. 2: Henry-Reinhardt Schaubild der Probe A am Davis-Rohrscheider

Bei Probe B kann das Fe mittels Magnetscheidung konzentriert werden, allerdings werden auch Pb und Zn im Magnetprodukt angereichert (Abb. 3). Damit ist die Magnetscheidung für keinen dieser Stäube geeignet. Bei der Fraktionierung der ersten Probe am Laborsichter (Abb. 4) ist der Fe-Gehalt in allen Klassen gleich hoch, Zn und Pb werden aber im Feingut deutlich angereichert. Sichten ist damit prinzipiell ein geeignetes Verfahren, um diesen Staub zu behandeln. Die E-Filterstäube zeichnen sich durch erhebliche Gehalte an Alkalien und eine hohe Löslichkeit von ca. 40% aus. Bei diesem Typ sind Fe und C im Grobgut, Pb und Zn im Feingut angereichert. Mit der Sichtung steht damit auch hier ein geeignetes Trennverfahren zur Verfügung.

Diese Aussagen betreffen nur die physische Trennbarkeit. Ob die entsprechende Behandlung auch wirtschaftlich ist, muss in jedem Fall zusätzlich geprüft werden.

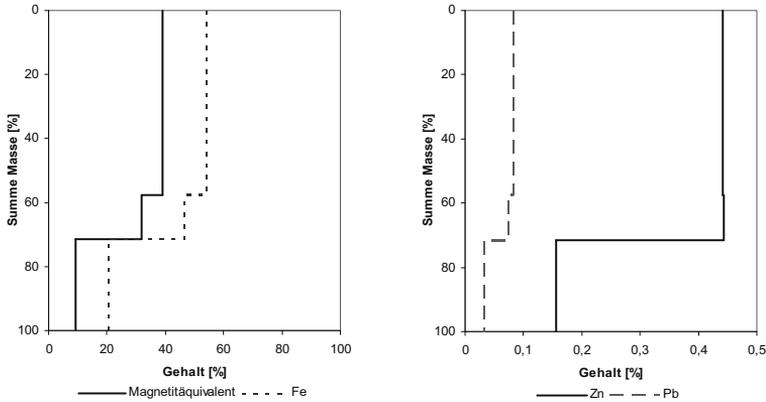


Abb. 3: Henry-Reinhardt Schaubild der Probe B am Davis-Rohrscheider

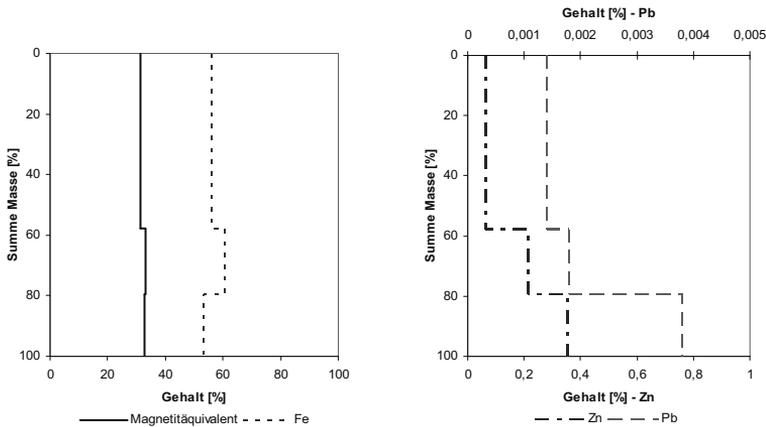


Abb. 4: Henry-Reinhardt Schaubild der Probe A am Laborsichter

4 ZUSAMMENFASSUNG

Bei der Verfahrensentwicklung zur Behandlung von Stäuben als Abfallprodukt eines Produktionsprozesses kann prinzipiell auf die bewährten Methoden der Merkmalsklassenanalyse aus der Mineralaufbereitung zurückgegriffen werden. Zu beachten ist allerdings, dass sich die Stäube in mehreren Aspekten deutlich von mineralischem Rohgut unterscheiden. Bei entsprechender Anpassung der Verfahren ist es mittels Henry-Reinhardt Schaubild auch bei dieser Aufgabenstellung möglich, die Verfahrensentwicklung systematisch zu betreiben und bereits bestehende Prozesse in ihrer Trennqualität zu beurteilen.

LITERATUR

- Schubert, H. (1989) *Aufbereitung fester mineralischer Rohstoffe. Band 1*. Leipzig, Deutschland: VEB Deutscher Verlag für Grundstoffindustrie, 49 – 59.
- Steiner, H.J. & Böhm, A. (2000) Prediction of the performance of low-intensity wet-magnetic separators in the processing of partly altered magnetite ores. In: *Proceedings of the XXI International Mineral Processing Congress*. Amsterdam: Elsevier, A-35 – A-41.

Advanced Waste-Splitting by Sensor Based Sorting on the Example of the MT-Plant Oberlaa

S. Pieber & M. Meirhofer
Bioenergy 2020+ GmbH, Pinkafeld, Austria

R. Pomberger & A. Curtis
Saubermacher Dienstleistungs AG, Graz, Austria

A.-M. Ragossnig & L. Brooks
Fachhochschulstudiengänge Burgenland GmbH, Pinkafeld, Austria

ABSTRACT: Heterogeneous wastes, which cannot be material-recycled easily are used for energetic utilization. Certain quality criteria need to be met in this context, addressing especially the chlorine content due to the product quality as well as to environmental and safety issues. In regard of current issues in climate policy concerning emission trading, also an increased biogenic content in these waste fractions is desirable. Therefore, experiments with a sensor-based sorting technology at pilot scale as well as large scale have been conducted to analyse the technical feasibility of this technology for its application on heterogeneous wastes to gain products with desired material and quality criteria. The results of pilot scale experiments show that the sensor-based sorting technology is generally technically feasible to gain waste fractions with the required characteristics, if the technology was adjusted to the specific waste stream. Due to restrictions during the large scale experiment a number of further issues need to be addressed in further experiments to allow for a concluding evaluation of that treatment concept.

1 INTRODUCTION AND RELEVANCE

Waste management is playing a significant role in efforts to combat the anthropogenic climate change and environmental pollution and is therefore continuously changing from land filling to other options, such as material reuse and recycling all over the world. If waste will be used as a substitution for primary resources, it has to be processed to meet the required material or quality criteria. Sensor-based sorting is a state-of-the-art technology for the treatment of separately collected recyclables, such as plastic, paper and glass, in order to secure the compliance with given quality standards.

A further option, especially for heterogeneous wastes which cannot be material-recycled is the energetic utilization. High calorific components are split from the waste stream and used as a substitute for fossil fuels (so-called “refuse derived fuel” (RDF) resp. “waste derived fuel” (Rotter et al. 2010)) in certain industry sectors (e.g. cement industry or pulp & paper industry). Hence, waste material can be used as (partly) renewable energy source if it meets certain quality criteria in order to secure that environmental standards as well as product quality are not being compromised and process conditions are not being affected negatively (Ragossnig & Lorber 2005), e.g. the content of chlorine compounds has to be limited. In order to increase the future marketing opportunities, separating biogenic (i.e. mainly paper, cardboard and wooden materials) from non-biogenic, i.e. fossil materials is additionally relevant as the biogenic content might gain an important role due to the CO₂ emission trading in the near future.

Processing of heterogeneous wastes to meet these required criteria is therefore crucial. However, although sensor-based sorting technologies are already available for the processing of homogeneous wastes, they are not yet widely applied for the sorting of heterogeneous wastes. Therefore, the evaluation of the technical feasibility of the application of sensor-based sorting technologies on heterogeneous waste streams is focused in the research underlying this conference contribution. Experiments at pilot and large scale were conducted in order to prove whether this technology could be used to gain waste fractions with the required characteristics.

2 MATERIAL AND METHODS

A near infrared (NIR) system was used at pilot and large scale. Two specific waste streams from a mechanical treatment plant, processing 60,000 tons commercial solid waste per year, were analyzed and characterized regarding their composition: a high calorific (HC, particle size > 120 mm) and a medium calorific stream (MC, particle size 20 – 120 mm). Both waste streams are destined for the utilization as RDF in the cement industry. The composition of the streams is shown in Fig. 1.

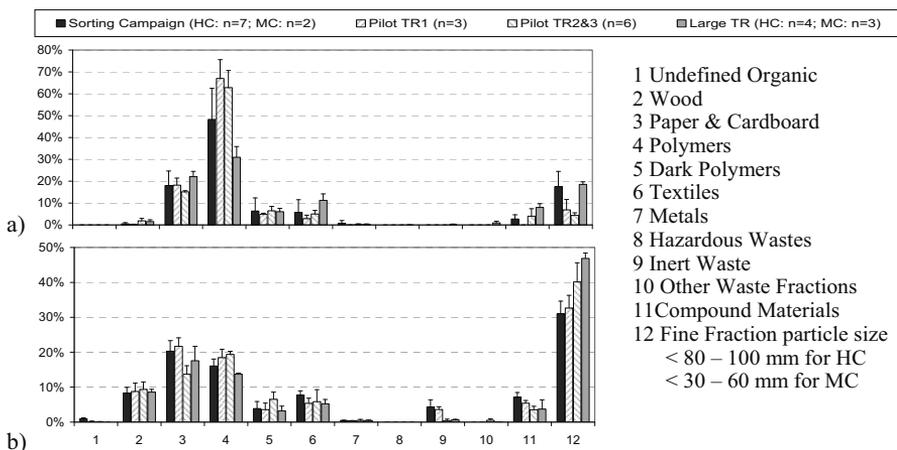


Fig. 1: Characterization of the test material: a) High Calorific Waste Stream (HC); b) Medium Calorific Waste Stream (MC); TR = Test Run. Sorted material in total [kg]: Sorting campaign: HC 340, MC 110; Pilot TR1: HC 60, MC 60; Pilot TR2&3: HC 120, MC 140; Large TR: HC 290, MC 340

Experiments were targeted towards (a) the removal of contaminants (chlorine compounds) followed by (b) the separation of biogenic from non-biogenic, i.e. fossil materials. Therefore the sensor system was tuned to firstly reject polymers containing polyvinyl chloride (PVC) and secondly remove biogenic materials from this PVC-freed material, resulting in three output-streams: (R1) Reject 1: PVC output; (R2) Reject 2: biogenic output to be used as RDF; (P2) Passing 2: fossil output also to be used as RDF. To optimize the quantitative reject of PVC-containing materials (R1) and the quality and quantity of the biogenic reject (R2) in the outcome of HC and MC, parameter configurations (a.o. scanning speed of the sensor-system, pressure of compressed air, sieving of the material, etc.) were varied. Based on these results at pilot scale, a test run at large scale was conducted. This experiment should allow for getting first results although the existing plant was optimized for a different type of waste stream and a different sorting task. The yield (R2) and the purity (R2, P2) were used for the evaluation of the separation of biogenic from fossil materials. The yield represents the rejected mass-proportion of material that is supposed to be rejected. The purity is the mass-proportion of material sorted correctly into R2 or P2. The fine fraction (for particle size see Fig. 1) was excluded from this evaluation and textiles were assumed to be biogenic if found in R2 and assumed to be fossil if found in P2. The rejection of PVC-containing materials was analyzed by chemical quantification of chlorine content (pilot- and large scale tests).

3 RESULTS AND DISCUSSION

For the HC waste stream, an optimized parameter configuration of the pressure of compressed air and an appropriate NIR identification scheme were found in the pilot scale test run (TR) no. 2 for the assigned problem. Concerning the biogenic reject a yield of about 88% and purity of about 96% for a mass-fraction of around 21% was achieved (Fig. 2a and 2b). The remaining

material (approx. 74%, P2) had a purity of around 88%. When testing these parameters at large scale, a lower purity for of the biogenic reject (R2) (Fig. 2c, Tab. 1) as well as the remaining material (P2) compared to the pilot scale tests was achieved. Furthermore, the yield and mass-fraction (Fig. 2d) of R2 were significantly decreased – a result of the plant being designed and optimized for a different waste stream and a different sorting task.

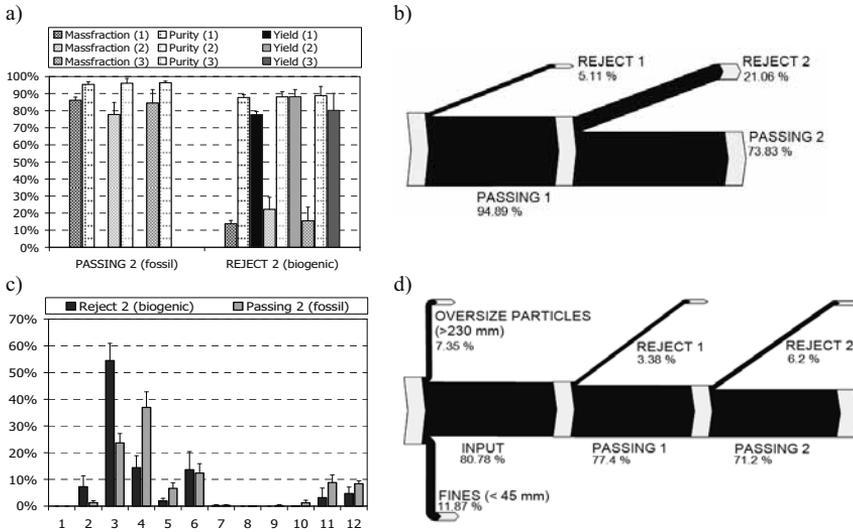


Fig. 2: Processing experiments of the HC waste stream. Data (wt%) are gained from about 60 kg (pilot TRs) and 290 kg (large) of original substance manually sorted in total. a) Comparison of the pilot scale test runs 1 – 3 in regard of gained mass fractions, purity and yield; b) mass flow of waste material at pilot scale test run 2; c) Composition of output streams at large scale, for 1 – 12 see Fig. 1; d) mass flow of waste material at large scale

First results (Tab. 1) of distinct chemical characterization of the output-fractions of the HC as well as the MC waste stream in regard of their characteristics as RDF (e.g. chlorine content and lower heating value (LHV) indicate that the separation of the PVC-containing materials results in very much decreased chlorine content in R2 as well as P2 (compare Tab. 1). Furthermore a slightly decreased heating value is achieved in the R2 (due to the increased biogenic content) and an increased heating value in P2. A broad evaluation is in progress.

Tab. 1: Comparison of pilot scale (test run 2) and large scale (mean-values^[n])

		HC, Pilot, TR2	HC, Large	MC, Pilot, TR2	MC, Large
Sorted, total	kg OS ¹	approx. 60	approx. 290	approx. 80	approx. 340
Yield R2/Massfraction R1	wt% OS ¹	88.1 ^[3] /5.1 ^[3]	20.2/3.4	79.4 ^[3] /5.0 ^[3]	16.7/2.7
Purity/Mass fraction R2	wt% OS	96.1/21.1 ^[3]	79.1/6.2 ^[4]	84.4/28.0 ^[3]	87.4/5.0 ^[3]
Purity/Mass fraction P2	wt% OS	88.1/73.8 ^[3]	72.7/71.2 ^[4]	95.3/67.1 ^[3]	57.8/51.8 ^[3]
Cl in Material/R2/P2	wt% DM ²	4.5/0.3/0.4	n.a.	2.1/0.3/1.0	n.a.
LHV Material/R2/P2	MJ/kg OS	23.3/13.5/31.3	n.a.	15.6/11.5/16.4	n.a.

¹OS = Original substance (wet, incl. inerts, etc.); ²Dried Material (excl. inerts, etc.); Cl = Chlorine, LHV = Lower Heating Value; n.a. = not yet analysed; R1 = Reject 1 (PVC-containing); R2 = Reject 2 (biogenic); P2 = Passing 2 (fossil); HC/MC = High/Medium Calorific Waste Stream

Concerning the manual characterization of the MC waste stream, results similar to the HC waste stream were achieved. However, yield (approx. 80%) and purity (approx. 84%) of the biogenic reject (R2) at pilot scale were lower compared to the HC waste stream; the purity of P2 was increased instead to about 95%. Comparing the first results at large scale to the pilot scale results, the purity of R2 (approx. 87%) was slightly increased, whereas the purity of P2 was

largely decreased (approx. 58%). However, only a low yield (approx. 18%) was achieved similar to the high calorific waste stream.

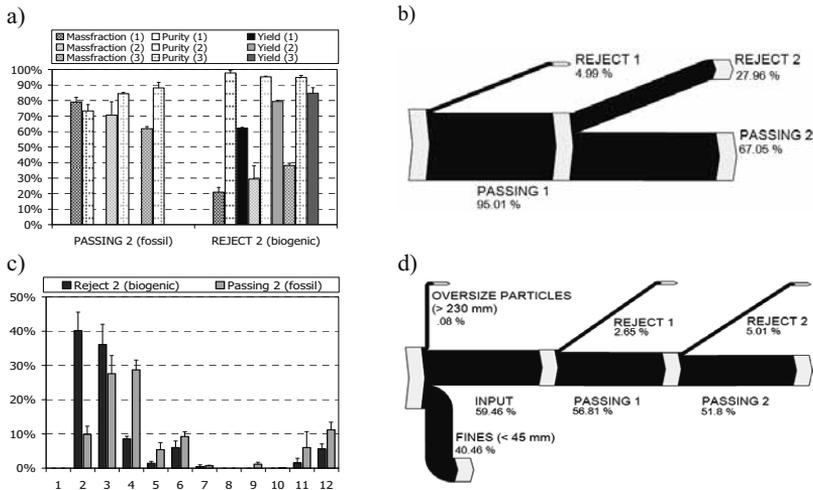


Fig. 3: Processing experiments of the MC waste stream. Data (wt%) are gained from about 60 – 80 kg (pilot) and 340 kg (large) of original substance manually sorted in total. a) – d) as in Fig. 2

4 CONCLUSIONS AND PERSPECTIVES

The results of pilot scale tests showed that the sensor-based sorting technology is generally feasible to gain waste fractions with the required characteristics (especially concerning the chlorine content of the waste stream) if the sensor systems are adjusted to the specific waste stream. This is especially shown by the chlorine content, purity and yield at pilot-scale. First results at large scale indicate that additional issues need to be addressed to gain similar results. The challenges to be taken are related to the overall plant concept. Further experiments in large scale are planned, in order to solve the additional construction issues to adapt a large scale MT-plant for processing of the presented waste streams by sensor-based sorting to gain output fractions with the desired characteristics.

ACKNOWLEDGEMENTS

This research within the K1-centre “BIOENERGY 2020+” was promoted by the COMET funding scheme executed by the Austrian Research Promotion Agency and financed by national Austrian funds as well as funds from the provinces of Burgenland, Lower Austria and Styria. The co-financing from industry to be provided within the COMET funding scheme was granted by Umweltdienst Burgenland GmbH, Saubermacher Dienstleistungs AG, Komptech Research Center GmbH and BT Wolfgang Binder GmbH.

REFERENCES

- Ragossnig, A. & Lorber, K.E. (2005) Combined incineration of industrial wastes with in-plant residues in fluidized-bed utility boilers – decision relevant factors. In: *Waste Management & Research*, Volume 23/5, Copenhagen.
- Rotter, V.S., Lehmann, A., Marzi, T., Möhle, E., Schignitz, D. & Hoffman G. (2010) New techniques for the characterization of refuse-derived fuels and solid recovered fuels. In: *Waste Management & Research*, Copenhagen, doi:10.1177/0734242X10364210.

Neuartiges Regelkonzept für Verbrennungsanlagen

U. Richers

Karlsruher Institut für Technologie (KIT), Karlsruhe, Deutschland

KURZFASSUNG: Die Klimaänderung in Verbindung mit der Verknappung von Ressourcen und fossilen Energieträgern werden in Zukunft zu umfangreichen Veränderungen führen. Im Bereich der Abfallwirtschaft ist davon auszugehen, dass zunehmend Abfälle für eine stoffliche Verwertung oder energetische Nutzung als Sekundärbrennstoff herangezogen werden. Die Gewinnung von Sekundärbrennstoffen führt, wie die Entsorgung von Elektronikschrott oder Altautos, zu Abfallfraktionen mit höheren Chlorgehalten. Eine Verbrennung dieser Abfallfraktionen in Abfallverbrennungsanlagen ist nicht unproblematisch, da Chlor maßgeblich an Korrosionsprozessen beteiligt ist.

Es wird ein Verfahren zur besseren Regelung von Abfallverbrennungsanlagen vorgestellt, das die Korrosion durch Chlor reduzieren kann. Im Mittelpunkt steht die separate Zuführung von Abfällen mit höheren Chlorkonzentrationen, bei der die Rohgaskonzentration von HCl als Regelgröße herangezogen wird.

1 EINLEITUNG

Der Klimawandel, die zukünftige Versorgung mit Energie und die Verknappung von Ressourcen bestimmen maßgeblich die Diskussionen und Entscheidungen in Politik, Wirtschaft und Gesellschaft (SRU 2010, Angerer 2010). Insbesondere die zu erwartenden Preissteigerungen für die Energieträger Öl, Kohle, Gas sowie für Rohstoffe führen zu Veränderungen in vielen Bereichen, zu denen auch die Abfallwirtschaft gehört.

Es ist davon auszugehen, dass zukünftig verstärkt Abfälle für eine energetische bzw. stoffliche Verwertung sortiert und aufbereitet werden. Beispielsweise werden Abfälle seit vielen Jahren zunehmend in der Zementindustrie als Ersatz für fossile Brennstoffe eingesetzt. In der österreichischen Zementindustrie erhöhte sich der Anteil der Sekundärbrennstoffe im Zeitraum von 2002 bis 2007 auf einen Bereich zwischen 45 – 50% (Mauschitz 2008). Die Zementindustrie der Schweiz steigerte den Energiesubstitutionsgrad durch alternative Brennstoffe zwischen 2008 und 2009 von 46,5% auf 48,1% (Chemsuisse 2010). In Deutschland nahm der Anteil von 25% im Jahr 2000 auf 58,4% im Jahr 2009 zu (EUWID 2010). Außerdem werden in Deutschland ergänzend zu Abfallverbrennungsanlagen Sekundärbrennstoffkraftwerke errichtet, die u.a. der Energieversorgung von Industrieunternehmen dienen. Einschließlich der zurzeit in der Bauphase befindlichen Anlagen ist ab 2011 von 36 Standorten mit einer Kapazität von 6,17 Mio. Tonnen/Jahr auszugehen (Thiel 2009).

Für eine Verwendung von Abfällen als Sekundärbrennstoffe in der Zementproduktion ist eine gezielte Aufbereitung erforderlich. Insbesondere chlorhaltige Bestandteile müssen durch die Anwendung von spektroskopischen Sortierstufen abgetrennt werden, da der Chlorgehalt im Zement gemäß DIN EN 197 1 (2004) auf 0,1% limitiert ist. Außerdem verursachen Chlorverbindungen bei der Zementherstellung Probleme, da Ablagerungen gebildet werden.

Die steigende Mitverbrennung von aufbereiteten Abfällen, insbesondere in der Zementindustrie führt zwangsläufig zu Abfallfraktionen mit erhöhten Chlorkonzentrationen. Zusätzliche abfallwirtschaftliche Maßnahmen wie die Aufbereitung von Altfahrzeugen oder die Entsorgung von Elektroaltgeräten lassen weitere Abfallfraktionen mit hohen Chlorgehalten erwarten. Folglich werden für Abfallverbrennungsanlagen neben Haus- bzw. Restmüll verstärkt andere Abfallfraktionen mit hohen Gehalten an Chlor und anderen Schadstoffen zur Verfügung stehen.

2 PROBLEMSTELLUNG

Allgemein ist die Verbrennung von Abfällen eine anspruchsvolle Aufgabe, denn die inhomogene Zusammensetzung des Abfalls und die folglich variierenden Verbrennungseigenschaften erschweren den Betrieb im Vergleich zu anderen großtechnischen Verbrennungsprozessen. Im Zusammenhang mit der Abfallverbrennung hat Chlor bis heute eine überragende Bedeutung für die Diskussion um Emissionen, obwohl der wissenschaftliche Fortschritt und technische Entwicklungen die Einhaltung von sehr niedrigen Emissionsgrenzwerten ermöglichen.

Zusätzlich verursacht Chlor im technischen Betrieb große Probleme, denn als Bestandteil der Kesselstäube und des Rauchgases sind Chlor und dessen chemische Verbindungen an Korrosionsprozessen im Kesselbereich maßgeblich beteiligt (Schroer & Konys 2002, Lee et al. 2007). Diese Korrosionsprozesse führen zu Stillstandszeiten und Reparaturen an der Anlage, so dass Abfallfraktionen mit hohem Chlorgehalt zu relativ hohen Kosten verbrannt werden.

Vor diesem Hintergrund haben Wege zur Minderung der Chlorkorrosion eine große Bedeutung für den großtechnischen Betrieb von Abfallverbrennungsanlagen. Einen Ansatz bietet die Auswahl geeigneter Metallwerkstoffe im Kesselbereich bzw. das Aufbringen spezieller Metallschutzschichten auf die Kesselrohre (Cladding).

Andere Verfahren nutzen durch Zuführung schwefelhaltiger Hilfschemikalien in den Verbrennungsprozess die Erkenntnis aus, dass hohe SO_2 -Konzentrationen im Rohgas bzw. die Bildung von sulfathaltigen Salzen zu geringeren Korrosionsraten führen (Bendix 2005). Ein Beispiel ist das Chlorout-Verfahren (Mineur et al. 2008), bei dem eine wässrige Ammoniumsulfatlösung eingesetzt wird. Die eingesetzten Hilfschemikalien führen allerdings zu steigenden Rückstandsmengen. Eine SO_2 -Anreicherung in der Gasphase ohne Hilfschemikalien gelingt durch eine Kreislaufführung von SO_2 (Hunsinger et al. 2007). Dieser Weg erfordert allerdings ein relativ aufwändiges Rauchgasreinigungssystem mit zwei Waschstufen, das bei neuen Abfallverbrennungsanlagen oder Sekundärbrennstoffkraftwerken kaum noch gebaut wird.

Es besteht also die Aufgabenstellung, ein Verfahren zur Minderung der Chlorkorrosion zu entwickeln, das einerseits die zu erwartenden Veränderungen beim Abfallaufkommen durch stärkere Sortierung berücksichtigt und andererseits ohne den Einsatz von zusätzlichen Hilfsstoffen und somit ohne erhöhte Rückstandsmengen auskommt. Außerdem sollte das Verfahren auch für Abfallverbrennungsanlagen mit einfacheren Rauchgasreinigungssystemen einsetzbar sein.

3 VORSCHLAG FÜR EIN NEUES REGELUNGSKONZEPT

Eine Analyse der kurz vorgestellten Wege zur Minderung der Chlorkorrosion zeigt, dass es sich um „sekundäre“ Maßnahmen handelt. Neben dem Schutz der korrosionsgefährdeten Bereiche in der Anlage durch Metallschutzschichten, wird die korrosionsmindernde Wirkung hoher Schwefelanteile im Rauchgas bzw. in den Kesselblägen ausgenutzt. Hohe Schwefelanteile sind gleich bedeutend mit einem hohen Mengenverhältnis von Schwefel zu Chlor.

Das im Rahmen dieser Arbeit vorgestellte und durch ein Patent geschützte Regelungskonzept für Abfallverbrennungsanlagen baut ebenfalls auf der vorteilhaften Wirkung von hohen Mengenverhältnissen von Schwefel zu Chlor auf, stellt allerdings das chemische Element Chlor in den Mittelpunkt.

Die chlorhaltigen Abfälle werden nicht, wie allgemein üblich, im Bunker abgeladen und von dort nach einer Vermischung mit den anderen Abfällen der Verbrennung zugeführt. Stattdessen werden die chlorhaltigen Abfallfraktionen der Feuerung aus einem separaten Silo entsprechend der HCl-Konzentration geregelt eingebracht, die nach dem Kessel bzw. vor der Rauchgasreinigungsanlage im Rohgas gemessen wird.

Sinkt im Abfall die Chlorkonzentration und damit im Rauchgas die HCl-Konzentration, wird aus dem separaten Silo zusätzlicher Brennstoff dosiert. Steigt die HCl-Konzentration im Rauchgas zu stark an, so dass eine hohe Chlorkonzentration in den Ablagerungen im Kessel zu erwarten ist, so kann die zusätzliche Dosierung verringert oder vollständig abgeschaltet werden.

Die geregelte Chlorkonzentration im Rohgas führt zu einer gleichmäßigen Chorbeklastung im Rauchgas. Folglich können stark korrosive Beläge mit sehr hoher Chlorkonzentration, d.h. mit einem kleinen Mengenverhältnis von Schwefel zu Chlor, im Kesselbereich vermieden werden.

Das Regelungskonzept ist in Abb. 1 in einer sehr einfachen Darstellung mit einem Messpunkt dargestellt. Für die Messung können auch mehrere Messpunkte aus dem Kessel oder Rohgaskanal herangezogen werden, um eine möglichst gleichmäßige Chlorkonzentration im Rauchgas zu erreichen.

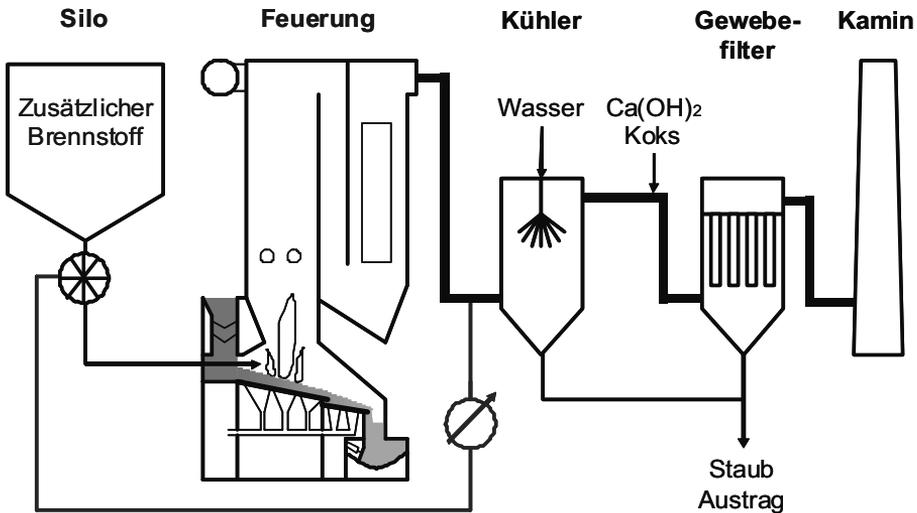


Abb. 1: Vereinfachte Darstellung für das neue Regelungskonzept

Das vorgeschlagene Regelungskonzept in Abb. 1 erscheint auf den ersten Blick aufwändig, aber wichtige Teile der erforderlichen Ausrüstung sind bereits vorhanden oder wurden im Zusammenhang mit anderen Brennstoffen bereits erprobt.

Die notwendige Messtechnik für HCl im Rohgas ist bei Anlagen mit einer trockenen Rauchgasreinigung, wie in Abb. 1 dargestellt, in der Regel bereits vorhanden. Für die Lagerung im Silo und Förderung des zusätzlichen Brennstoffs existieren Erfahrungen aus der Mitverbrennung von Abfällen in Anlagen zur Zementproduktion oder Kraftwerken. Für separate Zuführung in den Feuerraum einer Abfallverbrennungsanlage kann z.B. eine Aufstreumaschine eingesetzt werden, die für Klärschlamm an großtechnischen Anlagen installiert ist (Fleck 2004). Der zusätzliche Brennstoff wird von der Feuerraumseitenwand aus direkt der brennenden Abfallschicht auf dem Rost zugeführt.

Das vorgestellte Regelungskonzept hat zusätzlich weitere Vorteile für den Betrieb einer Abfallverbrennungsanlage:

- In die Rauchgasreinigungsanlage tritt ein Rauchgas mit geringeren Konzentrationsschwankungen ein. Diese geringeren Schwankungen gestatten einen Betrieb der Rauchgasreinigungsanlage mit einem kleineren Neutralisationsmittelüberschuss, so dass geringere Rückstandsmengen aus dem Rauchgasreinigungssystem entsorgt werden müssen.
- Die separate Zuführung des zusätzlichen Brennstoffs kann auch für andere Regelungsgrößen der Feuerung genutzt werden. Beispielsweise ist eine ergänzende Regelung der Wärmerfreisetzung möglich, so dass eine gleichmäßigere Verbrennung verbunden mit einem höheren Durchsatz erreicht wird.
- Außerdem kann die separate Zuführung des zusätzlichen Brennstoffs, einen entsprechenden Heizwert vorausgesetzt, im Fall einer Unterschreitung der vorgeschriebenen Mindesttemperaturen das Brennersystem unterstützen und so den Verbrauch fossiler Brennstoffe mindern.
- Das vorgeschlagene Regelungskonzept ist mit den anderen Maßnahmen kombinierbar, die auf den positiven Auswirkungen der hohen SO_2 -Rohgaskonzentrationen Rohgas hinsichtlich der Korrosion aufbauen.

4 ZUSAMMENFASSUNG

Die steigenden Kosten für die Primärenergieträger Öl, Kohle und Gas haben u.a. zu einer verstärkten Nutzung von Abfällen als Sekundärbrennstoffe geführt. Energieintensive Branchen wie die Zementindustrie decken sowohl in Deutschland als auch in Österreich und der Schweiz bereits heute etwa 50% des Energiebedarfs aus Sekundärbrennstoffen. Allerdings führt die Aufbereitung von Sekundärbrennstoffen für die Zementindustrie zu Abfallfraktionen mit erhöhten Chlorgehalten, deren Verbrennung in Abfallverbrennungsanlagen aufgrund der korrosiven Wirkung von Chlor zu Problemen führt.

Als Ansatz für eine Lösung dieser Probleme wurde ein neues Regelkonzept für Abfallverbrennungsanlagen vorgeschlagen. Die chlorhaltigen Fraktionen werden nicht, wie bisher üblich nach Vermischung mit anderen Abfällen im Bunker verbrannt, sondern dem Feuerraum aus einem separaten Silo geregelt zugeführt. Als Führungsgröße für die Regelung dient die HCl-Konzentration im Rohgas der Verbrennungsanlage. Auf diesem Weg können stark erhöhte HCl-Konzentrationen im Rohgas und damit hohe Chlorkonzentrationen in den Ablagerungen im Kessel vermieden werden, so dass die Korrosion durch Chlor vermindert wird.

Eine ergänzende Betrachtung der notwendigen Messtechnik und der erforderlichen Verfahrenstechnik zeigte, dass ausgewählte Teile bereits an Abfallverbrennungsanlagen vorhanden sind oder im Zusammenhang mit anderen Verbrennungstechniken bereits großtechnisch erprobt wurden.

LITERATUR

- Angerer et al. (2009) *Rohstoffe für Zukunftstechnologien*. Stuttgart, Deutschland: Fraunhofer IRB Verlag. (Schlussbericht vom Fraunhofer Institut für System- und Innovationsforschung (ISI) und dem Institut für Zukunftsstudien und Technologiebewertung (IZT) im Auftrag des Bundesministeriums für Wirtschaft und Technologie, Berlin).
- Bendix, D., Faulstich, M. & Metschke, J. (2005) Korrosion in Anlagen zur thermischen Abfallbehandlung. *Müll und Abfall* 37, 137 – 142.
- Chemsuisse – Verband der Schweizerischen Zementindustrie (2010) *Kennzahlen 2009*.
- DIN EN 197 (2004) Zusammensetzung, Anforderungen und Konformitätskriterien von Normalzement.
- EUWID (2010) *Deutsche Zementindustrie verstärkt SBS-Einsatz*. Europäischer Wirtschaftsdienst (EUWID), Re Nr. 19 vom 11.05.2010, 2.
- Fleck, E., & Martin, J.E. (2004) Der Einsatz von verschiedenen Brennstoffen in Martin-Feuerungssystemen. In: Thomé-Kozmiensky, K.J. *Ersatzbrennstoffe 4*. Neuruppin, Germany: TK Verlag Karl Thomé-Kozmiensky.
- Hunsinger, H., Seifert, H. & Jay, K. (2007) Reduction of PCDD/F Formation in MSWI by a Process-Integrated SO₂ Cycle. *Environmental Engineering Science* 24, 1.145 – 1.159.
- Lee, S.-H., Themelis, N.J. & Castaldi, M.J. (2007) High-Temperature Corrosion in Waste-to-Energy Boilers. *Journal of Thermal Spray Technology* 16, 104 – 110.
- Mauschitz, G. (2008) *Emissionen aus Anlagen der österreichischen Zementindustrie*. Institut für Verfahrenstechnik, Umwelttechnik und Technische Biowissenschaften. Technische Universität Wien.
- Mineur, M., Schmidt, W. & Henderson, P. (2008) Versuche zur Korrosionsminderung in der Müllverwertung Borsigstraße mit dem Chlorout-Verfahren. In: Thomé-Kozmiensky, K.J. & Beckmann, M. *Energie aus Abfall – Band 4*. Neuruppin, Germany: TK Verlag Karl Thomé-Kozmiensky.
- Schroer, C. & Konys, J. (2002) *Rauchgasseitige Hochtemperatur-Korrosion in Müllverbrennungsanlagen*. Forschungszentrum Karlsruhe. Wissenschaftliche Berichte. FZKA 6695.
- SRU – Sachverständigenrat für Umweltfragen (2010) *100% erneuerbare Stromversorgung bis 2050: klimaverträglich, sicher, bezahlbar*. Stellungnahme Nr. 15 des Beratungsgremiums der deutschen Bundesregierung. Erscheinungsdatum 5. Mai 2010.
- Thiel, S. (2009) Status und Charakterisierung der Ersatzbrennstoff-Kraftwerke. *Resource* 22, 50 – 55.

Online Korrosionsmonitoring in Müllverbrennungsanlagen

B. Waldmann, V. Engstle & F. Haider

Corrmoran GmbH/Universität Augsburg, Augsburg, Deutschland

R. Warnecke

Gemeinschaftskraftwerke Schweinfurt, Schweinfurt, Deutschland

KURZFASSUNG: Korrosion ist allgegenwärtig und richtet vor allem dort, wo hohe Temperaturen und korrosive Medien zusammentreffen, immense Schäden an. So kämpfen etwa Großfeuerungsanlagen mit erheblicher Korrosionsbelastung, besonders wenn problematische Brennstoffe, wie etwa Müll und Reststoffe oder Ersatzbrennstoffe, verbrannt werden. Auch eine Änderung der Brennstoffzusammensetzung oder die Verwendung kostengünstigerer Brennstoffe birgt Risiken. Ob dadurch die Gesamtkosten einer Anlage verringert werden können oder ein erhöhter Mehraufwand durch stärkere Korrosion entsteht, lässt sich erst im Nachhinein beurteilen. Um diesen erheblichen Kostenfaktor zu reduzieren, ist eine effektivere Korrosionsbekämpfung von großem Interesse. Bisher erfolgt die Beurteilung der Korrosion vor allem über Beprobungen und Materialanalysen, wie z.B. Wandstärkemessungen, während eines Stillstands. Dieser Mangel an Informationen war der Anlass, einen Sensor zu entwickeln, der die aktuelle Korrosionsrate im Abgas einer Müllverbrennungsanlage (MVA) in guter zeitlicher Auflösung – möglichst in Echtzeit – messen kann. Dieser wurde mittlerweile an einer Reihe von Anlagen mit sehr unterschiedlichem Korrosionsverhalten eingesetzt.

1 EINLEITUNG

Die zeitlich aufgelöste Erfassung der Korrosionsprozesse ermöglicht es, z.B. negative Einflussfaktoren sofort zu identifizieren und Schutzmaßnahmen zeitnah in ihrer Auswirkung auf die Korrosion zu beurteilen. Eine ursachenorientierte Reduktion der Korrosion kann dauerhaft die Aufwendungen für Instandhaltung und Wartung mindern und so eine höhere Verfügbarkeit und Steigerung der Energieeffizienz gewährleisten. Der Sensor der Corrmoran GmbH, der auf Basis elektrochemischer Verfahren mittels potentiostatischer Messungen arbeitet, stellt hierfür ein geeignetes Instrument dar. Die Online-Überwachung aktueller Korrosionsvorgänge ermöglicht eine direkte oder auch zeitlich versetzte Korrelation mit entsprechenden Betriebsparametern.

2 WIE FUNKTIONIERT DIE MESSUNG?

Der Messsensor besteht aus drei Elektroden und einem sog. Massenverlustring. Zwei der Elektroden sind aus dem Werkstoff, dessen Korrosionsverhalten untersucht werden soll, die dritte dient als Referenzelektrode und besteht standardmäßig aus Inconel (siehe Abb. 1, links). Die aktuelle Korrosionsrate wird durch Messung des linearen Polarisationswiderstands bestimmt. Die Messung besteht in der Aufnahme des Korrosionsstroms als Funktion der angelegten Spannung (siehe Abb. 1, rechts). Diese Größe wird mit Hilfe eines kommerziellen Potentiostaten gemessen. Aus Korrosionsstrom und Spannung wird dann der Leitwert berechnet. Dieser ist proportional zum momentanen Korrosionsabtrag. Die Kalibration des elektrischen Messsignals erfolgt über eine Bestimmung des Gewichtsverlusts nach Ende der Messung.

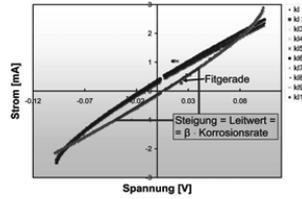
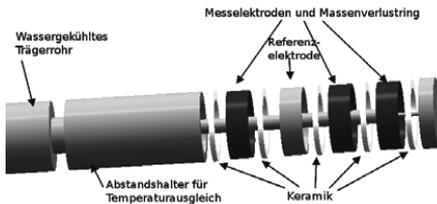


Abb. 1: Explosionszeichnung des Sensors (links) und gemessene Strom-Spannungs-Kennlinie (rechts)

3 WO KANN DER SENSOR EINGESETZT WERDEN?

Der Korrosionssensor kann grundsätzlich im Abgas von Großfeuerungsanlagen eingesetzt werden, da die Messmethode zur Erfassung der elektrochemischen Korrosionsprozesse in gasförmigen Umgebungen geeignet ist. Voraussetzung hierfür ist allerdings, dass sich eine hinreichend ionenleitfähige Verbindung etwa durch abgelagerte Beläge oder Korrosionsprodukte zwischen den Messelektroden ausbildet. Die Modulbauweise und Konstruktion des Sensors ermöglichen eine freie Wahl des Elektrodenmaterials sowie einen Einsatz bis hin zum ersten Zug, d.h. Rauchgastemperaturen von ca. 1.000 °C, und im Bereich der direkten Strahlungszone der Feuerung.

4 WELCHE INFORMATIONEN LIEFERT DER SENSOR

4.1 Kurzfristige Veränderungen

In regelmäßigen Abständen wird eine Strom-Spannungs-Kennlinie aufgenommen. Auf diese Weise erhält man mindestens sechs Messwerte pro Stunde, wobei die Dauer der Messung variiert werden kann. Abb. 2 links zeigt Messwerte, die im Laufe eines Tages in einer Anlage aufgenommen wurden. Jeder Messwert entspricht dabei einer Strom-Spannungs-Kennlinie.

4.2 Langzeitverhalten

In Abb. 2 rechts ist beispielhaft eine Messung über mehrere Wochen dargestellt. Der Verlauf des Korrosionssignals ist typisch und bei vielen Messungen in ähnlicher Form zu sehen. Nach einer Anfangsphase, in der sich der Elektrolyt ausbildet und sich ein Gleichgewichtszustand an der Korrosionsfront einstellt, bewegt sich das Korrosionssignal auf einem annähernd konstanten Niveau. Der sprunghafte Anstieg im Korrosionssignal entspricht einer Periode ungünstiger Betriebszustände einhergehend mit erhöhter Korrosion. Wenn es nun gelingt, Korrelationen zwischen dem Anstieg der Korrosionsrate und Prozessparametern zu finden, können solche Ereignisse möglicherweise vermieden und die Korrosion dauerhaft niedriger gehalten werden. Zudem weiß der Anlagenbetreiber, dass es eine Phase ungewöhnlich hoher Materialabzehrung gab und kann dies im Revisionsplan berücksichtigen.

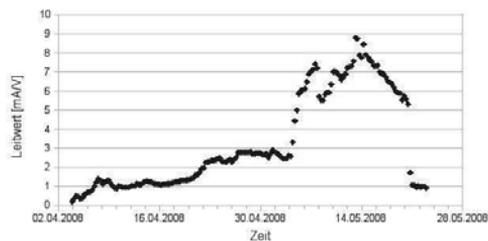
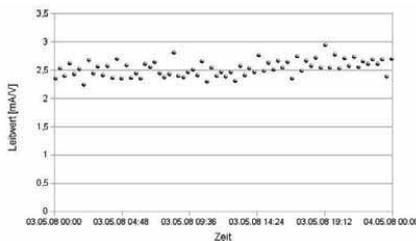


Abb. 2: Verlauf des Korrosionssignals über einen Tag (links) und einen längeren Zeitraum (rechts)

5 BISHERIGE ERFAHRUNGEN

Die zuvor aufgeführten Informationen, die ein online Korrosionsmonitoring liefert, bieten zweierlei Nutzen. Neben kurzfristigen Veränderungen der Korrosionsrate werden natürlich auch langfristige Tendenzen deutlich. Dabei ist ein Ziel für die Anlagenbetreiber durch die Ist-Analyse, Kenntnisse über lineare und/oder progressive Korrosionsverläufe zu erlangen. Somit ergibt sich ein Wissensvorsprung, der mit einer sichereren und besser planbaren Betriebsweise einhergeht.

Zum anderen kann die Korrosionsmessung auch herangezogen werden, um den Verbrennungsprozess aber auch z.B. die Reinigungsmethoden so zu optimieren, dass die Korrosion so gering wie möglich ist. Dazu ist es wichtig zu lernen, welche Veränderungen von Prozessparametern welche Konsequenzen im Hinblick auf die Korrosion nach sich ziehen. Die beste Möglichkeit das zu realisieren ist es, Ideen zur Korrosionsminderung begleitet mit Korrosionsmonitoring zu verwirklichen, um die Auswirkungen sofort beurteilen zu können.

5.1 Ist-Analyse

Abb. 3 zeigt ein Beispiel, wie der Messsensor als eine Art „Frühwarnsystem“ fungieren kann. Es ist sowohl der Verlauf der gemessenen Korrosionsrate, als auch die dadurch verursachte Materialabzehrung gezeigt. Nachdem das Korrosionssignal anfangs während der ersten ca. 150 Stunden relativ gleichmäßig verläuft, kommt es zu einem sprunghaften Anstieg auf mehr als das Doppelte. Der hohe Wert hält über 200 Stunden an und endet in einem Rohrreißer. D.h., die Korrosion im Kessel war während dieser 200 Stunden stark erhöht, was sich auch in der Gesamtabzehrung widerspiegelt. Das Korrosionssignal liefert in dieser Situation zwei nützliche Informationen. Zum einen dauert die hohe Korrosion so lange an, dass Korrelationen gesucht und Gegenmaßnahmen ergriffen werden können, zum anderen kann entschieden werden, ob und wann die Gefahr besteht, dass die notwendige Restwandstärke der Rohre unterschritten wird.

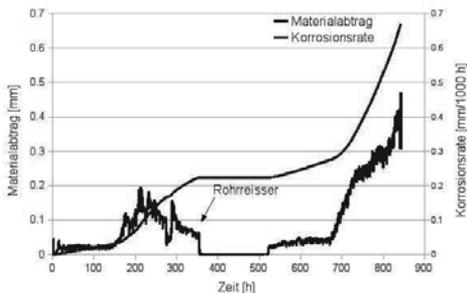


Abb. 3: Zeitlicher Verlauf der gemessenen Korrosionsrate und der daraus resultierenden Gesamtabzehrung; die Pause zwischen 350 – 530 Stunden ist bedingt durch einen Stillstand nach einem Rohrreißer

5.2 Korrelation mit Prozessparametern

Inzwischen kommt es immer mehr ins allgemeine Bewusstsein, dass die kostenintensiven und komplexen Korrosionsprobleme in Müllverbrennungsanlagen nicht durch „einfache“ oder „universelle“ technische oder materialseitige Konzepte „auf einen Schlag“ überwunden werden können. Deshalb ist es von immer größerer Bedeutung, die komplexen Zusammenhänge zwischen allen äußeren Gegebenheiten und der Korrosion im MVA-Kessel besser zu verstehen.

Es gibt mittlerweile der Komplexität des Systems entsprechend sehr viele Ideen, wie das Korrosionsgeschehen durch Änderung von Prozessparametern oder Optimierung von Regelprozessen positiv beeinflusst werden könnte. Über die Art und das Ausmaß der Konsequenzen kann jedoch in vielen Fällen nur spekuliert und bis zur nächsten Revision gewartet werden. Selbst bei Maßnahmen, die bekanntermaßen positiven Einfluss auf das Korrosionsgeschehen haben, ist doch die Quantifizierung des Effekts schwierig. Deswegen wurden in einigen Kraftwerken, be-

gleitet durch Korrosionsmessungen, Versuche durchgeführt, um die Zusammenhänge zwischen Korrosion und Prozessparametern besser verstehen zu können. Dabei wurden bisher u.a. folgende Einflussgrößen auf die Korrosion untersucht:

- Erhöhung der Sauerstoffkonzentration in der Verbrennungsluft,
- Variationen der Feuchte im Abgas und im Brennstoff,
- Veränderung der Feuerleistungsregelung,
- Art der Brennstoffaufgabe,
- Zugabe von Additiven,
- Lastreduktion,
- Heizwert des Brennstoffs und
- Brennstoffauswahl.

6 ZUSAMMENFASSUNG UND AUSBLICK

Die Messungen in verschiedenen Anlagen haben gezeigt, dass über einen längeren Zeitraum das Korrosionsgeschehen in einer Anlage zuverlässig verfolgt werden kann und auch kurzfristige Schwankungen verlässlich abgebildet werden.

Durch Kalibrierung anhand des Massenverluststrings kann die Abzehrung absolut bestimmt werden. Auf diese Weise ist es möglich, Maßnahmen zur Korrosionsbekämpfung gezielt zu erproben und Zeiten ungünstiger Betriebszustände zu identifizieren und idealerweise zu vermeiden.

Der Messsensor hat sich auch in verschiedenen europäischen Biomasseverbrennungsanlagen bewährt.

Es liegen mittlerweile auch positive Ergebnisse von Messungen mit anderen Elektrodenmaterialien vor, d.h. es ist möglich, beliebige Materialien als Elektroden einzusetzen.

Ein Korrosionsmonitoring kann für den Kraftwerksbetreiber Entscheidungshilfen bei der Brennstoffauswahl geben. Mit Hilfe der Korrosionsmessungen kann der Brennstoffpreis in Relation zu den möglicherweise durch diesen Brennstoff verursachten Schäden gesetzt und so eine Kosten – Nutzen – Abschätzung gemacht werden. Bisher war eine Bewertung unter Rücksichtnahme auf eventuelle Langzeitwirkungen nicht möglich.

Inzwischen liegen erste Ergebnisse von Versuchen mit Parametervariationen vor. Hier konnten klare Korrelationen mit der Korrosionsrate gefunden werden.

Es werden sowohl kurzfristige als auch langfristige Tendenzen der Korrosionsrate deutlich. Ziel für die Anlagenbetreiber ist es, Kenntnisse über das Korrosionsverhalten zu erlangen und mit einer sichereren und besser planbaren Betriebsweise Kosten einzusparen.

Möglichkeiten zum Einsatz des Messensors im kalten Bereich des Kessels, wo Taupunktunterschreitung auftritt, sowie zur Korrosionsmessung in wässrigen Elektrolyten werden derzeit geprüft.

7 DANKSAGUNG

Ein Teil dieser Arbeiten entstand im Rahmen des Projektes Efreccor II – EU46 und dem Bay-TOU-Programm der Technologieförderung in Bayern. Die Autoren danken dem bayerischen Staatsministerium für Umwelt, Gesundheit und Verbraucherschutz und der Europäischen Union für die Unterstützung. Des Weiteren danken wir den Betreibern der hier aufgeführten Anlagen für die Möglichkeit, die beschriebenen Messungen durchzuführen.

Volumenbestimmung bei Sortieranalysen – Probleme und Herausforderungen

S. Lebersorger

Universität für Bodenkultur Wien, Institut für Abfallwirtschaft, Wien, Österreich

KURZFASSUNG: Die Ergebnisse von Abfallsortieranalysen werden, neben der üblichen Darstellung in Masseprozent, häufig auch nach dem Volumen angegeben. Anders als die Masse kann das Volumen nicht direkt, eindeutig und exakt gemessen werden. Grundsätzliche Probleme betreffen die Messung selbst und die Berücksichtigung elastischer Verformungen. Ziel dieses Papers ist es, einen Überblick über die Problematik der Bestimmung der volumenbezogenen Abfallzusammensetzung zu geben. Überraschenderweise gibt es dazu kaum Literatur. Veröffentlichte volumenbezogene Ergebnisse sind aufgrund der fehlenden Dokumentation der Vorgehensweise nicht nachvollziehbar, und die wenigen in der Theorie vorgeschlagenen Methoden bzw. Empfehlungen sind oft nicht direkt in der Praxis anwendbar. Ein Fallbeispiel demonstriert, dass die Ergebnisse stark durch die Wahl der Berechnungsmethode beeinflusst werden. Empfohlen werden die Entwicklung einer einfachen, in der Praxis anwendbaren Standardmethode, die Aufnahme dieser in bestehende Richtlinien sowie eine nachvollziehbare Dokumentation der jeweiligen Vorgehensweise zusammen mit den Ergebnissen.

1 EINLEITUNG

Abfall-Sortieranalysen sind eine Standardmethode zur Ermittlung der material- oder produktbezogenen Zusammensetzung von Abfallströmen. Die Ergebnisse werden üblicherweise in Masseprozent angegeben, häufig zusätzlich auch nach dem Volumen. Die Kenntnis der volumenbezogenen Anteile einzelner Stoffgruppen kann für ausgewählte Fragestellungen sehr wichtig sein, wie z.B. für die Abschätzung des zusätzlichen Bedarfs an Restmüll-Behältervolumen bei Änderungen im Sammelsystem. Im Unterschied zur Masse kann das Volumen jedoch nicht direkt, exakt und eindeutig gemessen werden. Volumenbezogene Maße hängen eng zusammen mit den jeweiligen Lagerungsbedingungen, dem Verdichtungsgrad von Abfällen und Schüttdichten (Tchobanoglous et al. 1993). Die Schüttdichte ist definiert als das Verhältnis der unverdichteten Masse eines Materials zum eingenommenen Volumen.

Ziel dieses Papers ist es, einen Überblick über die Problematik der Bestimmung der volumenbezogenen Abfallzusammensetzung zu geben und daraus Empfehlungen abzuleiten. Neben den derzeit gebräuchlichen Vorgehensweisen werden in der Literatur vorgeschlagene Methoden vorgestellt, unter Berücksichtigung ihrer Anwendbarkeit in der Praxis. Die theoretischen Überlegungen werden durch praktische Berechnungen anhand eigener Daten aus einer Sortieranalyse (Lebersorger & Salhofer 2007) illustriert.

Überraschenderweise gibt es, mit Ausnahme eines Überblicks bei Scharff (1991) kaum Literatur zur Volumen- und Schüttdichtenbestimmung bei Sortieranalysen. In einem 2004 abgeschlossenen EU-Projekt zur Standardisierung von Abfall-Sortieranalysen (European Commission 2004) wird die Volumen- und Schüttdichtenermittlung nicht einmal erwähnt. Die österreichische Norm ÖNORM S2097 zu Sortieranalysen (ON 2005) enthält eine sehr allgemein gehaltene Empfehlung zur Messung des Volumens, macht jedoch keinerlei Angaben zur Berechnung der volumenbezogenen Zusammensetzung bzw. darüber, wie diese zu dokumentieren ist. Eine stichprobenartige Durchsicht verschiedener Projektberichte zu Abfall-Sortieranalysen zeigt, dass die Dokumentation, wie die Volumenbestimmung durchgeführt wurde, entweder zur Gänze fehlt, oder so dürftig ist, dass keine Reproduzierbarkeit gegeben ist.

2 PROBLEME

Grundsätzliche Probleme bei der Volumenbestimmung bei Sortieranalysen betreffen zum einen die Messung selbst und zum anderen die Berücksichtigung elastischer Verformungen.

Die „wirklichen“ Volumina und Schüttdichten einzelner Stoffgruppen im Sammelbehälter sind unbekannt und können nur durch Näherung ermittelt werden. Abfallkomponenten unterscheiden sich in ihrer Form und Sperrigkeit sowie in ihrer Verformbarkeit und elastischen Eigenschaften. Im Sammelbehälter kommt es aufgrund der Durchmischung unterschiedlichster Abfallkomponenten zu Verfüllungen, Verschachtelungen, Verdichtungen und Hohlräumen (Scharff 1991). Das führt dazu, dass eine Stoffgruppe im vermischt vorliegenden Zustand im Sammelbehälter ein anderes Volumen aufweist als nach der Sortierung im Messgefäß. Darüber hinaus hängen Schüttdichten im Sammelbehälter auch vom Grad der Durchmischung mit anderen Abfallkomponenten ab und davon, wie sehr die Bürger ihren Abfall verdichten. Daraus resultiert eine Volumendifferenz zwischen dem Gesamtvolumen des Abfalls im Sammelbehälter (vor Sortierung) und der Summe der in den Messgefäßen ermittelten Volumina der Teilfraktionen (nach Sortierung).

3 METHODEN ZUR VOLUMEN- UND SCHÜTTDICHTENBESTIMMUNG

3.1 *Volumenmessung*

Zur konkreten Durchführung der Volumenmessung bei Sortieranalysen gibt es nur vereinzelte Empfehlungen. Diese betreffen ganz allgemein die Messanordnung, Richtwerte über die Größe des Messgefäßes sowie die Messung selbst. Nach Scharff (1991) sollte die Messanordnung so gewählt werden, dass sie die ursprünglichen Bedingungen im Sammelbehälter so gut wie möglich repräsentiert und der Raum für subjektive Schätzungen so gering wie möglich gehalten wird.

Der Durchmesser des Messgefäßes sollte das Vierfache des maximalen Korndurchmessers (d.h. des größten Bestandteils einer Stoffgruppe) betragen, sofern die Korngröße über 10 cm beträgt (Scharff 1991). Die ÖNORM S 2097 empfiehlt, ein „Messgefäß mit definiertem Volumen“ zu verwenden und schreibt vor, dass das Volumen einer Stoffgruppe mindestens ein Viertel des Messgefäßvolumens betragen muss (ON 2005).

Der Füllgrad im Messgefäß sollte mittels einer Skala oder Lehre abgelesen werden (Scharff 1991) und unter Verwendung von Füllstandskurven umgerechnet werden. Die Füllstandskurve kann durch Auslitern mit Wasser oder aus den Konstruktionszeichnungen der Behälter ermittelt werden (Müsken 1994).

3.2 *Schüttdichtenbestimmung*

Scharff (1991) beschreibt sechs Methoden zur Ermittlung von Schüttdichten, die er jeweils an einer kleinen Stichprobe (669 kg Restmüll) testete.

- 1. Ermittlung von Schüttdichten im Zuge der Sortieranalyse: Masse und Volumen einer Stoffgruppe werden direkt im Messgefäß ermittelt und daraus die Schüttdichte als Quotient aus Masse und Volumen ermittelt. Das ist die üblicherweise angewandte Methode.
- 2. Proportionale Aufteilung der Volumendifferenz: Die Volumendifferenz zwischen dem Volumen im Sammelbehälter (vor Sortierung) und der Summe der Teilvolumina in den Messgefäßen (nach Sortierung) wird proportional zum Anteil der Stoffgruppen aufgeteilt. Die Schüttdichte errechnet sich aus der Masse der Stoffgruppe und dem korrigierten Volumen. Es ergibt sich dieselbe volumenbezogene Zusammensetzung wie nach Methode 1.
- 3. Aufteilung der Volumendifferenz nur auf jene Stoffgruppen, die als elastisch verformbar angesehen werden (z.B. Papier, Kunststofffolien, etc.): Anders als bei Methode 2 wird davon ausgegangen, dass die Stoffgruppen unterschiedlich elastisch verformbar sind. Diese Methode spiegelt die tatsächlichen Verhältnisse im Sammelbehälter besser wider, beruht jedoch auf subjektiven Festlegungen.
- 4. Ermittlung der Schüttdichte einer Stoffgruppe, wenn eine definierte Mindestmasse erreicht ist: Die Schüttdichtenbestimmung erfolgt nicht für jede Probe getrennt, sondern erst, wenn eine definierte Mindestmasse einer Stoffgruppe erreicht ist.

- 5. Ermittlung der Schüttdichte einer Stoffgruppe anhand eines definierten Mindestvolumens. Diese Methode soll die Verhältnisse im Sammelbehälter simulieren. Jede Teilfraktion wird gesammelt, bis ein Mindestvolumen von 100 Liter (mengenrelevante Stoffgruppen) bzw. 12 Liter (kleine Stoffgruppen) erreicht ist. Danach erfolgt die Schüttdichtenbestimmung.
- 6. Simulation der Verhältnisse im Sammelbehälter durch Aufbringung eines vorher berechneten mechanischen Drucks auf die Oberfläche des Abfalls im Messgefäß. Lt. Scharff (1991) ist diese Methode als gleichwertig zu Methode 5 zu sehen, da sie sehr ähnliche Ergebnisse liefert.

3.3 Praktische Anwendbarkeit

Für die Anwendbarkeit einer Methode in der Praxis ist zu beachten, dass Sortieranalysen generell sehr personal- und zeitintensiv sind. Die Volumen- und Schüttdichtenbestimmung sollte daher möglichst einfach in den Ablauf integrierbar sein, ohne die Komplexität und damit die Fehleranfälligkeit wesentlich zu erhöhen. Dies gilt besonders für routinemäßig durchgeführte Sortieranalysen, wenn deren Ergebnisse auch in Volumenprozent ausgewiesen werden sollen. Unter diesen Gesichtspunkten scheinen die Methoden 4 bis 6 für die Anwendung in der Praxis weniger geeignet. Auch bei der Umsetzung der Empfehlungen zum Messvorgang selbst sind Adaptionen erforderlich. Aufgrund der großen Heterogenität des Abfalls und der Unterschiede zwischen den einzelnen Proben bleibt ein großer Spielraum zur Festlegung des Messgefäßvolumens. Verschmutzungen durch den Abfall selbst erschweren unter Umständen die Lesbarkeit einer Skala im Messgefäß, etc.

4 METHODENVERGLEICH ANHAND EINES PRAKTISCHEN FALLBEISPIELS

Für das praktische Fallbeispiel werden 390 vorliegende Datensätze (60- bis 360-Liter Behälter, Zugriffsebene Haushalt; 5.664 kg in Summe) einer Restmüll-Sortieranalyse (Lebersorger & Salhofer 2007) herangezogen. Die Auswirkung unterschiedlicher Berechnungsmethoden wird anhand der beispielhaften Frage „Welche Zunahme des Restmüllvolumens ist zu erwarten, wenn anstelle aller Kunststoff- und Verbundverpackungen nur noch Kunststoffflaschen getrennt erfasst werden“ illustriert. Die volumenbezogenen Daten wurden nicht eigens für diese Auswertungen erfasst, sondern routinemäßig miterhoben, weshalb nur die Methoden 1-Ermittlung von Schüttdichten während der Sortierung, 2-proportionale Aufteilung und 3-elastische Stoffgruppen verglichen werden können. Für Methode 3 wurden von den 25 Stoffgruppen folgende sieben Stoffgruppen als elastisch angesehen: sonstige Kunststoff-Verpackungen (vorwiegend Folien), Kunststoff Nicht-Verpackungen, Verbund Nicht-Verpackungen, Metall Nicht-Verpackungen, Papier Verpackungen, Papier Nicht-Verpackungen und Hygiene & Windeln. Die Füllgrade der Restmüllsammelbehälter (vor Sortierung) wurden visuell geschätzt, indem sie einer von sechs Kategorien zugeordnet wurden. Das Volumen der einzelnen Stoffgruppen in den Messgefäßen (nach Sortierung) wurde immer von derselben Person visuell geschätzt – entweder als Füllgrad in Prozent oder bei kleinen Mengen in Litern. Als Messgefäße wurden Eimer mit einem Fassungsvermögen von 12 Liter, Tonnen mit einem Fassungsvermögen von 62 Liter und Tröge mit 56 Liter verwendet. Tab. 1 stellt die Ergebnisse gegenüber. Methode 1 und 2 liefern in Hinblick auf die volumenbezogene Zusammensetzung dasselbe Ergebnis. Kunststoff- und Verbundverpackungen nehmen nach den Methoden 1 und 2 gut ein Drittel des Restmüllvolumens ein, nach Methode 3 nur gut ein Viertel. Bei Berücksichtigung unterschiedlicher Verformungseigenschaften der einzelnen Stoffgruppen (Methode 3) ergibt sich somit ein deutlich geringerer Volumenanteil. Die Schüttdichte der Kunststoff- und Verbundverpackungen, die im Messgefäß bestimmt wurde (Methode 1), ist deutlich geringer als bei Berücksichtigung der Volumendifferenz vor und nach der Sortierung (Methoden 2 und 3) und überschätzt das Volumen der Stoffgruppe. Methode 3, die die elastische Verformbarkeit der Kunststoff- und Verbundverpackungen berücksichtigt, ergibt die höchste Schüttdichte und kommt der tatsächlichen Schüttdichte im Sammelbehälter sehr wahrscheinlich am nächsten.

Wenn nur noch Kunststoffflaschen getrennt erfasst würden, würde sich die Restmüllmenge um 13,3 kg/Ew.a erhöhen, was ca. 75% der Sammelmenge von 17,7 kg/Ew/Jahr an Leichtver-

packungen im Jahr 2007 (Beigl 2009) entspricht. Das entspricht einer Zunahme des Restmülls um 7,7 Masse-%. Der zusätzliche Volumenbedarf würde nach Methode 1 die Hälfte des derzeitigen Restmüllvolumens betragen. Der geringste Volumenbedarf errechnet sich nach Methode 3. Unter Berücksichtigung, dass Methode 3 aufgrund der Festlegung der elastischen Stoffgruppen subjektiv ist, und dass das Ergebnis größenordnungsmäßig nicht wesentlich von Methode 2 abweicht, ist hier Methode 2 (proportionale Aufteilung der Volumendifferenz) zu bevorzugen. Diese ist einfacher, transparent und inkludiert zusätzlich noch eine Sicherheitsreserve.

Tab. 1: Abschätzung des zukünftigen Bedarfs an Restmüllbehältervolumen mit unterschiedlichen Methoden, bei Umstellung der Leichtverpackungssammlung auf eine reine Kunststoffflaschen-Sammlung

Kunststoff- und Verbundverpackungen	Methode 1: bei Sortierung	Methode 2: proportionale Aufteilung	Methode 3: elastische Stoffgruppen
derzeitiger Anteil im Restmüll (Vol.-%)	35 ¹	35	27
Schüttdichte (kg/Liter)	0,019	0,032	0,042
zukünftig zusätzliches Volumen (Vol.-%)	50	28	22

¹ Anteil errechnet als Quotient aus Volumen an Kunststoff- und Verbundverpackungen im Messgefäß und Summe der Volumina in den Messgefäßen (nach Sortierung)

5 SCHLUSSFOLGERUNGEN

Für die Ermittlung der volumenbezogenen Zusammensetzung und Schüttdichten bei Sortieranalysen gibt es kaum Anhaltspunkte aus der Literatur. Veröffentlichte volumenbezogene Ergebnisse sind aufgrund der fehlenden Dokumentation der Vorgehensweise nicht nachvollziehbar und die wenigen in der Theorie vorgeschlagenen Methoden bzw. Empfehlungen sind zudem oft nicht direkt in der Praxis anwendbar. Das Fallbeispiel demonstrierte, dass die Wahl der Berechnungsmethode für die Schüttdichten das Ergebnis stark beeinflusst. Folgende Empfehlungen werden abgeleitet:

- Eine einfache Standardmethode zur Volumenmessung, die in der Praxis anwendbar ist, sollte entwickelt werden.
- Richtlinien zur Ermittlung von Volumina und Schüttdichten sollten in bestehende Richtlinien zur Durchführung von Sortieranalysen aufgenommen werden.
- Die genaue und nachvollziehbare Beschreibung der Vorgehensweise bei der Ermittlung von Volumina bzw. Schüttdichten bei Sortieranalysen sollte Standard sein bzw. von Auftraggebern eingefordert werden.

LITERATUR

- Beigl, P. (2009) *Erhebung und Auswertung abfallwirtschaftlicher Daten für das Jahr 2007 und Umsetzung des elektronischen Datenmanagements für Gemeinden*. Unveröffentlichter Projektbericht. Wien.
- European Commission (2004) *Methodology for the Analysis of Solid Waste (SWA-Tool)*. Development of Methodological Tool to Enhance the Precision & Comparability of Solid Waste Analysis Data. Long Version. Wien, Austria.
- Lebersorger, S. & Salhofer, S. (2007) *Hausabfall-Sortieranalyse im Bundesland Salzburg*. Unveröffentlichter Projektbericht, Wien, Österreich.
- Müsken, J. (1994) Durchführung von Abfallanalysen. In: Tabasaran O. [Ed.], *Abfallwirtschaft, Abfalltechnik*. Berlin, Germany: Ernst & Sohn Verlag, 42-67.
- ON (Österreichisches Normungsinstitut) (2005) *ÖNORM S 2097 Teil 1-4: Sortieranalysen von Abfällen*.
- Scharff, C. (1991) *Entwicklung und Anwendung von Methoden zur stoff- und warenorientierten Analyse von Abfallströmen*. Dissertation an der Wirtschaftsuniversität Wien, Österreich.
- Tchobanoglous, G., Theisen, H. & Vigil, S.A. (1993) *Integrated solid waste management: engineering principles and management issues*. New York [u.a.]: McGraw-Hill.

Anfall und Entsorgung von Aluminiumkrätze und Salzschlacke

K.E. Lorber

Montanuniversität Leoben, Institut für Nachhaltige Abfallwirtschaft und Entsorgungstechnik (IAE),
Leoben, Österreich

H. Antrekowitsch

Montanuniversität Leoben, Department für Nichteisenmetallurgie, Leoben, Österreich

KURZFASSUNG: Bei der Erzeugung von Aluminium (d.h. insbesondere in der Sekundäraluminiumindustrie) fallen Al-Krätze und Salzschlacke prozessbedingt als Rückstände an, die gefährliche Abfälle darstellen (European Commission 1991, 2000). Die noch vor einigen Jahren erfolgte Deponierung dieser Produktionsrückstände führte zu gravierenden Umweltproblemen (Lorber 2002, Lorber & Antrekowitsch 2010). Neue Aufbereitungsverfahren ermöglichen es, diese Abfälle in Form verwertbarer Produkte in den Wirtschaftskreislauf zurückzuführen (Prillhofer et al. 2008a, 2008b, 2009).

1 ALUMINIUM KRÄTZE UND SALZSCHLACKE

Krätzen und Salzschlacken sind prozessbedingte Reststoffe aus der Aluminiumproduktion, die im Zuge der Schmelzarbeit anfallen. In der Vergangenheit sind diese Produktionsabfälle sowie die Rückstände bei der Aufarbeitung großteils deponiert worden, was in der Regel zu Altlastproblemen führte. Aus Gründen der Wirtschaftlichkeit und des Umweltschutzes werden Al-Krätzen und Salzschlacken heute aufgearbeitet.

1.1 Zusammensetzung und Bildung von Aluminiumkrätze und Salzschlacke

Wie aus Tab. 1 ersichtlich, kann die Zusammensetzung von Al-Krätze – vor allem was den Gehalt an metallischem Aluminium betrifft, stark variieren.

Tab. 1: Zusammensetzung von Aluminiumkrätzen (Krone 2000)

Zusammensetzung von Aluminiumkrätzen		
	Metallisches Aluminium	Sonstige Bestandteile
Unaufbereitete Krätze	< 80%	Al ₂ O ₃ , Al ₂ O ₃ * MgO, Al ₂ O ₃ * ·SiO ₂ , Al ₂ O ₃ * FeO
Brocken und Fladen	< 90%	
Krätzgröße	70 – 50%	AlCl ₃ , NaCl, KCl
Krätzerückstand	50 – 20%	CaF ₂ , NaF, AlF ₃
Krätzestaub	< 20 %	

Nach OECD-Definition werden Al-Krätzen je nach Metallgehalt in: „Skimmings“ (Al > 45 m/m-%) und „Dross“ (Al < 45 m/m-%) unterteilt. Daneben wird noch in „Weiße Krätze“ (aus Primäraluminiumhütten ohne Abdecksalz) und „Schwarze Krätze“ (aus Sekundäraluminiumhütten mit Abdecksalz) unterschieden. Die Bildung von Aluminiumkrätzen (bis zu 80 kg/Tonne Aluminium) ist ein komplexer Vorgang, der durch folgende Schritte beschrieben werden kann, siehe Abb. 1 (Krone 2000).

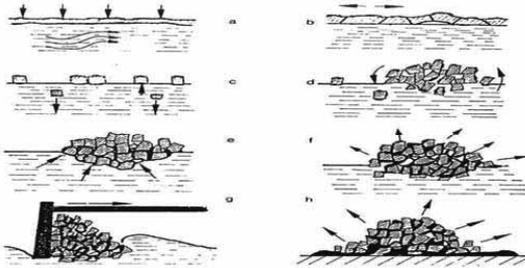


Abb. 1: Entstehen von Krätze (Bilbao 1986)

- Ausbildung der Oxidhaut auf der Schmelze (a).
- Aufbrechen der Oxidhaut durch die Badbewegung (b).
- Absinken und Aufschwimmen der Oxidpartikel (c).
- Zusammenbacken der Oxidpartikel (d).
- Auffüllen der Zwischenräume mit metallischem Al (Kapillarwirkung) (e).
- Oxidation des in der Krätze fein verteilten Aluminiums, wodurch zusätzlich Krätze entsteht (f).
- Abziehen der Krätze vom Schmelzbad (g).
- Teilweises Abtropfen von flüssigem Aluminium bzw. weitere Oxidation, wenn keine entsprechende Aufbereitung (rasche Abkühlung) erfolgt (h).

Der Al-Metallgehalt von Krätzen wird weitgehend zurückgewonnen, wobei ein Krätzerückstand (bzw. „Krätzestaub“) mit einem Metallgehalt $< 20 \text{ m/m-\% Al}$ anfällt, der früher deponiert (Lorber 2002, Lorber & Antrekowitsch 2010) und heute weitgehend zusammen mit der ebenfalls anfallenden Salzschlacke (bis zu 500 kg/Tonne Al) – z.B. durch das „Löse-Kristallisationsverfahren – weiter aufgearbeitet wird (Prillhofer et al. 2008a, Prillhofer et al. 2008b, Lorber & Antrekowitsch 2010). Nach dem österreichischen Abfallkatalog (ÖNORM S2100) sind aluminiumhaltige Leichtmetallkrätzen gefährlicher Abfall der Schlüsselnummer SN 31.205g. Salzschlacken haben die Schlüsselnummer SN 31211g. Auch die Europäische Kommission (European Commission 2000, European Commission 1991) führt Al-Krätze (unter 100315*) und Salzschlacke (unter 100308*) in der „List of Hazardous Wastes“ an, zumal die Kriterien H3-A, H4, H5 und H13 (für Al-Krätze) zutreffen.

1.2 Aufbereitung von Aluminiumkrätze

Die Aufbereitung von Krätzen und Salzschlacken ist in der einschlägigen Literatur eingehend beschrieben (European Commission 2009). Abb. 2 und 3 zeigen das Prozessschema.

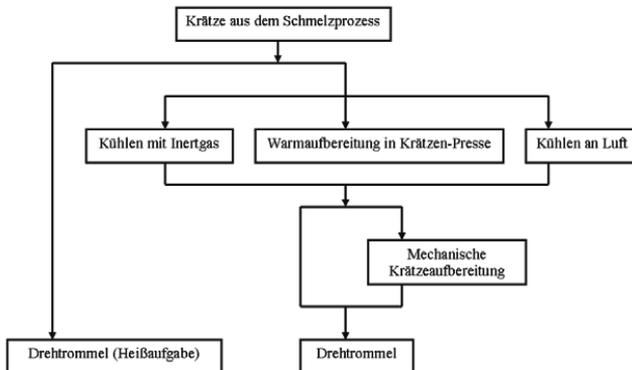


Abb. 2: Krätzenaufbereitung (European Commission 2009)

Durch eine Behandlung der heißen Krätze (z.B. durch Ausrütteln, Ausrühren, Zentrifugieren oder Auspressen) oder durch eine mechanische Aufbereitung der kalten Krätze (z.B. durch Klauben, Brechen, Mahlen, Sieben, Windsichten) wird der Al-Metallgehalt bis auf einen Restgehalt von 20 m/m-% (d.h. Krätzenstaub) zurückgewonnen. Der Krätzerückstand wird dann zusammen mit Aluminium-Altschrotte im Drehtrommel- und Drehkipptrommelöfen unter Verwendung einer schmelz-flüssigen Salzabdeckung (NaCl/KCl) eingeschmolzen (siehe Abb. 3).

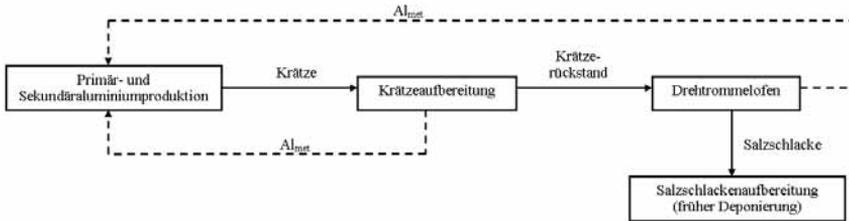


Abb. 3: Aufbereitung von Krätze und Krätzerückstand (Prillhofer et al. 2008b)

Dabei fallen im Drehtrommelofen (Salzfaktor: 1,2 – 1,5) bzw. im Drehkipptrommelöfen (Salzfaktor: 0,4 – 0,5) ca. 300 – 500 kg Salzschlacke/Tonne Al-Metall an, die früher deponiert, heute weiter aufgearbeitet werden. In Österreich gibt es dazu keine Anlage, es werden die anfallenden Salzschlacken nach Deutschland exportiert. Dort erfolgt die weitere Aufbereitung z.B. durch das sog. „Löse-Kristallisationsverfahren“, (Prillhofer et al. 2008a, European Commission 2009) siehe Abb. 4.

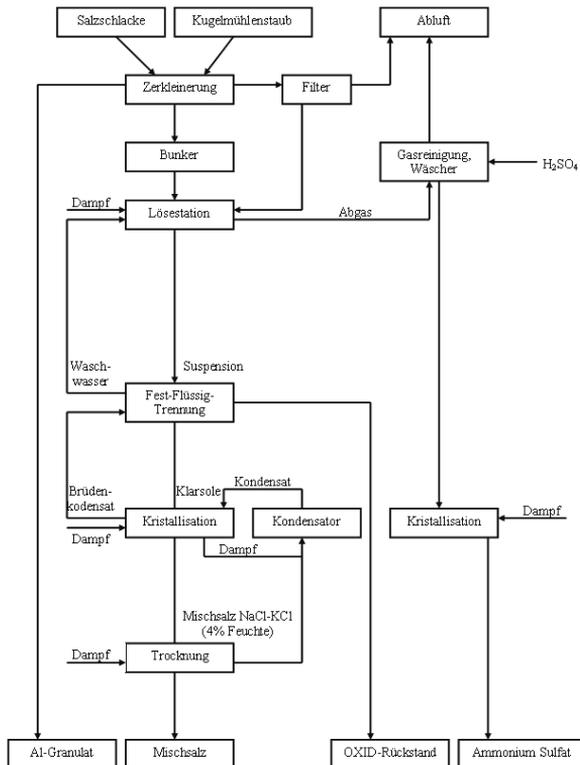


Abb. 4: Gemeinsame Aufbereitung von Krätzenstaub und Salzschlacke (d.h. Drehtrommelöfen-Rückstand) nach dem Löse-Kristallisationsverfahren

Tab. 2: Typische Zusammensetzung einer Salzschlacke nach Krone (2000)

NaCl	40 – 50	CaF ₂	1 – 2
KCl	18 – 20	Al _{metallisch}	4 – 10
andere Chloride	< 10	Wasserlöslichkeit	40 – 60%
Al ₂ O ₃ , SiO ₂ * Al ₂ O ₃ , SiO ₂ ,	20 – 25	PCDD/F	20 ng ITE/kg
MgO * Al ₂ O ₃ , andere komplex verwachsene Oxide und Hydro- xide			

Als Produkte fallen dabei Al-Granulat und Mischsalz (NaCl/KCl) an, die in den Drehtrommel-Schmelzprozess rückgeführt werden. Das Nebenprodukt (NH₄)₂SO₄ aus der Gasreinigung kann als Dünger verwertet werden, die ebenfalls anfallenden oxidischen Rückstände (ca. 10 m/m-% Al, 20 – 30 m/m-% Al₂O₃, 25 m/m-% Na₂O, 11 m/m-% K₂O, 20 m/m-% Chloride, etc.) stellen „gefährlichen Abfall“ dar (Europäischer Abfallkatalog: 100310*) und müssen entsorgt oder weiter aufbereitet werden. Dazu wird von Prillhofer et al. (2008a, 2008b, 2009) eine pyrometallurgische Aufbereitung durch Calzinierung vorgeschlagen.

2 SCHLUSSFOLGERUNG

In der (Sekundär)aluminiumproduktion fallen prozessbedingt Krätze und Salzschlacke an, die früher deponiert wurden und dabei zu gravierenden Umweltproblemen führten (Lorber 2002, Lorber & Antrekowitsch 2010, Lorber et al. 2009). Durch die hohe Reaktivität von Krätze bzw. Krätzerückständen mit Feuchtigkeit oder Wasser kommt es dabei zur Kontamination von Grundwasser (z.B. Na, K, NH₄⁺, Cl⁻, F⁻, etc.) und Bodenluft (NH₃, CH₄, H₂, etc.). Neue Aufbereitungsverfahren ermöglichen es, diese Reststoffe, die ihrer Natur nach gefährliche Abfälle darstellen, in Form von verwertbaren Stoffen in den Wirtschaftskreislauf zurückzuführen.

LITERATUR

- Krone, K. (2000) *Aluminiumrecycling*. Vereinigung Deutscher Schmelzhütten, Düsseldorf (2000).
- Bilbao, A. (1986) Technische und wirtschaftliche Gesichtspunkte bei der Entstehung und der Verarbeitung von Aluminiumkrätze. *Aluminium* Vol. 4, 1986 259 – 269
- European Commission (1991) *Council Directive of 12. December 1991 on hazardous waste (91/689/EEC)*, ANNEX III: Properties of wastes which render them hazardous.
- European Commission (2000) *Commission Decision (2000/532/EC) of 3. May 2000*, establishing a list of hazardous waste pursuant to Article 1 (4) of Council Directive 91/689/EEC on hazardous waste, document number C (2000) 1.147.
- European Commission (2009) *IPPC Draft Reference Document on Best Available Technique for the Non-Ferrous Metals Industries*, July 2009.
- Lorber, K.E. (2002) Disposal of dross on landfill. A case study. In: *Proceedings of ISWA-World Congress in Istanbul*.
- Lorber, K.E., Müller, P. & Antrekowitsch, H. (2009) Bericht: *Situationsbericht zur Altlast N6*. Unveröffentlichte Ergebnisse. März 2009.
- Lorber, K.E. & Antrekowitsch, H. (2010) Treatment and Disposal of Residues from Aluminium Dross Recovery. In: Gidarakos, E. et al. (Hrsg.): *Proceedings of CRETE 2010*. 2 nd International Conference on Hazardous and Industrial Waste Management. 5. – 8. October 2010, Chania, Crete, Greece.
- Prillhofer, R., Prillhofer, B. & Antrekowitsch, H. (2008a) Einsatzmöglichkeit prozessbedingter Reststoffe beim Al-Recycling. In: Lorber et al. (Hrsg.) *DepoTech 2008*, 231 – 236, VGE Verlag GmbH, ISBN 978-3-86797-028-0.
- Prillhofer, R., Prillhofer, B. & Antrekowitsch, H. (2008b) *Verwertung von Reststoffen beim Aluminium-Recycling*. BHM, 153. Jg. 2008, Journal 3, 103 – 108.
- Prillhofer, R., Prillhofer, B. & Antrekowitsch, H. (2009) Treatment of residues during aluminium recycling. *Proceedings of EPD Congress 2009* (The Minerals/Metals & Materials Society), San Francisco, USA, 587 – 862.

Explosionsschutz in Abfallbehandlungsanlagen

K. Held, K.H. Greßlehner, H. Kern & H. Raupenstrauch

Montanuniversität Leoben, Lehrstuhl für Thermoprozesstechnik, Leoben, Österreich

KURZFASSUNG: Durch die Verfahrensschritte in mechanischen Abfallbehandlungsanlagen bedingt, treten in den verschiedenen Prozessschritten Stäube auf. Diese sind aufgrund ihrer chemischen und physikalischen Eigenschaften, grundsätzlich als explosionsfähig zu betrachten. Diese Einstufung kann mitunter umfangreiche und teils sehr kostenintensive Maßnahmen, insbesondere des konstruktiven Explosionsschutzes, nach sich ziehen.

Vorversuche haben gezeigt, dass diese Stäube trotz ihrer stark heterogenen Zusammensetzungen vor allem aufgrund ihrer Morphologie und Korngrößenverteilung sehr hohe Zündenergien aufweisen. Voraussichtlich kann davon ausgegangen werden, dass solch hohe Energien, die mindestens zur Zündung des Staub-/Luftgemisches benötigt werden, in Abfallbehandlungsanlagen nicht auftreten bzw. durch organisatorische Maßnahmen leicht vermieden werden können.

Untersuchungen zur Zündwilligkeit der anfallenden Stäube sollen zu einer grundlegenden Neubewertung dieser Anlagen aus explosionsschutztechnischer Sicht führen.

1 EINLEITUNG

Der Explosionsschutz beschäftigt sich mit dem Schutz vor der Entstehung von Explosionen und deren Auswirkungen. Es gehört zum Bereich der Sicherheitstechnik und dient der Verhütung von Schäden durch technische Produkte, Anlagen, Einrichtungen an Personen und Gütern. Bei der mechanischen Behandlung von Abfällen aller Art fallen in verschiedenen Verfahrensschritten Stäube an, die das Auftreten von Staubexplosionen ermöglichen. Die sicherheitstechnischen Kenngrößen dieser auftretenden Stäube sind nur unzureichend bekannt, wodurch eine Abschätzung des Explosionsrisikos nur schwer möglich ist. Dies führt in weiterer Folge zum Einsatz vor allem konstruktiver explosionsschutztechnischer Maßnahmen in hohem Ausmaß. Im Zuge der im Rahmen einer Dissertation durchgeführten Untersuchungen sollen die sicherheitstechnischen Kenngrößen der anfallenden Stäube ermittelt und der Einfluss der Korngröße auf die Mindestzündenergie der Stäube experimentell und theoretisch untersucht werden.

2 ALLGEMEIN

Schon seit längerer Zeit befasst sich der Lehrstuhl für Thermoprozesstechnik an der Montanuniversität Leoben mit sicherheitstechnischen Fragestellungen. Aufgrund der wachsenden Nachfrage aus verschiedenen Industriezweigen kam es zu einer Vertiefung in diesem Bereich. Um dieser Nachfrage auch in Zukunft gerecht werden zu können wurde mit dem Aufbau einer entsprechenden Arbeitsgruppe begonnen. Um wissenschaftlich fundierte Aussagen treffen zu können, stellt die Anwendung und Erweiterung mathematischer Modelle, neben experimentellen Untersuchungen, einen wichtigen Aspekt der Forschungstätigkeit dar.

3 GRUNDLAGEN

Im Rahmen einer Dissertation soll die Zündwilligkeit von Stäuben aus unterschiedlichen Abfallbehandlungsanlagen, österreichweit untersucht werden. Voraussetzung für eine Explosion ist neben einer wirksamen Zündquelle eine ausreichende Dichteverteilung des Staubes in der Atmosphäre. Die untere Explosionsgrenze wird anhand der Staubbichte in der Luft angegeben. Eine Staubablagerung von weniger als 1 mm in einem Raum kann bei Aufwirbelung bereits eine gefährliche explosionsfähige Atmosphäre zur Folge haben. Die Zündung brennbarer Stäube kann dann erfolgen, wenn der Staub eine geringe Korngröße aufweist. Einerseits kann ein hoher Anteil an grobkörnigem Material eine Zündung unterbinden, andererseits dient brennbarer Feinstaub ($< 100 \mu\text{m}$) ab einem Anteil von $> 5\%$ als Initialzündler für Stäube bis $1.000 \mu\text{m}$. Die Mindestzündenergie stellt einen wesentlichen Aspekt bei der explosionsschutztechnischen Bewertung brennbarer Stäube dar. Kann das Auftreten entsprechender Zündenergien aus anlagen- oder verfahrenstechnischer Sicht ausgeschlossen werden, sind keine weiteren Maßnahmen, insbesondere des konstruktiven Explosionsschutzes, erforderlich. Da konstruktive Maßnahmen oft mit erheblichem finanziellen Aufwand verbunden sind, ist eine fundierte Aufarbeitung dieses Themenbereichs sowohl aus wirtschaftlicher als auch aus wissenschaftlicher Sicht von hohem Interesse. Das wissenschaftliche Hauptziel dieser Arbeit ist die Bestimmung von Zündenergien über 1 J aus experimentell zugänglichen Daten. Dies stellt eine Neuerung dar, da die Mindestzündenergie experimentell mit der MIKE 3 Apparatur gemessen wird, in der Stäube bis maximal 1 J Mindestzündenergie untersucht werden können (Bartknecht 1993). Letztlich sollen auf Basis von Grobuntersuchungen die Mindestzündenergien aus in der 20 Liter Apparatur (Abb. 1) gemessenen Druck-Zeit-Verläufen abgeschätzt werden können. Der Druck-Zeitverlauf (Abb. 2) entspricht nach Aktivierung des chemischen Zünders bis zu Punkt (1) in etwa dem Druck-Zeitverlauf des Blindversuches (Abb. 3). Während dieses Zeitraumes erfolgt offensichtlich noch keine Zündung des Staub-/Luftgemisches, sondern der Druckanstieg ist durch die zugeführte chemische Energie erklärbar.

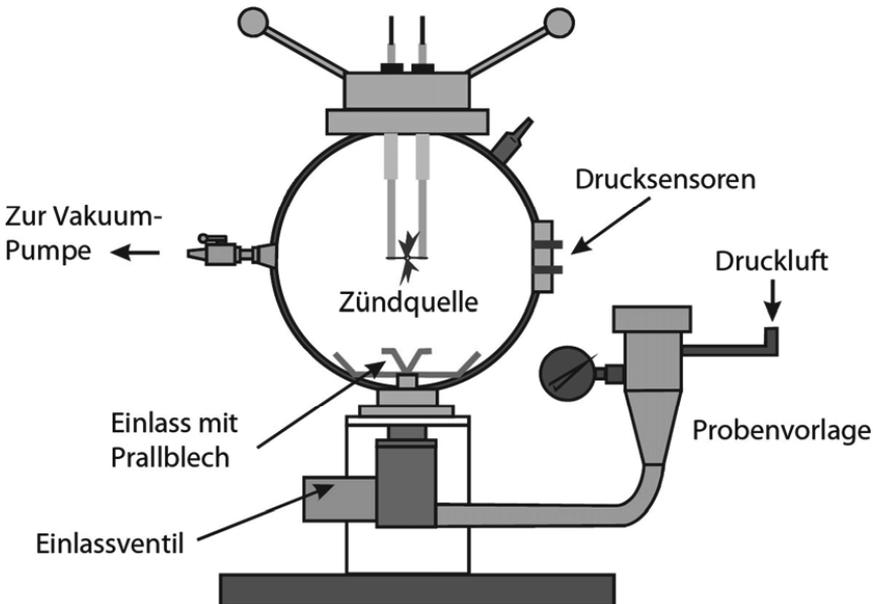


Abb. 1: Schema der 20 Liter Apparatur zur Bestimmung sicherheitstechnischer Kennzahlen

Erst bei Erreichen des Punktes (1) wird das Staub-/Luftgemisch gezündet und erreicht danach seinen Enddruck. Auffällig ist die lange Dauer des Verbrennungsvorganges von rund 516 ms, was eher als Brand denn als Explosion zu bezeichnen ist. Typischerweise beträgt die Dauer des Verbrennungsvorganges bei einer Explosion „nur“ etwa 50 – 80 ms. Weiter ist der beobachtete Enddruck von 3,3 bar für einen explosionsartigen Verbrennungsvorgang als sehr gering zu beurteilen.

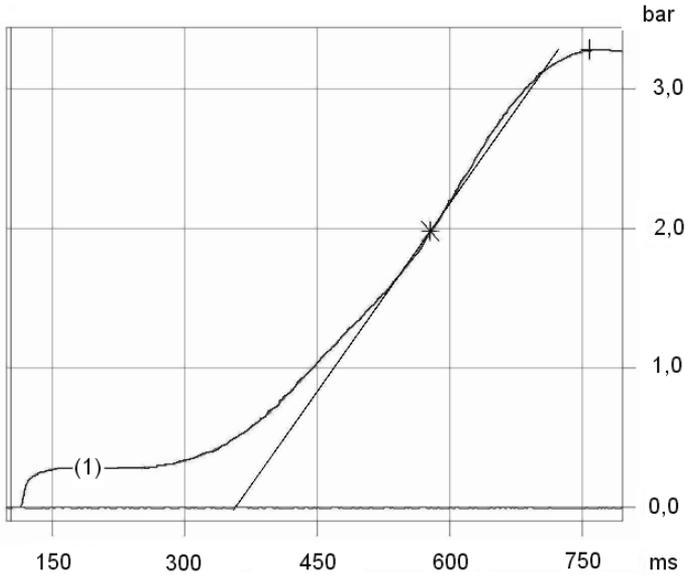


Abb. 2: Prüfung auf Staubexplosionsfähigkeit in der 20 Liter Apparatur (2 kJ, 750 g/m³)

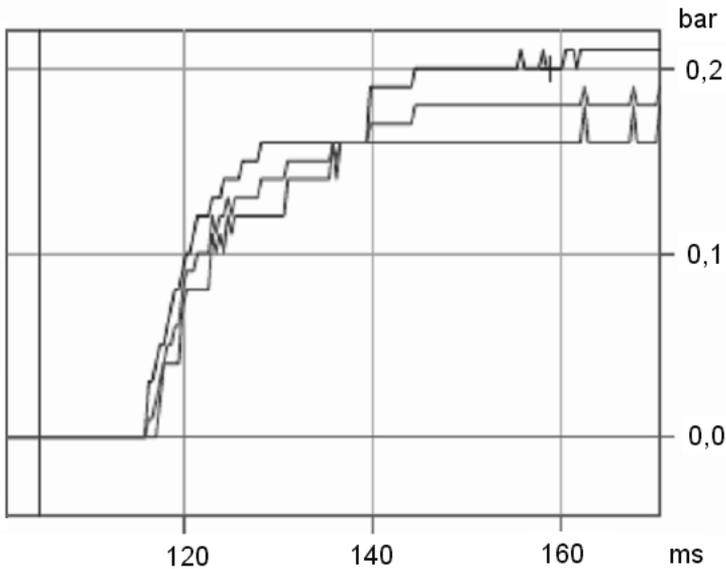


Abb. 3: Gemessener Druck-Zeitverlauf beim Blindversuch (Zündenergie 2 kJ)

4 KONZEPT

Da sich gezeigt hat, dass zahlreiche Betriebe aus der Branche der Abfallbehandler starkes Interesse an einer Abklärung der Explosionsfähigkeit der in ihren Anlagen anfallenden Stäuben haben, wurde dieses Projekt in Zusammenarbeit mit neun Industriepartnern gestartet. Zu Beginn der Arbeit steht die Analyse der Staubanfallstellen zur Festlegung der kritischen Bereiche. Hierauf folgt eine physikalische und chemische Charakterisierung der Stäube. Besonderes Augenmerk wird dabei auf die Korngröße, ihre Verteilung sowie die Kornform gelegt. Anschließend werden sicherheitstechnische Kennzahlen der Stäube bestimmt, wobei an dieser Stelle die Auswahl der Stäube aus technologischer und regionaler Sicht getroffen wird. Der Schwerpunkt der Dissertation liegt im Anschluss daran in der Modellierung der Mindestzündenergie in Abhängigkeit der Korngrößenverteilung und der Modellierung des gemessenen Druck-Zeit-Verlaufes zur Ermittlung der Mindestzündenergie mit Hilfe adaptierter Literatur-Modelle (Eckhoff 2003), wobei auch experimentelle Abschätzungen der Mindestzündenergie durch Nichtzündung unter Verwendung hoher Zündinitiale von Bedeutung sind. Dadurch ist die genaue Quantifizierung der Mindestzündenergie zwar nicht, eine Abschätzung innerhalb eines Wertebereiches jedoch sehr gut möglich. Die Untersuchungen sollen darüber Aufschluss geben welche technologiebedingten bzw. regionalen Unterschiede in der Zündwilligkeit der Stäube aus den verschiedenen Abfallbehandlungsanlagen beobachtet werden können. Dadurch soll ein besseres Verständnis der Abhängigkeit der Mindestzündenergie von morphologie- und korngößenspezifischen Parametern, sowie die Zusammenhänge zwischen sicherheitstechnischen Kennzahlen und den physikalisch/chemischen Größen der Stäube erreicht werden. Diese Untersuchungen zur Zündwilligkeit der anfallenden Stäube sollen zu einer grundlegenden Neubewertung der mechanischen Abfallbehandlungsanlagen aus explosionsschutztechnischer Sicht führen.

LITERATUR

- Bartknecht, W. (1993) *Explosionsschutz, Grundlagen und Anwendung*. Berlin, Germany: Springer-Verlag.
- Eckhoff, R.K. (2003) *Dust Explosion in the Process Industrie*. Amsterdam; Niederlande: Gulf Professional Publishing.

Explosionsverhalten von Stäuben aus der Herbizidherstellung

H. Kern, K.H. Greßlehner & H. Raupenstrauch

Montanuniversität Leoben, Lehrstuhl für Thermoprozesstechnik, Leoben, Österreich

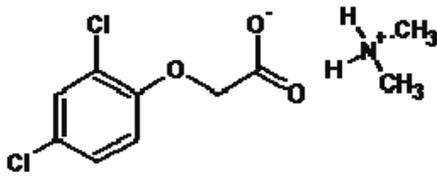
KURZFASSUNG: In verschiedenen Prozessschritten fallen bei der Herstellung von Pflanzenschutzmitteln brennbare Stäube an. Deren sicherheitstechnische Kenngrößen sind nur unzureichend bekannt. Aus diesem Grund lässt sich das Explosionsrisiko der Stäube nur schwer abschätzen, wodurch umfangreiche explosionsschutztechnische Maßnahmen erforderlich sind. Im Zuge der Arbeit wurden die sicherheitstechnischen Kenngrößen von 2,4-Dichlorphenoxyessigsäure-DMA und verschiedenen Harnstoffherbiziden (Chlortoluron, Fluometuron) experimentell und theoretisch untersucht. Nach eingehenden mikroskopischen Untersuchungen wurde auf die Analyse der Korngrößenverteilung besonderer Wert gelegt. Die Bestimmung der sicherheitstechnischen Kenngrößen erfolgte in der 20 Liter Apparatur der Firma FireX. Der Einfluss der Korngröße auf die Mindestzündenergie wurde anhand einer Modellrechnung abgeschätzt und mit Messwerten verglichen. Für einige Messwerte konnte eine gute Übereinstimmung festgestellt werden, genauere Untersuchungen zu den chemisch-/physikalischen Parametern der Stäube sind allerdings notwendig.

1 EINLEITUNG

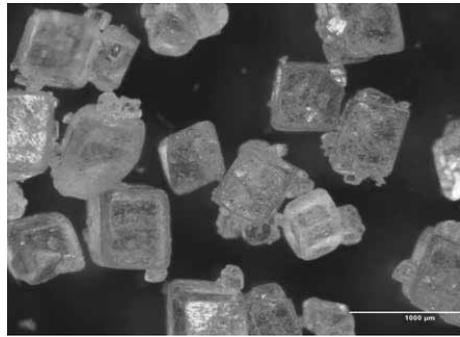
Bei der Herstellung von Pflanzenschutzmitteln fallen in verschiedenen Prozessschritten brennbare Stäube an. Aufgrund ihrer chemischen Zusammensetzung weisen diese Stäube relativ hohe Anteile an Halogenen auf. Die sicherheitstechnischen Kenngrößen der zu untersuchenden Stäube sind nur unzureichend bekannt, wodurch eine Abschätzung des Explosionsrisikos nur schwer möglich ist. Im Zuge von Untersuchungen in Zusammenarbeit mit der Firma Nufarm, sollen die sicherheitstechnischen Kenngrößen der anfallenden Stäube ermittelt und der Einfluss insbesondere der Korngröße auf die Mindestzündenergie der Stäube experimentell und theoretisch untersucht werden.

2 UNTERSUCHTE STÄUBE

Zur Untersuchung wurden das Salz der 2,4-Dichlorphenoxyessigsäure mit Dimethylamin (Abb. 1) sowie verschiedene Harnstoffherbizide (Abb. 2) herangezogen. Bei den untersuchten Harnstoffherbiziden handelt es sich um 3-(3-Chlor-4-methylphenyl)-1,1-Dimethylharnstoff, (Chlortoluron) und 1,1-Dimethyl-3-(α,α,α -trifluoro-meta-tolyl)harnstoff, (Fluometuron).



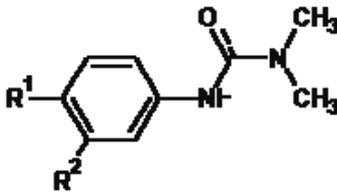
a)



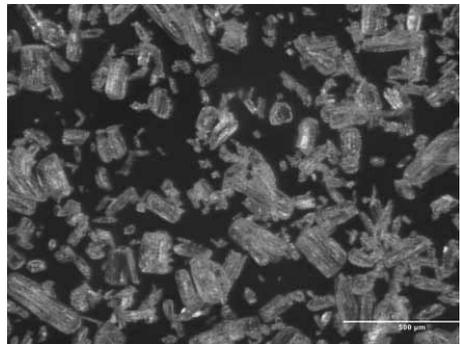
b)

Abb. 1: a) Struktur von 2,4-Dichlorphenoxyessigsäure-Dimethylamin (2,4D-DMA); b) Mikroskopieaufnahme von 2,4D-DMA

Die zu untersuchenden Harnstoffherbizide unterscheiden sich in ihrer Grundstruktur nicht, weisen jedoch verschiedene Substituenten auf (Tab. 1).



a)



b)

Abb. 2: a) Grundstruktur der untersuchten Harnstoffherbizide; b) Mikroskopieaufnahme von Chlortoluron

Tab. 1: Substituenten der Harnstoffherbizide

Produkt	R ¹	R ²
Chlortoluron	CH ₃	Cl
Fluometuron	H	CF ₃

3 EXPERIMENTELLE VORUNTERSUCHUNGEN

Um das Explosionsverhalten der Stäube möglichst gut charakterisieren zu können, wurden diese lichtmikroskopisch untersucht um Hinweise über die Oberflächenstruktur der Substanzen zu erhalten. Bei den untersuchten Stäuben handelt es sich ausschließlich um kristalline Strukturen, die keinerlei Porenbildung oder Einschlüsse aufweisen (Abb. 1b und Abb. 2b). Die Spezifische Oberfläche ist somit über die Korngrößenverteilung und die Untersuchung mittels RRSB Verteilung relativ gut bestimmbar. Die Verteilungen weisen durchwegs Gleichmäßigkeitszahlen um eins auf.

Die Brennprüfung ergab bei allen untersuchten Stäuben eine Brennzahl von eins (kein Anbrennen). Bei der Durchführung der Brennprüfungen war ein Anschmelzen der Proben er-

kennbar, was einen wertvollen Aufschluss über das Reaktionsverhalten im Bezug auf den Explosionsvorgang liefert.

4 STAUBEXPLOSIONSPRÜFUNGEN

Zur Bestimmung der sicherheitstechnischen Kenngrößen der betrachteten Stäube wurden Versuche in der 20 Liter Apparatur (Kühner) der Firma FireX durchgeführt. Vor allem bei den Produkten 2,4-Dichlorphenoxyessigsäure (2,4D-Säure) und 2,4 Dichlorphenoxyessigsäure-Dimethylamin (2,4D-DMA) konnten in der Apparatur schwer lösliche Rückstände (Wasser und org. Lösungsmittel) gefunden werden, die auf eine unvollständige Verbrennung schließen lassen. Eine quantitative Aussage ist aufgrund der Versuchsanordnung nicht möglich.

Trotz der Ergebnisse der Brennprüfung konnten bei allen untersuchten Staubarten relativ hohe zeitliche Druckanstiege (dp/dt) und maximale Explosionsüberdrücke (pmax) im Bereich von 8bar gemessen werden. Die gemessenen Mindestzündenergien (MZE) der untersuchten Stäube liegen im Bereich von 8 – 16mJ (Tab. 2).

Tab. 2: Sicherheitstechnische Kenngrößen der untersuchten Stäube

Produkt	dp/dt [bar/s]	Pmax [bar]	d ₅₀ [µm]	MZE [mJ]
2,4D-Säure	437	7,7	14	15
2,4D-DMA	514	8,0	37	8
Chlortoluron	725	8,1	13	16
Fluometuron	832	8,3	55	12

5 UNTERSUCHUNGEN ZUR MINDESTZÜNDENERGIE (MZE)

Neben den chemischen und physikalischen Eigenschaften von Stoffen beeinflussen Parameter wie die Korngröße und die Korngrößenverteilung das Explosionsverhalten erheblich. Da sich bei der Produktion der untersuchten Wirkstoffe auch die Korngrößenverteilung je nach Kristallisationsverhalten unterscheiden kann, wurden theoretische Untersuchungen zum Einfluss der Korngröße auf die Mindestzündenergie durchgeführt (Abb. 3). Für die Untersuchungen gelangte ein von N. Kalkert (1980) publiziertes Modell zur Anwendung. Es wurden eine durchschnittliche Stoffdichte von 1.400 kg/m³ und ein cp-Wert von 2.000 J/kg * K sowie eine Flammentemperatur von 1.300 K (Eckhoff 2003) angenommen.

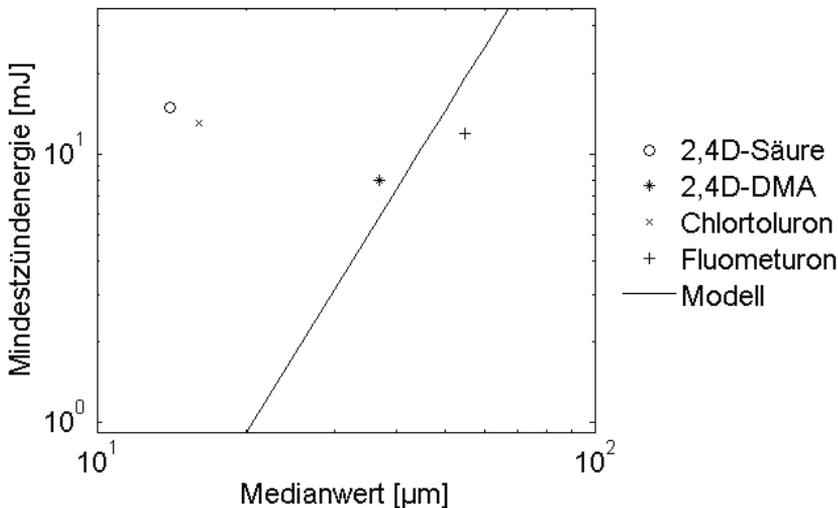


Abb. 3: Einfluss der Korngröße [µm] auf die Mindestzündenergie [mJ]

Das Modell liefert bei den angenommenen Werten für 2,4D-DMA und Fluometuron eine gute Übereinstimmung. Mit ergänzenden Untersuchungen zu den c_p -Werten der einzelnen Stäube und zur Mindestzündenergie soll das Modell noch weiter auf Anwendbarkeit geprüft werden. Weiters wird der Einfluss der Korngrößenverteilung auf das Zündverhalten von Stäuben eingehender untersucht was zu einer Adaptierung und Erweiterung der gängigen Rechenmodelle führen soll. Es soll dadurch möglich sein das Zündverhalten der betrachteten Stäube durch theoretische Voruntersuchungen möglichst gut abschätzen zu können um den Versuchsaufwand so gering wie möglich zu halten.

LITERATUR

- Kalkert, N. (1980) Theoretische und Experimentelle Untersuchungen der Explosionskenndaten von Mischungen aus mehreren Gas- und Staubbörmigen Brennstoffkomponenten und Luft. Dortmund, Deutschland: Universität Dortmund.
- Eckhoff, R.K. (2003) Dust Explosions in the Process Industries. Amsterdam; Niederlande: Gulf Professional Publishing.

Die Bedeutung von natürlichen Abbauprozessen eines mit Chromat kontaminierten Standorts

B. Flury

CSD Ingenieure AG, Kriens, Schweiz

U. Eggenberger & C. Wanner

Universität Bern, Rock-Water-Interaction Group, Bern, Schweiz

KURZFASSUNG: Der Untergrund des Standorts Ex-Tugir in Rivera (Schweiz) weist eine teils starke und tief reichende Belastung von CrVI und Cr_{tot} auf. Die Schadstoffsituation ist sehr komplex: Neben dem Vorhandensein von leicht löslichen Chromaten hat sich durch die spezifischen Standortbedingungen eine schwer lösliche CrVI-Phase (Jarosit) gebildet, welche zu einem beträchtlichen CrVI-Reservoir im Untergrund geführt hat. Batch- und Säulenversuche sowie Cr-Isotopenmessungen von Feststoff- und Grundwasserproben zeigen, dass der Untergrund über ein hoch effizientes und unbegrenztes Reduktionspotential verfügt, welches über eine gewisse Fließdistanz CrVI zu CrIII reduziert. Basierend auf der umfassenden Schadstoffcharakterisierung und unter Berücksichtigung der natürlichen Prozesse im Untergrund konnte die direkte Gefährdung der vorliegenden Chrombelastung und deren Auswirkung auf die Schutzgüter evaluiert und beurteilt werden. Die Simulation verschiedener Sanierungsvarianten mittels reaktiver Transportmodelle ermöglichte eine Entscheidungsgrundlage für eine effektive, nachhaltige und verhältnismäßige Standortsanierung.

1 EINLEITUNG

In der Schweiz gibt es ca. 50.000 belastete Standorte, von denen 13.000 näher untersucht werden, um ihr Gefährdungspotential und damit ihre Sanierungsbedürftigkeit abzuschätzen. Belastete Standorte müssen in Abhängigkeit ihrer Komplexität differenziert bewertet werden. Bei komplexen Schadstoffsituationen sind das Erfassen der Schadstoffkonzentrationen im Schutzgut und das Erstellen einer Beurteilung anhand von gesetzlich verankerten Grenzwerten vielfach nicht ausreichend. Eine fundierte Standortuntersuchung innerhalb der Gefährdungsabschätzung ist daher für die altlastenrechtliche Beurteilung und zur Erstellung eines Sanierungsprojekts unabdingbar. Eine umfassende Gefährdungsabschätzung beinhaltet neben dem Erfassen des Schadstoffpotentials auch die Identifikation und Quantifizierung von natürlichen Abbauprozessen. Diese treten vor allem beim mikrobiellen Abbau von organischen Schadstoffen auf und wurden bereits in verschiedene Sanierungskonzepte miteinbezogen. Auch im Falle von Chromat ist eine natürlich ablaufende Reduktion von CrVI zu CrIII in der Literatur beschrieben (Palmer 1994). Am Standort Ex-Tugir in Rivera wurde im Rahmen von Sanierungsuntersuchungen ein Konzept für eine effektive, nachhaltige und verhältnismäßige Sanierung erarbeitet. Die Untersuchungen beinhalteten eine umfassende Bestimmung des verbleibenden Schadstoffpotentials sowie die Identifikation und Quantifizierung der natürlich ablaufenden Reduktion von CrVI zu CrIII. Die Resultate wurden anschließend in einer Serie von reaktiven Transportmodellierungen berücksichtigt um zu entscheiden, in welchem Ausmaß die natürliche Reduktion für das Sanierungsprojekt berücksichtigt werden kann.

2 STANDORTBESCHREIBUNG

2.1 Lage und hydrogeologische Verhältnisse

Der Standort Ex-Tugir, Rivera befindet sich südlich des Monte Ceneri im Kanton Tessin, Schweiz. Der Untergrund besteht hauptsächlich aus fluvioglazialen Schottern und Verlandungssedimenten. Beide Formationen sind kristallinen Ursprungs und weisen hohe Anteile

an Quarz sowie Fe-führende Mineralien auf, was sich in der Grundwasserchemie widerspiegelt (hohe Konzentrationen an gelöstem Fe^{2+}). Aus der Literatur ist bekannt, dass Fe^{2+} führende Mineralien wie Chlorit, Biotit, Magnetit oder Hornblende als CrVI-Reduktionsmittel wirken können (Palmer 1994). Die hydrologischen Verhältnisse am Standort sind komplex. Im Obstrom des Standorts besteht der Grundwasserleiter aus einem Stockwerk, welches gegen Süden durch die Verlandungssedimente geteilt wird: ein oberes Stockwerk mit einem hängenden Grundwasserleiter und ein tieferes Stockwerk, welches den Hauptgrundwasserleiter ausmacht. Im Gebiet des Schadstoff-Hotspots ist die im Süden trennende Zwischenschicht nicht durchgehend, sondern nur in Linsen vorhanden.

2.2 Schadstoffquelle

Der Eintrag des Schadstoffs erfolgte im Zeitraum 1948 – 1960 durch die Tätigkeiten eines industriellen Betriebes, welcher aus dem Ausgangsmaterial Chromit mittels Verwendung von Schwefelsäure CrVI-haltige Produkte herstellte. Es wird angenommen, dass der Eintrag von CrVI und CrIII in verschiedenen Zuständen (gelöst, fest und in Form von Schlämmen) und auf unterschiedliche Weise (versickern resp. vergraben) erfolgte.

2.3 Belastungssituation und altlastenrechtliche Bewertung

Die ersten altlastenrechtlichen Untersuchungen wurden Ende der 90er Jahre durchgeführt; 2003 erfolgte in einem Bereich eine Teilsanierung mittels Abbruch des Produktionsgebäudes und eines Teilaushubs. Die Schadstoffgehalte in den Grund- und Oberflächengewässern blieben aber auch nach der Teilsanierung hoch.

Im Rahmen der Sanierungsuntersuchungen 2009 (ca. 50 Sondierungen bis zu 16 m Tiefe, tiefenorientierte Beprobung, Analytik von CrVI und Cr_{tot}) konnte die laterale und vertikale Begrenzung der Hotspots eruiert werden. Der Untergrund des Standorts ist teils intensiv (Material in Reststoffqualität, d.h. CrVI-Gehalte $> 0,01$ mg/Liter im Eluat und Cr_{tot} -Gehalte > 500 mg/kg) und bis in die Tiefe des Hauptgrundwasserleiters stark mit CrVI und Cr_{tot} belastet. Im Grund- und Oberflächenwasser werden die gesetzlich verankerten CrVI-Grenzwerte (BAFU 1998) überschritten. Der Standort ist im öffentlich-rechtlichen Sinne sanierungsbedürftig.

3 METHODIK

3.1 Laboruntersuchungen

Die mineralogische Charakterisierung der Cr-Phasen erfolgte durch XRD-Analysen (X'Pert Pro, Panalytical, 40 kV/40 mA, $\text{CuK}\alpha$ -Strahlung). Durch basische Extraktion (stark basischer Natrionlaugenaufschluss über 5 Tage, Methode adaptiert nach EPA 1996) wurde das gesamthaft vorhandene CrVI-Reservoir ermittelt und die Resultate mit den bisher am Standort angewandten, wässrigen Auszügen (Bafu 1990) verglichen. Die natürlich ablaufende Reduktion von CrVI zu CrIII wurde mittels Batchversuchen (4,5 mg/Liter CrVI, 80 ml H_2O , 40g pulverisiertes Untergrundmaterial) und Säulenversuchen (Säulenmaterial: unverschmutztes Aquifermaterial, Eluent: H_2O mit 4,5 mg/Liter CrVI, Säulenlänge: 25 cm, \varnothing : 2 cm, Pumprate: 0,02 ml/Minute) untersucht. Durch das Messen von Cr-Isotopen in Wasser- und Feststoffproben wurde das Ausmaß der natürlichen CrVI-Reduktion am Standort bestimmt. Die Quantifizierung beruht auf der Tatsache, dass die Reduktion von CrVI zu CrIII die leichteren Cr-Isotope bevorzugt.

Die Aufbereitung und Messung der Wasser- und Feststoffproben erfolgte an der Universität Hannover mit einem MC-ICP Massenspektrometer gemäß der Methode von Schönberg (2008).

3.2 Geochemische Modellierungen

Für die Diskussion von verschiedenen Sanierungsszenarien wurde eine Reihe von reaktiven Transportmodellierungen mit der Software CrunchFlow (Steeffel 2001) durchgeführt. Die Grundlage für die reaktiven Transportmodellierungen bildete ein konzeptuelles Standortmodell, das alle bekannten Standorteigenschaften und ablaufenden Prozesse berücksichtigt sowie die Resultate von früheren, hydrologischen Modellierungen des Standorts. Im Hinblick auf eine

Standortsanierung wurden 3 Sanierungsvarianten simuliert: (1) aktueller Zustand, (2) Aushub der ungesättigten Zone (Tiefe ca. 2 m ab GOK), (3) Aushub aller leichtlöslichen CrVI-Komponenten (Tiefe ca. 4 m ab GOK).

4 RESULTATE

4.1 Schadstoffvorliegen

CrVI liegt als leicht lösliche Chromate ($\text{Cr}^{\text{VI}}\text{O}_4$) vor allem in der ungesättigten Zone und als schwer lösliche Komponenten (gebunden oder adsorbiert) hauptsächlich in der gesättigten Zone vor. CrIII existiert als feste CrIII-Abfälle (ungesättigte Zone) und CrIII-Hydroxide (gesättigte Zone). Die röntgenografischen Strukturanalysen der Chromphasen stimmen mit der theoretischen Struktur des Minerals Jarosit ($\text{KFe}_3(\text{SO}_4)_2(\text{OH})_6$) überein (Baron 2002). Die anschließende basische Extraktion des Materials (EPA 1996) und Bestimmung der CrVI-Konzentrationen im Extrakt ergeben den klaren Nachweis von Chromat in der Mineralphase (Einbau von CrO_4 anstelle von SO_4 (Baron 2002)). Eine Abschätzung des Chromatgehaltes anhand der Zellparameter resultiert in einem Sulfatersatz von ca. 5 – 10%. Die maximale Löslichkeit der Phase ist unter den Standortbedingungen mit ca. 0,03 mg/Liter CrVI sehr gering.

4.2 Vorhandenes CrVI-Reservoir

Die Resultate der kontinuierlich basischen Auszüge zeigen eine ca. 90%ige Extraktion des gesamthaft vorhandenen CrVI-Gehalts nach 48 Stunden (Wanner 2010). Eine Abschätzung des am Standort vorhandenen Reservoirs ergibt ca. 4.300 kg CrVI (Kubatur: ca. 50.000 m³), welches vor allem in Form von schwer löslichen Phasen vorliegt. Die wässrigen Eluattests (BAFU 1990) können die schwer löslichen Anteile nicht erfassen; die Resultate ergeben ausschließlich Informationen über die leicht löslichen Anteile.

4.3 Ausmaß des natürlichen CrVI-Reduktionspotentials

Die Resultate der Batch- und Säulenversuche zeigen deutlich eine natürliche Reduktion von gelöstem CrVI zu schwer löslichem CrIII mittels des im Untergrund natürlich vorkommenden gelösten FeII. Die Cr-Isotopenmessungen von Grundwasser- und Feststoffproben zeigen eine starke Anreicherung der schweren Cr-Isotope in den Wasserproben und eine Anreicherung der leichten Cr-Isotope in den Feststoffproben. Mit einem Rayleighfraktionierungsmodell konnte berechnet werden, dass je nach Grundwasserfließgeschwindigkeit bei heutigen Chromkonzentrationen auf 100 m Fließstrecke 25 – 75% der totalen CrVI-Fracht reduziert wird (Wanner 2010). Das CrVI-Reduktionspotential ist aufgrund der viel höheren Mengen an Fe^{2+} -haltigen Mineralphasen im Vergleich zum verbleibenden Schadstoff unbegrenzt.

4.4 Reaktive Transportmodellierungen

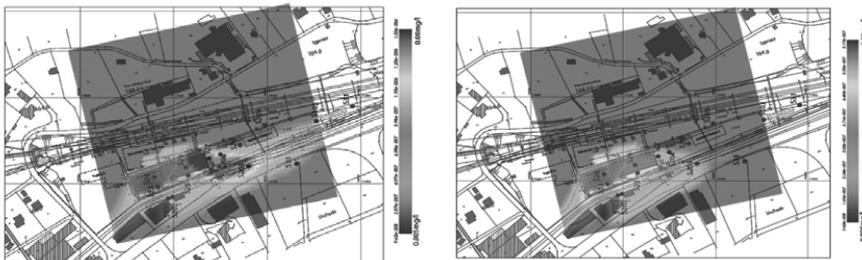


Abb. 1: Modellierter CrVI-Konzentrationen nach einer Simulationszeit von 1.000 Tagen ohne Materialentfernung (linke Abb.). Ausbildung einer stationären CrVI-Fahne im Grundwasser bei einer Entfernung aller leicht löslichen CrVI-Komponenten (rechte Abb.)

Die Simulationen zeigen, dass im Vergleich zur aktuellen Situation mit einem Aushub der ca. 2 m mächtigen, ungesättigten Zone des Hotspotbereichs eine wesentliche Verbesserung bezüglich der CrVI-Konzentration im Grundwasser erreicht wird (Abb. 1). Bei einer Entfernung aller leicht löslichen Komponenten (zusätzlich 2 m Mächtigkeit), wird der zulässige CrVI-Grenzwert von 0,01 mg/Liter im Hauptgrundwasserleiter relativ nahe am Belastungszentrum erreicht.

5 ABSCHÄTZUNG DES GEFÄHRDUNGSPOTENTIALS

Das spezifische Schadstoffvorkommen erfordert eine Unterscheidung zwischen leicht löslichen CrVI-Phasen, welche sporadisch hohe CrVI-Konzentrationen im Grundwasser bewirken und schwer löslichen CrVI-Phasen, deren Löslichkeit im Grundwasser eine maximal 3fache Grenzwertüberschreitung verursachen. Im Hinblick auf die Gefährdung der Schutzgüter weist die ungesättigte Zone daher ein viel grösseres Gefährdungspotential auf als die gesättigte Zone.

Der Untergrund des Standorts verfügt über ein hoch effizientes und unbegrenztes Reduktionspotential, welches einen großen Anteil der totalen CrVI-Fracht (25 – 75%) über eine relativ geringe Fließdistanz (100 m) zu CrIII reduziert. Die Schadstoffgefährdung nimmt also im Abstrom des Standorts aufgrund der natürlich im Untergrund ablaufenden Prozesse kontinuierlich ab.

Durch die Entfernung der leicht löslichen Schadstoffe können die heute vorhandenen CrVI-Konzentrationen im Grundwasser stark reduziert werden. Die Modelle zeigen, dass die erforderlichen CrVI-Grenzwerte relativ nahe am Hotspot eingehalten werden können. Eine Totalentfernung des belasteten Materials ist trotz dem vorhandenen, großen Reservoir deshalb nicht sinnvoll.

6 SCHLUSSFOLGERUNGEN

Der Standort weist eine komplexe Hydrogeologie und eine anspruchsvolle Schadstoffsituation auf, welche eine altlastenrechtliche Beurteilung erschweren. Durch die detaillierten Standortuntersuchungen konnte ein fundiertes Verständnis der Schadstoffsituation sowie der ablaufenden Prozesse im Untergrund erlangt werden. Diese Kenntnisse führten zu einer differenzierten Abschätzung des Gefährdungspotentials, welche als Entscheidungsgrundlage für eine effektive, nachhaltige und verhältnismäßige Standortsanierung dient.

LITERATUR

- BAFU (1990) Technische Verordnung über Abfälle (TVA) vom 10.12.1990 [SR814.600], Stand 1.1.2010. *Gesetzliche Grundlage der Schweizerischen Eidgenossenschaft.*
- BAFU (1998) Verordnung über die Sanierung von belasteten Standorten (AltIV) vom 26.08.1998 [SR817.680], Stand 1.1.2009. *Gesetzliche Grundlage der Schweizerischen Eidgenossenschaft.*
- Baron, D. & Palmer, C.D. (2002) Solid-solution aqueous-solution reactions between jarosite (KFe₃(SO₄)₂(OH)₆) and its chromate analog. *Geochimica et cosmochimica Acta* 66(16), 2.841 – 2.853.
- EPA (1996) Alkaline digestion für hexavalent chromium, Method 3060A, revision 1. *United States Environmental Protection Agency.*
- Palmer, C.D. & Puls, R.W. (1994) *Natural Attenuation of Hexavalent Chromium in Groundwater and Soils*; U.S. Environmental Protection Agency, U.S Government Printing Office: Washington, DC.
- Schönberg, R., Zink, S., Staubwasser, M. & von Blanckenburg, F. (2008) The stable Cr Isotope inventory of solid Earth reservoirs determined by double spike MC-ICP-MS. *Chemical Geology* 249, 294 – 306.
- Steefel, C. (2001) *Software for modeling multicomponent, multidimensional reactive transport.* Lawrence Livermore National Laboratory: Livermore, CA.
- Wanner, C., Eggenberger, U., Zink, S. & Kurz, D. (2010) Risk assessment of a chromate contamination by tracking naturally occurring Cr(VI) reduction with Cr isotopes. Submitted to: *Environmental Science and Technology*, July 2010.

Gefährdung durch Wasserstoff und Ammoniak auf Schlacken- deponien?

P. Oester

Oester Messtechnik, Thun, Schweiz

KURZFASSUNG: In der Bodenluft von Schlackendeponien werden oft hohe Konzentrationen an Wasserstoff und Ammoniak nachgewiesen. Verschiedene Faktoren beeinflussen die Produktion von Wasserstoff und Ammoniak, insbesondere der Metallanteil in der Schlacke spielt dabei eine gewichtige Rolle. Gefahren durch Wasserstoff sind hauptsächlich Verpuffungen und Explosionen. Ammoniak dagegen wirkt toxisch. In frischer Schlacke wurden Ammoniakkonzentrationen > 20.000 ppm NH_3 nachgewiesen. Die maximale Arbeitsplatzkonzentration (MAK) beträgt 20 ppm NH_3 ! Die Kenntnisse über die Wasserstoff- und Ammoniakproduktion in Schlacke sind gering. MVA- und Deponiebetreiber sollten sich der Gefahren bewusst sein, um die Arbeitssicherheit ihrer Angestellten gewährleisten zu können. Zudem hat Wasserstoff möglicherweise auch das Potential für eine zukunftsorientierte energetische Verwertung. Vermehrte wissenschaftliche Untersuchungen wie auch praktische Erfahrungen könnten die Kenntnisse über Wasserstoff und Ammoniak in Schlackendeponien erweitern.

1 AUSGANGSLAGE

In der Schweiz wird schon seit längerer Zeit Schlacke aus Müllverbrennungsanlagen abgelagert. Einige Deponien sind heute vollständig mit Schlacke verfüllt und werden rekultiviert. Die Schlackenoberflächen sind auf eventuelle Methanemissionen untersucht worden. Oester Messtechnik wurde mit diesen Aufgaben betraut und stieß auf unerwartete Messresultate.

2 WASSERSTOFF- UND AMMONIAKEMISSIONEN AUS SCHLACKENDEPONIEN

Die Bodenluft der Deponieoberfläche wurde in Bohrungen analysiert. Die vermuteten Spuren von Methan konnten meist nicht nachgewiesen werden. Häufig waren folgende Konzentrationen messbar:

- 0,0 Vol.-% Methan CH_4 ,
- 0,0 Vol.-% Kohlendioxid CO_2 ,
- 0,0 Vol.-% Sauerstoff O_2 und
- 0,0 Vol.-% Stickstoff N_2 .

Was ist jedoch der Rest? Folgende Gaszusammensetzungen wurden in der Bodenluft der Schlackenkompartimente nachgewiesen:

- 90 – 98 Vol.-% Wasserstoff H_2 – brennbar!
- Bis zu 2 Vol.-% Ammoniak NH_3 – toxisch!

2.1 Produktion von Wasserstoff aus Schlacke

Die effektive H_2 - und NH_3 -Produktion von Schlacke ist von verschiedenen Faktoren abhängig. Nahe liegend sind der Gehalt und die Oxidationsstufen von Aluminium. Weiters beeinflussen Korngröße und -oberfläche, Feuchte, pH, Salinität, Temperatur und weitere chemische Bestandteile wie z.B. Schwefel die Produktion von Wasserstoff und Ammoniak. Im Deponiebetrieb

kommen exogene Einflüsse dazu. Denkbar sind: Die Art der Ablagerung (Verdichtungsgrad, Volumen des Schlackenkörpers), ev. erfolgte Nachbehandlung der Schlacke (Entschrottung, Befeuchtung, Mischung mit anderen Substraten) sowie meteorologische Bedingungen (Insolation, Niederschlag).

In einer offenen Deponie stehen damit die aufgeführten endogenen Faktoren Feuchte und Temperatur unter dem direkten Einfluss der Witterung. In der Literatur wird stets Aluminium als Hauptquelle des Wasserstoffs vermutet, obwohl bekannt ist, dass auch andere Metalle an der H₂-Produktion beteiligt sein können.

2.2 Grundlagen Wasserstoff

Explosionsbereich Wasserstoff H ₂ :	4 – 75 Vol.-% H ₂ in Luft
Aluminiumgehalt (metallisch) Schlacke:	1,5 – 8%
Aluminiumgehalt Schlacke entschrottet:	1,5 – 3,5%
Die wichtigste Reaktionsgleichung:	$\text{Al} + 3 \text{H}_2\text{O} = 1,5 \text{H}_2 + \text{Al}(\text{OH})_3$

2.2.1 Wasserstoffbildungspotential

Aus 1 kg Aluminium können 1,33 m³ Wasserstoff H₂ entstehen. 1 m³ Schlacke (2 Tonnen) mit 2% Aluminium enthalten 40 kg Aluminium. Das Wasserstoffbildungspotential liegt somit bei 53 m³ Wasserstoff H₂/m³ Schlacke.

Wasser und ein alkalisches Milieu sind jedoch limitierende Faktoren. Wasser steht nicht unbegrenzt zur Verfügung und erreicht nicht das gesamte Aluminium.

2.2.2 Beobachtungen auf Deponien

Wasserstoff ist nicht immer in kritischen Konzentrationen vorhanden. Bei trockener Witterung sind die H₂-Emissionen geringer. Nach Schneeschmelze und heftigen Niederschlägen können oft hohe H₂-Konzentrationen nachgewiesen werden. Nebst Wasserstoff wird in geruchsintensiven Deponieteilen zeitweise auch Ammoniak gemessen. Ammoniakemissionen werden meist durch unvollständige Verbrennung von Klärschlamm verursacht. Durch die Optimierung und Verringerung des Klärschlammeintrages in den Verbrennungsraum konnten die Ammoniakemissionen auf den kritischen Deponien wieder eliminiert werden.

3 METHODIK EMISSIONSMESSUNGEN

Ähnlich wie bei Gasemissionsmessungen mit dem Flammenionisationsdetektor FID wird die Deponieoberfläche der Schlackendeponie mit H₂-empfindlichen Gassensoren rastermäßig abgetastet. Die Messwerte werden mit Hilfe der Satellitennavigationstechnik GNSS direkt in ein tragbares Feld-GIS registriert und ausgewertet.

Meist sind trotz erheblicher Gasemissionen nahezu keine Geruchsemissionen wahrnehmbar. Wasserstoff verflüchtigt sich sehr schnell beim Erreichen der Deponieoberfläche. Einzig ein leises Knistern im Boden lässt eine Aktivität im Untergrund erahnen.

3.1 Bodenluftmessungen

Bei Bodenluftmessungen in Schlackendeponien wird meist in geringen Tiefen (< 1 m) Wasserstoff in zündfähigen Konzentrationen nachgewiesen.

Tab. 1: Zusammenstellung Wasserstoffanalysen

		kontrollierte Deponien total 21
Deponien mit Wasserstoff > 50% H ₂	brennbar	9
Deponien mit Wasserstoff 20 – 50% H ₂	brennbar	4
Deponien mit Wasserstoff 4 – 20% H ₂	brennbar	4
Deponien mit Wasserstoff 0 – 4% H ₂		4

Insgesamt hat Oester Messtechnik bei 21 Deponien Bodenluftmessungen im Schlackenkompartiment vorgenommen. Bei 17 Deponien (80%) fanden sich Wasserstoffkonzentrationen im explosiven Bereich ($> 4\% \text{ H}_2$)!

An einer Deponie wurden mit der Direct-Push-Methode mit EZiPROBE (terrasystems AG) Rammsonden erstellt und Schlackenproben auf eine Tiefe von 11 m entnommen. Die Sondierlöcher wurden mit Temperatur- und Gasentnahmesonden ausgerüstet, deren Langzeitdaten erfasst und analysiert werden.

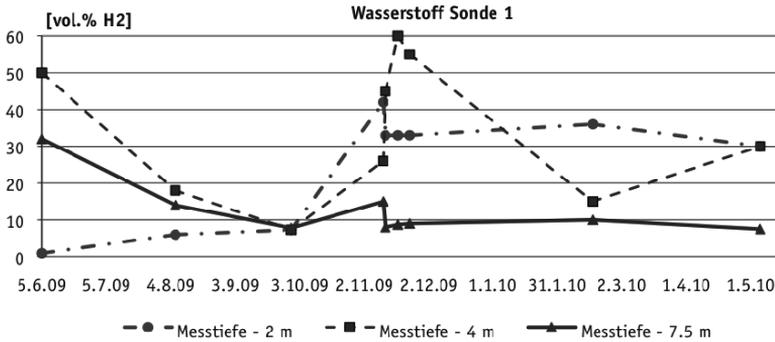


Abb. 1: Langzeitwerte Wasserstoff

4 GEFAHREN VON WASSERSTOFF UND AMMONIAK

4.1 Wasserstoff

Frische und feuchte Schlacke produziert mehr H_2 als alte und trockene. Nach Regenfällen ist auf Deponien ein, zwei Tage später mit erhöhten H_2 -Emissionen zu rechnen. In Deponien für Verbrennungsrückstände mit abgedeckten Deponieteilen und geschlossenen Räumen werden Vorsichtsmaßnahmen empfohlen. H_2 -Monitoring und aktives Absaugen müssen in Erwägung gezogen werden. Unfälle mit Todesopfer (Japan 1995, H_2 -Explosion in MVA (Mizutani)), aber auch die explosiven H_2 -Konzentrationen im Abwasser- resp. Lüftungssystem verlangen vermehrte Beachtung:

- Stichflamme und Verpuffung bei Schweißarbeiten,
- Verpuffung bei Grabarbeiten,
- Flächenbrand und
- Kritische Schachtluft bei Spülarbeiten.

4.2 Ammoniak

Ammoniak ist toxisch. In Müllverbrennungsanlagen wird Ammoniak vor allem bei der Aufbereitung der anfallenden Nassschlacke freigesetzt. Um Wertstoffe wie Eisen und Nicht-eisenmetalle aus der Schlacke gewinnen zu können, muss die Schlacke mechanisch bearbeitet werden. Bei diesem Prozess entweicht das im Schlackewasser gelöste Ammoniak.

In frischer Schlacke wurden Ammoniakkonzentrationen $> 20.000 \text{ ppm NH}_3$ nachgewiesen. Die maximale Arbeitsplatzkonzentration (MAK) beträgt 20 ppm NH_3 (14 mg/m^3 Luft)! Lebensgefahr besteht bei mehr als 1.700 ppm NH_3 .

5 SCHLUSSFOLGERUNG

Die Kenntnisse über die Wasserstoff- und Ammoniakproduktion in Schlacke sind gering. Aktuell wird Wasserstoff aus Schlacke energetisch nicht verwertet. Messungen an Deponien und Müllverbrennungsanlagen können das Wissen stetig erweitern.

5.1 Fazit

- Wasserstoff und Ammoniak können den Deponiebetrieb gefährden.
- Metalle für die H₂-Produktion sind auch bei entschrotteter Schlacke vorhanden. Die häufige Aussage, unsere Schlacke produziere nach Entschrottung keinen Wasserstoff, kann in der Praxis nicht bestätigt werden.
- Nach Entschrottung weist 1 m³ Schlacke 30 bis 70 kg metallisches Aluminium auf.
- Das Wasserstoffbildungspotenzial pro m³ entschrotteter Schlacke liegt bei maximal 90 m³ H₂.
- Eine Deponie mit 100.000 m³ Volumen produziert maximal 9.000.000 m³ H₂.
- Die Wasserstoffproduktion dauert mehrere Jahre und ist nicht schnell abgeschlossen.
- Wasserstoff ist leichtflüchtig.

5.2 Maßnahmen

- Personal muss über mögliche Gefahren durch Wasserstoff und Ammoniak informiert werden.
- Vorsicht bei Grabarbeiten.
- Wassereintritte in Deponiekörper minimieren.
- Leitungen im Schlackenbereich vermeiden.
- Bauten im Bereich von Schlacke mit (baulichen) Gasschutzmaßnahmen erstellen.

5.3 Offene Fragen

- Wie steht es hinsichtlich H₂ und NH₃ um die Arbeitssicherheit in MVA und Deponien?
- Wieviel H₂ und NH₃ werden unter Deponiebedingungen produziert resp. emittiert?
- Lässt sich der Wasserstoff gewinnen und energetisch verwenden?
- Welche Faktoren steuern das Emissionsverhalten von H₂ und begleitenden Gasen?
- Wäre es möglich und sinnvoll die H₂-Produktion auf einer Deponie zu forcieren?
- Könnten ev. Prozesse zur Stabilisierung der Schlacke in geschlossenen Behältern optimiert werden?

LITERATUR

- Böhmer, S., Janhsen, T., Reisinger, H., Szednyi, I. & Winter, B. (2005) *Abfallvermeidung und -verwertung: Aschen, Schlacken und Stäube in Österreich*. Wien, Österreich: Umweltbundesamt GmbH.
- Gonzalez-Gil, G. (in Bearbeitung) *Hydrogen Production from Bottom Ash (Slag) – a laboratory and field study*. Zürich, Schweiz: ETH.
- Hermann Sewerin GmbH *Produktinformation EX-TEC SR6 und VARIOTEC 9-EX*.
- Heuss-Assbichler, S. (2005) Wasserstoffbildung in MVA-Schlackedeponien in Deponieforschung. *Bayern – Was läuft da noch ab in der Deponie?* Augsburg, Deutschland: Bayerisches Landesamt für Umweltschutz.
- Magel, G., Heuss-Assbichler, S. & Fehr, K.T. (2000) *Abiotische H₂-Produktion in MV-Monodeponien, im Beispiel Waldering*. München, Deutschland: Bay-FORREST-Forschungsvorhaben F188, Institut für Mineralogie, Petrologie und Geochemie, Ludwig-Maximilians-Universität.
- Metschke, J., Magel, G. & Spiegel, W. (2005) *Wasserstoffbildungspotential von MVA/MPA Flugstäuben, Endbericht L24, Projekt 20110*. München, Deutschland: Bayerisches Landesamt für Umweltschutz.
- Mizutani, S., Sakai, S.-I. & Takatsuki, H. (2000) Investigation of Hydrogen Generation from Municipal Solid Waste Incineration Fly Ash. *Journal of Material Cycles and Waste Management* 2.
- Rohrbach, Ch. (2007) *Wasserstoffemissionen auf einer Deponie für KVA-Schlacken*. Bachelorarbeit an der Philosophisch-Naturwissenschaftlichen Fakultät der Universität Bern. Leiter der Arbeit: Prof. Dr. Germann, P., Geographisches Institut der Universität Bern, Schweiz.
- Schulz, W. (2003) *Bestimmung der abiotischen Wasserstoffbildung von Abfällen und deren Mischungen als Datengrundlage zur Kontrolle des Gashaushaltes von Deponien und zur Gefährdungsabschätzung*. Berlin, Deutschland: Weissensee Verlag.
- Wist, M. (2009) *Evaluation prospective du potentiel d'extraction d'hydrogène*, Lausanne, Schweiz: Ecole polytechnique fédérale de Lausanne EPFL.

Aufbau einer Deponie für Industrieabfälle bei „Neochim“ AG, in Dimitrovgrad, Bulgarien

L. Totev & P. Pavlov

Universität für Bergbau und Geologie „St. Ivan Rilski“ Sofia, Bulgarien

KURZFASSUNG: Als ein Ergebnis der mehr als ein Halbjahrhundert dauernden Tätigkeit der Firma Neochim AG, Std. Dimitrovgrad, haben sich große Mengen an gefährlichen Produktionsabfällen angehäuft. Ein Teil von den Industriegebäuden, insbesondere die Werksabteilung für Schwefelsäureproduktion, wurden stark abgenutzt und kontaminiert – mit dem Ziel – später abgerissen zu werden. Zur Sicherung eines Deponierterrains für gefährliche Abfälle und der anfallenden Abfälle von den abgerissenen Gebäuden wurde eine neue Deponie mit einer Fläche von 37.142 m² und einem Rauminhalt von 493.673 m³ aufgebaut, die allen nationalen Bulgarischen Ansprüchen für den Betrieb und der folgenden Sanierung einer solchen Industrie-Anlage entspricht.

1 REALISIERUNG DES PROJEKTS

Für die Projektierung und Bau einer neuen Deponie für gefährliche Abfälle der „Neochim“ AG wurden ausführliche ingenieur-geologische und hydrologische Untersuchungen (Projekt Reko – Ingenieurung 2004) durchgeführt. Als ein entsprechendes Aufbauterrain der neuen Deponie wurde die alte Deponie für Pyritabbrand vorgesehen. Bei den Untersuchungen wurden die vorhandenen geologischen und hydrogeologischen Vor-Ort-Verhältnisse für das Gebiet analysiert und zusätzliche geophysikalische Untersuchungen auf dem Terrain durchgeführt. Es wurden auch Beobachtungen für das Regime der Grundwässer im betroffenen Gebiet gemacht. Es wurde der geologische Einschnitt in einer Tiefe von 15 m unter der Oberfläche des Terrains geklärt. Es wurden ferner die physikalisch-mechanischen und die Festigkeitsverformungseigenschaften der Bauflächen untersucht. Es wurde der wassertragende Horizont, der Typ und Charakter der Grundwässer und ihre Beziehung zu dem Fluss Maritza festgestellt. Auf Grund der durchgeführten ingenieur-geologischen Untersuchung wurde festgestellt, das die geologischen Bodenarten, die das Terrain aufbauen, aus grobkörnigem Sand, mit einzelnen Kieskörnern versehen und stellenweise aus Sandton mit einer Sicht-Stärke von 0,90 – 10,45 m und grau – blauem dichten Ton mit einer Schicht-Stärke von 2,20 – 12,60 m bestehen. Die Stärke der Tonschicht überschreitet nicht die Untersuchungstiefe von 15 m. Die geologisch-lythologischen Arten des Erduntergrundes gehören zur Gruppe B (Anordnung No1 1996.). Bei der durchgeführten Einschätzung der ingenieur-geologischen Bedingungen wurde die Belastung des Baugrundes ($R_0 = 0,2$ MPa) und der provisorischen standfesten Böschungen bei einer Tiefe der Ausgrabung bis 3 m bestimmt. Zur Sicherung der Ansprüche bezüglich des Filtrationskoeffizienten (d.h. kf-Wertes) ist ein Bedarf für den Aufbau einer mineralischen Deponie-Basisabdichtung gegeben.

1.1 Vorbereitung des Bauterrains

Bei der Vorbereitung des Terrains wurden zunächst die kontaminierten Deponieteile gereinigt und instandgesetzt. Die bestehenden Bäume und Sträucher auf dem Boden und Dämmen wurden beseitigt und die Humusschicht bis einer Tiefe von 0,25 m entfernt.

Der Abtrag der Humusschicht geschah auf dem ganzen Territorium der Deponie. Die abgetragene Humusschicht wurde in einer Deponie zwischengelagert. Nach seinem Schottern wurde der Humus für eine biologische Rekultivierung zurückgebracht.

1.2 Ausgrabungsarbeiten

Da das für das Deponieren von gefährlichen Abfällen bestimmte Terrain eine bestehende Deponie für Pyritabbrand ist, brauchte man keine großen Ausgrabungsarbeiten durchführen. Zur Gestaltung und Vorbereitung des Deponierohplanums und der Wiederherstellung der Dämme musste man eine bestimmte Bodenmenge mit niedriger Qualität (d.h. zu großer Durchlässigkeit) ausgraben. Laut der Bilanz der Bodenmassen ist die Gesamt-Menge der ausgegrabenen Böden 20.358 m³. Diese wurden zur Deponie für Boden mit niedriger Qualität (d.h. auf eine Boden-aushubdeponie) transportiert.

1.3 Haldenarbeiten

Die Haldenarbeiten beziehen sich auf:

- Wiederherstellen der Einzäunungsdämme und Aufbau von einem Zwischendamm und
- Aufbau einer Oberflächenabdeckung.

Bei der Wiederherstellung der Dämme wurden diese von beiden Seiten erweitert. Von der äußeren Seite ist die Erweiterung etwa 1 m, und von der inneren – 0,75 m.

Die Dämme wurde mit gut verdichteten bindigen Böden aufgefüllt. Ihre Erweiterung führt zu einer horizontale Breite der Schicht von 2,5 m, was die Möglichkeit gibt mit einer Walze die einzelnen Schichten von 0,25 – 0,40 m in Abhängigkeit von der Bodenart gut zu verdichten. Bei dem Ton geschieht die Verdichtung bei 0,20 m Schichtstärke und bei den Erdböden – bei 0,40 m. Die projektierte Neigung der inneren Böschung ist 1 : 2,5. Durch diese Erweiterung wird die Dammkrone insgesamt 7,00 m breit. Nach der Verdichtung der inneren Böschung wird diese mit einem Bulldozer bis 0,50 m zum Garantieren der guten Verdichtung der Böden abgeschabt. Die anfallenden, zu beseitigenden Erdmassen werden zum Bau der mineralischen Deponiebasisdichtung verwendet. Die oberste Oberflächenschicht wird mit einer Walze geglättet. Die Kronenkote der Dämme bleibt 96,00 m. Die Bodenkote der Deponie variiert je nach Querschnitt von 92,00 – 93,60 m. Die mineralische Basisdichtung hat eine Längsneigung $J_1 = 1\%$ und die Querneigung zu den Dränenrohren beträgt $J_2 = 3\%$.

1.4 Ansprüche an die Haldenmaterialien

Die Ansprüche an die Baustoffe, mit denen die Halde (bzw. Deponie) auf den Dämmen ausgefüllt ist, werden auf Grund der erhaltenen Ergebnisse aus den durchgeführten Laboruntersuchungen bestimmt. Es werden dabei die gültigen nationalen Normen und Richtlinien eingehalten, sowie die praktische Erfahrung die bereits aus ähnlichen Deponie- bzw. Haldenprojekten gewonnen wurden, berücksichtigt. Für homogene und mit guten Verformungseigenschaften ausgestattete Materialien ist es wichtig, dass ein optimaler Wassergehalt mit dem Ziel maximale Volumendichte (Sabev & Ivanov 1999) erreicht wird. Die Kennziffern der Volumendichte des Boden-Skeletts und der Wassergehalt wird auf Grund der standardisierten Verdichtung bestimmt. Die mittleren Werte der Volumendichte des Boden-Skeletts und der Wassergehalt des Haldenmaterials entsprechen der mittleren maximalen (m) Volumendichte des Skeletts, erhalten bei einem maximalen Wassergehalt, bestimmt im Labor, d.h.:

- (1) $m_{Pnorm} = m_{Pds}$ und
- (2) $m_{Whald} = m_{Wopt}$.

wobei: P norm: ist die Volumendichte des Skeletts, Pds: ist die maximale Volumendichte des Skeletts; Whald: ist der Wassergehalt des Haldenmaterials; Wopt: ist der optimale Wassergehalt.

Die zulässigen Abweichungen der individuellen Werte für den Wassergehalt sind $K_1 = 0,9 \div 1,1$, und für die Volumendichte des Skeletts $K_2 \geq 0,97$.

- (3) $Whald = K_1 \cdot Wopt$ und
- (4) $Pnorm = K_2 \cdot Pds$.

Die Stabilität der Dämme ist unter der Bedingung garantiert, dass die in dem Damm eingebauten Materialien folgenden Ansprüchen entsprechen:

- Volumendichte $\geq 1,9 \text{ g/cm}^3$,
- Volumendichte des Skeletts $\geq 1,6 \text{ g/cm}^3$ und
- Filtrationskoeffizient $K_f \leq 1 \times 10^{-7} \text{ cm/Sekunde}$ (d.h. Durchlässigkeitsbeiwert $k_f \leq 1 \times 10^{-9} \text{ m/s}$)

1.5 Dränagensystem der Basisabdichtung

Das Dränagensystem der Basisabdichtung schließt eine Flächendränage und ein Netz aus horizontalen Dränagerohren und Rohrleitung zum Abführen des Infiltrats außerhalb des Deponiekörpers mit ein.

1.6 Halden – Verdichtungsarbeiten auf den Dämmen

Für die Qualität der Ausführung von Haldenarbeiten spielen das in die Halde eingebaute Material und seine ausreichende Verdichtung eine wesentliche Rolle. Eine ständige Kontrolle wird in zwei Hauptrichtungen ausgeübt und zwar:

- Prüfung der Qualität des Haldenmaterials zum Erreichen der Projektansprüche und
- Einhalten der Haldentechnologie und der Verdichtung.

Vor Beginn der Haldenkonstruktion des Zwischendamms wurde eine Versuchsverdichtung des Materials durchgeführt. Die Aufgabe war dabei, die nach dem Stand der Technik erforderlichen Kennziffern „in-situ“ zu bestimmen. Und zwar:

- Stärke der Schicht [m],
- Anzahl der Durchgänge in einer Spur der Verdichtungsmaschine [n] und
- optimaler Wasserinhalt [Wopt].

Auf diesem Grund wurde beschlossen, die Verdichtung mit einer glatten Walze mit einem Gewicht über 8 Tonnen durchzuführen. Unmittelbar vor der Aufschüttung der ersten Schicht auf die glatte Oberfläche des verdichteten Grundes und auch auf jede verdichtete Haldenschicht wurde vor dem Einbau der nächsten Schicht die Oberfläche mit einer dornartigen Walze behandelt. Die dabei gewonnene Erfahrung gab uns die Möglichkeit, genau die Stärke der Versuchsschicht von 0,25 m und die Anzahl der Gänge in einer Spur von $8 \div 10$ Durchgängen in einem mobilen Labor unter kontrollierten Bedingungen zu bestimmen. Nach dem Aufschütten, Aufgraben und Homogenisieren wird der Boden verdichtet, nachdem auf jeden 4, 6, 7 und 10 Durchgang Proben für „Dichte und Feuchtigkeit“ genommen wurden.

Durch Mitteln der Ergebnisse aus je zwei Durchgänge der Verdichtungsmaschine erhält man einem Wert für die Volumendichte des Boden-Skeletts und des Wasserinhalts. Es wird ein Diagramm $P_{ds} = f(n)$ erstellt, wo (n) die Gängeanzahl in einer Spur darstellt. Daraus wird bestimmt, bei welcher Gängeanzahl eine maximale Volumendichte des Skeletts erreicht wird. Wenn dabei aber die Ergebnisse nicht befriedigen, d.h. die erforderliche Dichte wird erst bei einer großen Durchgangszahl erreicht, wird die Stärke der Schicht reduziert oder umgekehrt. Die Qualitätskontrolle der Materialien und des Dammes beruht auf den Ergebnisse von den genommenen Proben zur Bestimmung der Haupt-Erdmechanischen Kennziffern der Böden, d.h.:

- Volumendichte – Feuchtigkeit, bestimmt für jede 400 m^3 in der Halde eingebautes Material, aber nicht weniger als zwei Proben je Schicht. Die Probenplätze bezeichnet man mit Koordinaten und einer Abnahmekote.
- Standard-Dichte – optimale Feuchtigkeit, bestimmt für jede 2.000 m^3 eingebautes Material und bei jeder sichtbaren Veränderung des Haldenmaterials.

Die mittleren Werte, erhalten für die Volumendichte und den Wasserinhalt des verdichteten Dammes müssen der mittleren maximalen Volumendichte des Boden-Skeletts ($m \text{ Pmax}$) bei optimalem Wasserinhalt gleich sein. Die zugelassenen Abweichungen der individuellen Werte für Wassergehalt sind $\Delta W = \pm 2\%$, und für die Volumendichte des Skeletts $K = 0,90 \div 1,05$. Als gut verdichtet gilt der Damm bei einem Verdichtungskoeffizient $K_n \geq 0,90$.

1.7 Schließen der Deponie

Laut den gültigen Normen und nationalen Richtlinien für Umweltschutz werden die abgeschlossenen Bereiche der Deponie rekultiviert. Die Deponie von „Neochim“ AG ist in einer Etappe aufgebaut und Zelle für Zelle aufgefüllt worden, wobei der Aushub der nächsten zur Verfüllung bestimmten Zelle an den Böschungen zwischengelagert wird. Die Versiegelung der Deponieoberfläche geschah nach den gesetzlichen Ansprüchen (Anordnung No13) wie folgt (Aufbau von unten nach oben):

- ein ebene Ausgleich-Schicht aus bindigen Bodenmaterial (Erdboden), 0,30 m;
- eine Schicht aus gewaschenen Drainagekies mit einer Stärke $H = 0,50$ m, zum Sammeln und Ableiten von Oberflächenwässern, worunter zur Abdichtung eine Bentonitmembran (GCL) gelegt wurde;
- eine Schicht aus bindigen Boden, $H = 0,70$ m, zur Rekultivierung und
- Humusschicht, $H = 0,30$ m.

Der Drainagekies entspricht folgenden Ansprüchen:

- Kornverteilung (Verschiedenkörnigkeit) $\eta < 30$,
- Maximale Korngröße $d_{\text{maximal}} = 100$ mm und
- Höhere Gehalte an Feinanteilen (Staub), Ton und organische Verunreinigungen werden nicht zugelassen.

Die eingebauten bindigen Böden erfüllen folgende Ansprüche:

- spezifisches Gewicht: $26 \div 28$ kN/m³,
- Volumengewicht: $15 \div 18,5$ kN/m³,
- Plastizitätskennziffer : $7 \div 20\%$,
- Konsistenzkennziffer: > 1 (fest und halbfeste Konsistenz),
- Kohäsion C: $15 \div 35$ kN/m² und
- Winkel der inneren Reibung P: $25^\circ \div 35^\circ$.

Damit man die erforderliche Dichte der Versiegelung garantieren kann, wurde der Verdichtungskoeffizient nicht kleiner als 0,90 festgesetzt. Nach dem Ende des o.a. Deponieabschlusses wurde die biologische Rekultivierung durch das Bepflanzen mit dem im Projekt vorgesehenen Gras-, Strauch- und Bäumearten durchgeführt.

2 SCHLUSSFOLGERUNG

Zusammenfassend kann festgestellt werden, dass auf dem Territorium von „Neochim“ AG, Std. Dimitrovgrad eine den nationalen Bulgarischen Richtlinien entsprechende Deponie für gefährliche Abfälle aufgebaut wurde, die allen Ansprüchen technischer Standards entspricht.

LITERATUR

- Anordnung No1 (1996) Normen zum Projektieren von flachen Fundierungen. *Gesetzblatt* N85/1996.
Anordnung N13 (1998) Bedingungen und Ansprüche beim Aufbau und Betrieb der Deponie für Abfälle. *Gesetzblatt* N15/1998.
Projekt (2004) Reko Ingenieurung, Einmann – Ges.m.b.H. *Aufbau eines neuen Terrains zum Deponieren von Abfällen*, 2004.
Sabev, N. & Ivanov, I. (1999) Bauhandbuch. Verlag *Technika*, 265 – 290.

Einstufung von Grundwasserschäden – Kriterien für Sanierungsbeginn und -ende

V. Zeisberger

Hessisches Landesamt für Umwelt und Geologie, Wiesbaden, Deutschland

KURZFASSUNG: Bei einer Grundwasserverunreinigung ist im Einzelfall zu entscheiden, ob ein Sanierungsbedarf besteht. Die hessische Arbeitshilfe zieht als wesentliche Kriterien die „Gelöste Schadstoffmenge im Grundwasser“ und die „Schadstofffracht im Grundwasser“ heran. Ein EXCEL-Blatt vereinfacht die Berechnung. Die Kriterien fließen in eine Bewertungsmatrix ein, mit der Grundwasserverunreinigungen nach objektiven Maßstäben eingestuft werden können. Diese Bewertungsmatrix kann ebenfalls bei der Entscheidung angewendet werden, ob eine laufende Sanierungsmaßnahme beendet werden kann, obwohl das festgelegte Sanierungsziel noch nicht erreicht ist. Zwei Jahre nach Veröffentlichung der Arbeitshilfe ist erkennbar, dass diese bei Behörden und Gutachtern große Akzeptanz findet.

1 EINLEITUNG

Die hessische „Arbeitshilfe zur Sanierung von Grundwasserverunreinigungen“ (HLUG 2008) behandelt insbesondere die Fragestellungen, ob eine Grundwasserverunreinigung als schädlich anzusehen ist und ob Sanierungsmaßnahmen verhältnismäßig sind. Anhand der Bewertungskriterien „Gelöste Menge“ und „Fracht“ ist eine Einstufung von Grundwasserverunreinigungen hinsichtlich Größe, Schädlichkeit und Sanierungsbedarf möglich. Dieselben Kriterien können auch für die Entscheidung herangezogen werden, ob eine laufende Grundwassersanierung beendet werden kann. Die Arbeitshilfe wurde von einer Behördenarbeitsgruppe entwickelt und anhand von 35 Grundwasserschadensfällen auf Plausibilität und Praktikabilität geprüft.

2 BEWERTUNGSKRITERIEN

Die Schadstofffreisetzung und die Ausbildung einer Schadstofffahne im Grundwasser werden von zahlreichen Faktoren beeinflusst, die letztlich in den beiden Bewertungskriterien „Gelöste Menge“ und „Fracht“ gebündelt werden.

Die „Gelöste Menge“ beschreibt den Ist-Zustand der Schadstofffahne. Für die Einstufung, ob im konkreten Fall die gelöste Schadstoffmenge GROSS, MITTEL oder KLEIN ist, wird die ermittelte Schadstoffmenge [kg] mit dem betreffenden Geringfügigkeitsschwellenwert (GFS) [$\mu\text{g/Liter}$] verglichen (LAWA 2004); dabei werden nur die dimensionslosen Zahlenwerte verwendet (Tab. 1).

Tab. 1: Algorithmus zur Einstufung der „Gelösten Menge“ im Grundwasser ($M_{\text{gelöst}}$)

Algorithmus	Einstufung „Gelöste Menge“
$M_{\text{gelöst}} \geq 0,1 \cdot \text{GFS}$	GROSS
$M_{\text{gelöst}} < 0,1 \cdot \text{GFS}$ und $\geq 0,03 \cdot \text{GFS}$	MITTEL
$M_{\text{gelöst}} < 0,03 \cdot \text{GFS}$ und $\geq 0,003 \cdot \text{GFS}$	KLEIN
$M_{\text{gelöst}} < 0,003 \cdot \text{GFS}$	SEHR KLEIN

Beispiel: Der GFS von LHKW ist $20 \mu\text{g/Liter}$, der dimensionslose Zahlenwert beträgt demnach 20. Wenn die „Gelöste LHKW-Menge“ größer als $0,1 \times \text{GFS} = 0,1 \times 20 = 2 \text{ [kg]}$ ist, erfolgt die Einstufung in GROSS. Bei Werten zwischen $2 - 0,6 \text{ [kg]}$ erfolgt die Einstufung in

MITTEL. Bei Werten zwischen 0,6 – 0,06 [kg] ergibt sich KLEIN, unterhalb von 0,06 [kg] SEHR KLEIN.

Mit dem Bewertungskriterium „Fracht“ wird die Dynamik der Schadstoffausbreitung im Grundwasser berücksichtigt. Es soll die maximale Fracht (im nahen Abstrom der Schadstoffquelle) ermittelt werden. Für die Einstufung, ob die Schadstofffracht GROSS, MITTEL, oder KLEIN ist, wird der Zahlenwert der ermittelten Schadstofffracht [g/d] mit dem Zahlenwert des betreffenden GFS [$\mu\text{g/Liter}$] verglichen (Tab. 2).

Tab. 2: Algorithmus zur Einstufung der „Fracht“ im Grundwasser

Algorithmus	Einstufung „Fracht“
Fracht $\geq 0,5 \times \text{GFS}$	GROSS
Fracht $< 0,5 \times \text{GFS}$ und $\geq 0,2 \times \text{GFS}$	MITTEL
Fracht $< 0,2 \times \text{GFS}$ und $\geq 0,02 \times \text{GFS}$	KLEIN
Fracht $< 0,02 \times \text{GFS}$	SEHR KLEIN

3 STROMRÖHREN

Die Berechnung der Schadstoffmenge und -fracht basiert auf der Modellvorstellung, dass eine Schadstofffahne von einer sog. Stromröhre umhüllt werden kann. Zur Fahne zählen diejenigen Bereiche im Grundwasser, in denen ein GFS überschritten wird. Eine Stromröhre ist quaderförmig und verläuft längs zur Grundwasserfließrichtung (Abb. 1).

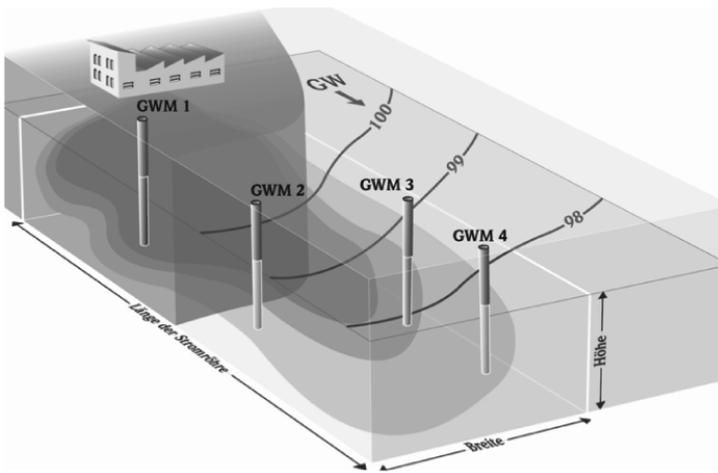


Abb. 1: Grundwasserschadensfall mit konstruierter Stromröhre

Für die Ermittlung und Einstufung der beiden Bewertungskriterien „Gelöste Menge“ und „Fracht“ steht ein EXCEL-Arbeitsblatt auf der Website des HLUG zur Verfügung.

4 BEWERTUNGSMATRIX

Sind bei einem Schadensfall Menge und Fracht eingestuft, kann im nächsten Schritt eine Bewertungsmatrix angewendet werden (Tab. 3). Liegt nur eine „geringe“ schädliche Grundwasserverunreinigung vor, kann auf eine Grundwassersanierung häufig verzichtet werden. Dagegen besteht bei einer „großen“ schädlichen Grundwasserverunreinigung i.d.R. Sanierungsbedarf. Bei einer „mittleren“ schädlichen Grundwasserverunreinigung sind weitere Prüfschritte zur Ermittlung des Handlungsbedarfs erforderlich (HLUG 2008).

Bei der Entscheidung über Sanierungsmaßnahmen ist immer eine Verhältnismäßigkeitsprüfung durchzuführen (Kap. 6).

Tab. 3: Bewertungsmatrix zur Einstufung einer schädlichen Grundwasserverunreinigung

Einstufung „Gelöste Menge im Grundwasser“	Einstufung „Fracht im Grundwasser“	schädliche Grundwasserverunreinigung	Handlungsbedarf
SEHR KLEIN	SEHR KLEIN	KEINE	Keine weiteren Maßnahmen erforderlich.
SEHR KLEIN	KLEIN		
KLEIN	SEHR KLEIN	GERINGE	Zwar liegt eine schädliche Grundwasserverunreinigung vor, jedoch sind Sicherungs- und Sanierungsmaßnahmen i.d.R. unverhältnismäßig.
KLEIN	KLEIN		
SEHR KLEIN	MITTEL	MITTLERE	Weitere Prüfschritte sind erforderlich, um entscheiden zu können, ob bzw. welche Maßnahmen erforderlich sind, z.B.
MITTEL	SEHR KLEIN		
KLEIN	MITTEL	MITTLERE	<ul style="list-style-type: none"> • Sanierungsmaßnahmen, • Überwachungsmaßnahmen
MITTEL	KLEIN		
MITTEL	MITTEL	GROSSE	I.d.R. sind Sanierungsmaßnahmen erforderlich.
SEHR KLEIN	GROSS		
GROSS	SEHR KLEIN	GROSSE	<ul style="list-style-type: none"> • Überwachung natürlicher Abbau- und Rückhalteprozesse (MNA)
KLEIN	GROSS		
GROSS	KLEIN	GROSSE	
MITTEL	GROSS		
GROSS	MITTEL	GROSSE	
GROSS	GROSS		

5 BEENDIGUNG VON SANIERUNGEN

Bei laufenden Grundwassersanierungen wird oft festgestellt, dass die Sanierungszielwerte in absehbarer Zeit nicht erreicht werden können. Sind alle Optimierungsmöglichkeiten ausgeschöpft, kann eine Anpassung des Sanierungsziels in Betracht kommen. Auch eine vorzeitige Beendigung der Sanierung ist möglich. Dann gelten sinngemäß die gleichen Kriterien wie für den Beginn einer Sanierung, und die in Kapitel 4 beschriebene Bewertungsmatrix kann analog angewendet werden. Als Eingangswerte für die Bewertungsmatrix werden die aktuell ermittelten Werte für „Gelöste Menge“ und „Fracht“ verwendet. Die Sanierung kann beendet werden, wenn keine schädliche Grundwasserverunreinigung mehr vorliegt. Ist nur noch eine „geringe“ schädliche Grundwasserverunreinigung vorhanden, kann die Grundwassersanierung i.d.R. ebenfalls beendet werden.

6 VERHÄLTNISSMÄSSIGKEITSPRÜFUNG BEI SANIERUNGEN

Die Bewertungsmatrix aus Kapitel 4 gibt zwar Hinweise zum Handlungsbedarf, die endgültige Entscheidung über Sanierungs-, Überwachungs- und vertiefte Erkundungsmaßnahmen bleibt aber stets eine Einzelfallentscheidung. Die besonderen Gegebenheiten des Einzelfalls sind stets zu berücksichtigen.

Für die Entscheidung, ob und welche Maßnahmen zur Sanierung einer schädlichen Grundwasserverunreinigung zu ergreifen sind, ist der Grundsatz der Verhältnismäßigkeit, also die Geeignetheit, Erforderlichkeit und Angemessenheit der Maßnahmen, von besonderer Bedeutung. Dieser Grundsatz hat Verfassungsrang, er findet sich aber auch in zahlreichen wasserrechtlichen Vorschriften. Nach diesem Grundsatz darf der Aufwand für Maßnahmen nicht außer Verhältnis stehen zu dem zu erreichenden Erfolg. Für die Entscheidung ist der finanzielle oder sonstige Aufwand für die Maßnahmen im Wege der Abwägung in ein Verhältnis zu setzen zu deren Erfolg. Je größer ein Grundwasserschaden ist, desto eher ist ein hoher Sanierungsaufwand gerechtfertigt.

In die Verhältnismäßigkeitsprüfung sollten u.a. folgende Aspekte einfließen:

- Ausmaß des Schadens; hier fließen die o.g. Kriterien „Gelöste Menge“ und „Fracht“ ein,
- Auswirkungen auf die Umwelt,

- Dringlichkeit der Sanierung,
- Erfolg und Aufwand der Sanierungsmaßnahme,
- Schwere des Eingriffs in die Rechte des Pflchtigen (insbesondere Kosten der Sanierung) und
- verbleibende Umweltgefahren (im Falle der „vorzeitigen“ Beendigung der Sanierung).

Es ist auf eine nachvollziehbare fachliche und rechtliche Prüfung anhand objektiver Maßstäbe zu achten. Mit undifferenzierten Behauptungen wie der Unwirtschaftlichkeit der Maßnahmen oder subjektiven Belangen wie der fehlenden Leistungsfähigkeit des Pflchtigen lässt sich die Unverhältnismäßigkeit einer Maßnahme nicht begründen.

7 AUSBLICK

Zwei Jahre nach Veröffentlichung der Arbeitshilfe ist erkennbar, dass diese bei Behörden und Gutachtern große Akzeptanz findet. Positiv gesehen wird, dass bei einer Grundwasserverreinigung nicht mehr allein die Schadstoffkonzentration im Fokus steht. Durch die Einbeziehung weiterer Kriterien ergibt sich ein umfassenderes Gesamtbild und Schadensfälle werden untereinander vergleichbar.

8 MITGLIEDER DER ARBEITSGRUPPE

An der Arbeitshilfe (HLUG 2008) haben mitgewirkt:

Wolfgang Bernhardt	Regierungspräsidium Darmstadt
Marie-Anne Feldmann	Hessisches Landesamt für Umwelt und Geologie
Thomas Golla	Kreisausschuss des Hochtaunuskreises
Werner Görisch	Regierungspräsidium Darmstadt
Fritjof Grimm	Regierungspräsidium Darmstadt
Jörg Hartmann	Regierungspräsidium Kassel
Dr. Klaus Haeckel	Regierungspräsidium Darmstadt
Dr. Dieter Kämmerer	Hessisches Landesamt für Umwelt und Geologie
Berthold Meise	Regierungspräsidium Darmstadt
Tilman Oerter	Regierungspräsidium Gießen
Holger Strömmer	Hess. Min. für Umwelt, Energie, Landw. und Verbraucherschutz
Michael Wolf	Regierungspräsidium Darmstadt
Volker Zeisberger	Hessisches Landesamt für Umwelt und Geologie

LITERATUR

- Hessisches Landesamt für Umwelt und Geologie (2008) Handbuch Altlasten Bd. 3 Tl. 7. *Arbeitshilfe zur Sanierung von Grundwasserverunreinigungen*. Wiesbaden, Deutschland: Eigenvertrieb, www.hlug.de/medien/altlasten/altlastenbearbeitung/grundwassersanierung.htm.
- Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (2004) *Ableitung von Geringfügigkeitsschwellenwerten für das Grundwasser*. www.lawa.de/documents/GFS-Bericht-DE_a8c.pdf.

Schwermetallabtrennung von Flugasche aus MVAs durch Carbochlorierung

B. Nowak, L. Kuboňová & F. Winter

TU Wien, Institut für Verfahrenstechnik, Wien, Österreich

P. Aschenbrenner & H. Rechberger

TU Wien, Institut für Wassergüte, Ressourcenmanagement und Abfallwirtschaft, Wien, Österreich

KURZFASSUNG: Flugasche aus Müllverbrennungsanlagen (MVAs) darf nicht direkt über Tage deponiert werden. Sie wird entweder unter Tage deponiert oder verfestigt (z.B. als Schlacke-Asche-Beton). Die Begrenztheit an Deponievolumen, die damit einhergehenden Kosten und der Nachhaltigkeitsgedanke machen die Suche nach Prozessen nötig, die diese Flugasche dekontaminieren und so eine Weiterverwendung möglich wird. Eine Möglichkeit stellt das Mischen von Flugasche aus MVAs mit CaCl_2 , organischem Material und Wasser, Pelletierung der Mischung und Behandlung in einem Drehrohrföfen bei ca. 1.000 °C dar. Versuche in einem indirekt beheizten Labor-Drehrohrreaktor zeigen, dass organisches Material innerhalb der ersten Aufheizzeit abbrennt, was zu lokal reduzierenden Bedingungen führt. Reduzierte Schwermetalle haben einerseits teilweise niedrige Siedepunkte, andererseits reagieren sie leichter mit entstehendem HCl bzw. Cl_2 (aus CaCl_2 und H_2O bzw. O_2) zu leichtflüchtigen Schwermetallchloriden. Nach einer Verweilzeit von einer Stunde können bei 1.050 °C > 95% Cd, 67% Cu, 30% Cr, 80% Ni und 83% Zn aus Flugasche der Müllverbrennungsanlage Spittelau (Wien, Österreich) entfrachtet werden.

1 EINLEITUNG

Die Nutzung von Ressourcen ist in modernen Gesellschaften überwiegend von linearen Abläufen geprägt: Rohstoffe werden abgebaut, aufbereitet und verarbeitet und kommen als Produkt in den Handel. Nach der Nutzung werden sie als Müll entsorgt und landen entweder direkt oder nach der Verbrennung in Deponien. Diese Abläufe sind nicht nachhaltig, werden doch Ressourcen (Schwermetalle, Deponievolumen, etc.) nur wenig geschont. Vor allem Müllverbrennungsschlacken und -aschen enthalten Schwermetalle, die neben der verbleibenden schwermetallarmer Matrix ebenso zur Wertstoffrückgewinnung eingesetzt werden können.

Flugasche aus Müllverbrennungsanlagen (MVAs) darf v.a. aufgrund des Elutionsverhaltens nicht direkt über Tage deponiert werden, sie gilt als gefährlicher Abfall. Diese Flugasche enthält 9.000 – 70.000 ppm Zink, 5.000 – 30.000 ppm Blei und 600 – 3.000 ppm Kupfer (Schwermetalle mit den höchsten Konzentrationen) (Wiles 1996). Sie wird meist unter Tage oder nach Immobilisierung von Schwermetallen deponiert. Die Immobilisierung kann durch Herstellung von Schlacke-Asche-Beton (z.B. gemeinsam mit Zement, Sand, Schlackefraktionen und Wasser) oder durch energieintensives Schmelzen der Asche erfolgen.

In Wien werden in den nächsten Jahren etwa 47.000 Tonnen/Jahr Flugasche anfallen (Ableidinger et al. 2007). Gerade die Ressource Deponievolumen wird immer knapper: Die statische Reichweite der Deponie Rautenweg (einzige kommunale Deponie Wiens) liegt bei ca. 30 Jahren (abschätzbar aus Daten von (Deponie Rautenweg 2007 und 2010). Eine Verwertung von Flugasche aus Müllverbrennungsanlagen und von Klärschlammasche könnte die statische Reichweite der Deponie um ca. 40 – 50% verlängern.

Diese Zahlen verdeutlichen den Nutzen einer Dekontamination von Flugasche aus Müllverbrennungsanlagen mit dem Ziel, Schwermetalle soweit abzutrennen, dass das zurückbleibende Material als Betonzuschlagstoff verwendet oder über Tage zu geringen Kosten auf Deponien abgelagert werden kann. Abgetrennte Schwermetalle sollen dabei im Idealfall so anfallen, dass sie von der metallurgischen Industrie recycelt werden können.

Ein Verfahren zur Dekontamination von Flugasche aus Müllverbrennungsanlagen wurde bereits an Klärschlamm-Asche erprobt (ASH DEC Verfahren (Boutousov 2007)): Mischen von Klärschlamm-Asche mit einem umweltverträglichen Alkali- oder Erdalkalichlorid (z.B. Calciumchlorid CaCl_2) und Wasser, eventueller Pelletierung der Mischung (zur Vermeidung der Staubentwicklung) und Behandlung in einem Drehrohr bei ca. 1.000 °C führt zur Bildung von flüchtigen Schwermetallverbindungen (v.a. Chloride), die verdampfen und in der Rauchgasreinigung zurückgewonnen werden können. Vorhandene organische Restbestandteile der Asche werden durch die erforderliche Temperatur und Verweilzeit vollständig oxidiert und damit zerstört.

Auf mikroskopischer Ebene treten je nach Feuchte der Atmosphäre bei Temperaturen über 782 °C (Lide 2007 – 2008) (Schmelzpunkt von CaCl_2) Reaktionen der Form $\text{CaCl}_2 + \text{H}_2\text{O} \rightarrow \text{CaO} + 2 \text{HCl}$ bzw. $\text{CaCl}_2 + 0,5 \text{O}_2 \rightarrow \text{CaO} + \text{Cl}_2$ auf (Fraissler et al. 2009a). Die Intermediate HCl bzw. Cl_2 reagieren dann mit den Schwermetallverbindungen (diese liegen in Hausmüll-Asche v.a. als Oxid, Carbonat oder auch elementar vor (Chou et al. 2008) (Forestier & Libourel 1998)), z.B. nach $\text{ZnO} + 2 \text{HCl} \rightarrow \text{ZnCl}_2 + \text{H}_2\text{O}$ oder $\text{ZnO} + \text{Cl}_2 \rightarrow \text{ZnCl}_2 + \frac{1}{2} \text{O}_2$ (Fraissler et al. 2009b). Schwermetallchloride können auch wieder an Aschepartikeln rekondensieren und dann mit der Aschematrix reagieren, z.B. $\text{ZnCl}_2 + \text{SiO}_2 + \text{H}_2\text{O} \rightarrow \text{ZnSiO}_3 + 2 \text{HCl}$ bzw. analog mit Al_2O_3 zu ZnAl_2O_4 (Abanades et al. 2001). Diese Reaktionen mindern durch die Stabilität des silikatischen und aluminatischen Produkts die Abtrennung von Schwermetallen, wobei Aluminate stabiler sind (Stucki & Jakob 1998).

Wie vergangene Untersuchungen zeigen, ist für Flugasche aus Müllverbrennungsanlagen ein identisches Vorgehen nur bedingt geeignet: Chemische Entfrachtungsreaktionen laufen z.T. langsamer und unvollständiger ab (Nowak et al. 2010). Vielversprechend sind hingegen reduzierende Bedingungen durch das Einmischen von organischem Material (z.B. Kohle) in die zu pelletierende Mischung, wie das auch beim CT-Fluapur®-Verfahren vorgeschlagen wird (Jakob & Moergeli 1999b, Jakob & Moergeli 1999a).

In dieser Arbeit soll der Einfluss von organischem Material gezeigt werden.

2 MATERIAL UND METHODEN

Flugasche aus der Müllverbrennungsanlage Spittelau (Fernwärme Wien/Wien, Österreich, enthält ca. 350 ppm Cd, 500 ppm Cr, 890 ppm Cu, 94 ppm Ni, 4.500 ppm Pb und 19.000 ppm Zn) wird mit CaCl_2 (technische Qualität, Wassergehalt ca. 20%), organischem Material und Wasser gemischt und anschließend in einer Flachmatrizenpresse pelletiert. Es werden in allen Versuchen 150 g Cl/kg Asche hinzugefügt. In einem indirekt beheizten Labor-Drehrohrreaktor werden im Batchbetrieb die hergestellten Pellets bei verschiedenen Temperaturen behandelt (Details zum Reaktor siehe z.B. (Nowak et al. 2010)). Das Abgas des Drehrohres wird online mittels NDIR (nicht-dispersive Infrarotspektroskopie) auf CO und CO_2 bzw. mittels paramagnetischen Verfahren auf O_2 untersucht, siehe Abb. 1.

Zur allgemeinen Charakterisierung der Flugasche werden Thermogravimetrie und Differentialthermoanalyse (TG/DTA) durchgeführt.

3 ERGEBNISSE UND DISKUSSION

3.1 Thermogravimetrie und Differentialthermoanalyse

Bei einer Heizrate von 30 °C/Minute wird im Temperaturbereich von 20 – 1.150 °C der Verlauf der Masseänderung und des Wärmestroms in eine Pelletprobe (Pelletbruchstück, ca. 50 mg) unter Inertgas gemessen, siehe Abb. 2.

Zwischen 160 – 220 °C tritt eine starke Massenabnahme, gepaart mit einem endothermen Vorgang, auf. Dies ist auf die Freisetzung und Verdampfung von Wasser zurückzuführen. Bis etwa 460 °C sinkt die Masse weiter. Prozentuell gesehen kann es sich bis 400 °C noch um verdampfendes Wasser handeln. Der Grund für den endothermen Vorgang bei ca. 560 °C dürfte die Pyrolyse von organischem Material und die damit einhergehende Massenabnahme sein. Bei diesem Prozess können auch Metalle (z.B. Zn) reduziert und so verdampft werden.

Bis 760 °C nimmt die Masse stetig weiter ab. Dies kann noch auf organisches Material zurückgeführt werden.

Ab 760 °C ist eine stärkere Massenabnahme zu verzeichnen. Leichtflüchtige Metalle (Cd und Zn) sowie Chloride ((CuCl)₃, CuCl, PbCl₂, PbCl₄ (Fraissler et al. 2009b)) können in diesem Bereich verdampfen. Außerdem dürfte der Phasenwechsel von CaCl₂ (782 °C (Lide 2007 – 2008)) bemerkbar werden.

Von 1.069 °C bis zur Maximaltemperatur des Versuchs sinkt die Masse durch die beschleunigte Kinetik schneller.

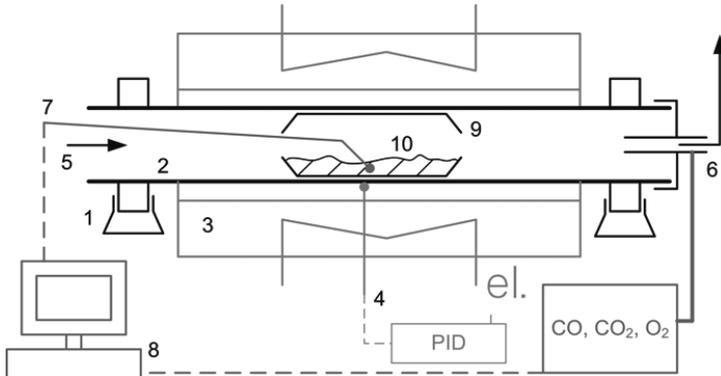


Abb. 1: Verwendeter Drehrohrreaktor. 1 Auflager und Antrieb, 2 Drehrohr (Material: SiC-Si), 3 Heizschale, 4 Temperaturmessung an der Rohraußenseite und Regler, 5 Gaseintritt (Umgebungsluft), 6 Gasauslass und Entnahme eines Teilstroms zur Analyse, 7 Messung der Betttemperatur (Thermoelement Typ K), 8 Messdatenerfassung, 9 Batchbehälter, 10 Bett.

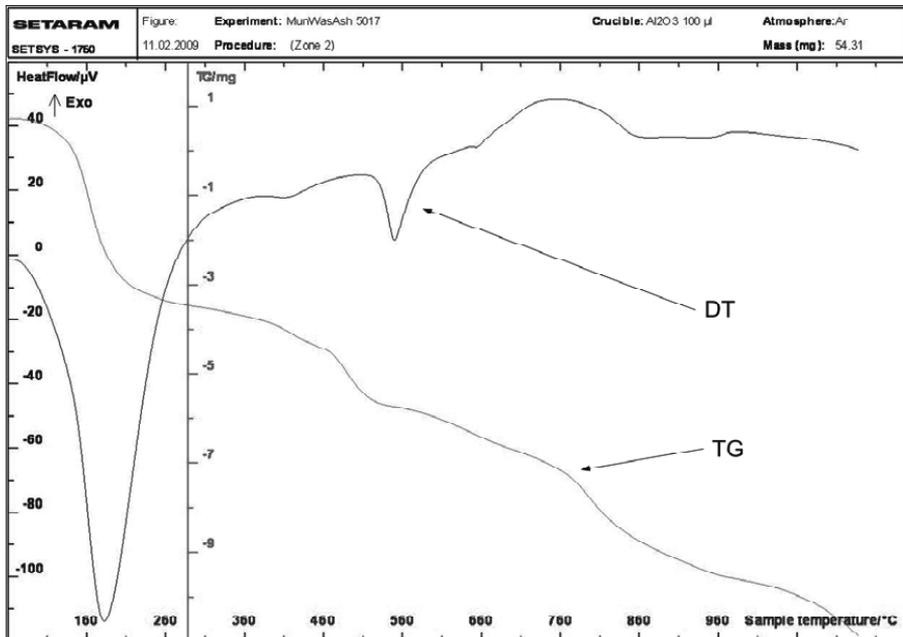


Abb. 2: Thermogravimetrie (TG) und Differentialthermoanalyse (DT) von Pellets aus MVA-Flugasche, CaCl₂, organischem Material und Wasser

3.2 Abbrand von organischem Material

Abb. 3 zeigt den typischen Verlauf der Gaskonzentrationen am Drehrohraustritt in der Aufheizphase während eines Batchversuchs in Luftatmosphäre.

Nach etwa vier Minuten ist die Soll-Betttemperatur erreicht. Bereits nach einer Minute tritt ein CO-Peak (ca. 300 ppm CO) auf, der auf die Oxidation leichtflüchtiger Bestandteile zurückzuführen ist. Kurz darauf steigt die CO₂-Konzentration an, im gleichen Ausmaß sinkt die O₂-Konzentration. CO erreicht ebenfalls ein Maximum. Hier werden flüchtige Bestandteile oxidiert. Bei ca. 700 °C ist die Oxidation flüchtiger Bestandteile abgeschlossen, verbleibender Koks wird oxidiert (ersichtlich an der relativ konstanten CO₂-Konzentration von ca. 0,8% zwischen 1,6 – 2,2 Minuten nach dem Start). Nach etwa 4 Minuten sind alle Verbrennungsvorgänge abgeschlossen, die Gaskonzentrationen der untersuchten Gase entsprechen jenen von Luft.

3.3 Thermische Behandlung im Labor-Drehrohrreaktor

Pellets (Durchmesser 3,25 mm) werden Labor-Drehrohr bei 950, 1.000 und 1.050 °C je eine Stunde behandelt, siehe Abb. 4. Die leichtflüchtigen Elemente Cd und Pb werden dabei immer zu > 95% entfrachtet. Cu kann zu 28 – 67%, Zn zu 66 – 83% (Indikatorelemente für mittelflüchtige Schwermetalle) abgereichert werden. Generell schwerflüchtiges Cr und Ni werden zu ca. 25 – 30% bzw. 67 – 80% entfrachtet. Eine erhöhte Reaktionstemperatur führt im untersuchten Bereich v.a. bei Cu, aber auch bei Ni und Zn zu einer erhöhten Entfrachtung.

Die Zugabe von organischem Material verbessert und beschleunigt sogar in einigen Fällen die Entfrachtungsvorgänge von Cd, Cr, Ni und Zn, siehe Abb. 5 (Cd, Cu und Zn gezeigt). Ohne Zugabe von organischem Material können nach 10 Minuten nur 15% Cd entfrachtet werden, mit organischem Material liegt dieser Wert bei 85%. Bei Zn kann eine Verbesserung um ca. 10% festgestellt werden. Bei Cu wirkt die Zugabe von Organik zunächst negativ, erst nach längeren Verweilzeiten (≥ 45 Minuten) wirkt diese positiv. Pb wird immer gut entfrachtet, organisches Material hat kaum einen Einfluss. Für Cr und Ni wird die signifikante Entfrachtung erst durch die Zugabe von organischem Material ermöglicht.

3.4 Diskussion

Abbrand von organischem Material und Reduktion (s.u.) passieren innerhalb der Aufheizzeit, d.h. in den ersten Minuten der Behandlung.

Organisches Material beeinflusst die Schwermetallentfrachtung v.a. durch sein lokal reduzierendes Verhalten (Carbochlorierung): Cd (Siedepunkte (Lide 2007 – 2008): CdCl₂ 960 °C, Cd° 767 °C) kann dadurch wesentlich schneller abgereichert werden, die Reduktion von Kupferverbindungen zum Metall (Siedepunkte: CuCl ca. 1.400 °C, Cu 2.562 °C) mindert seine Entfrachtung. Bei Pb und Zn wird durch die Reduktion zum Metall die zusätzliche Verdampfung als Metall möglich (Siedepunkte Pb 1749 °C und Zn 907 °C).

Die Metallchloridbildung wird thermodynamisch durch das Vorhandensein metallischer Schwermetalle begünstigt. D.h. (Schwermetall Me) MeO + CO → Me + CO₂; Me + Cl₂ → MeCl₂ bzw. Me + 2 HCl + ½ O₂ → MeCl₂ + H₂O.

Der Abbrand von organischem Material führt außerdem zur Entstehung von Poren, die die Diffusion erleichtern, somit kann auch Kupfer nach längeren Verweilzeiten, in denen dessen Chlorierung erfolgte, entfrachtet werden.

4 SCHLUSSFOLGERUNGEN

Flugasche aus Müllverbrennungsanlagen kann durch Mischen mit CaCl₂, organischem Material und Wasser, Pelletierung der Mischung und Behandlung in einem Labor-Drehrohrreaktor bei ca. 1.000 °C dekontaminiert werden. Organisches Material brennt innerhalb der ersten 4 Minuten ab, was zu lokal reduzierenden Bedingungen führt. Entstehende leichtflüchtige Schwermetallchloride und einige reduzierte Schwermetalle werden so verdampft. Nach einer Verweilzeit von einer Stunde können bei 1.050 °C > 95% Cd, 67% Cu, 30% Cr, 80% Ni und 83% Zn aus Flugasche der Müllverbrennungsanlage Spittelau (Wien) entfrachtet werden.

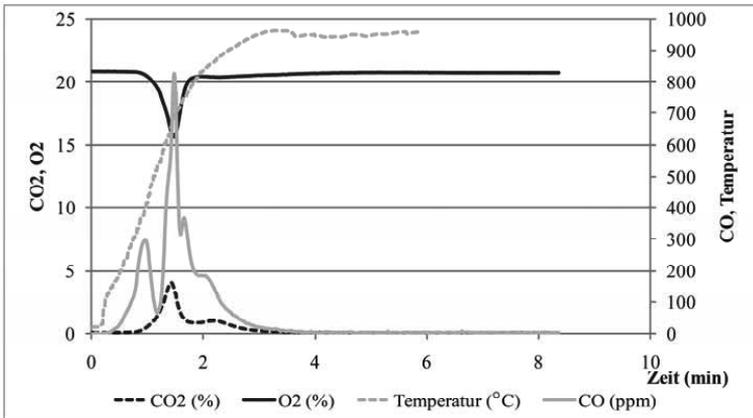


Abb. 3: Online-Messung von Betttemperatur im Drehrohr und Gaszusammensetzung am Drehrohrausgang

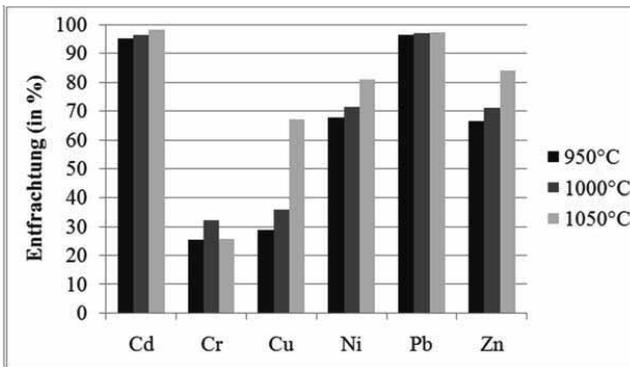


Abb. 4: Schwermetallentfrachtung der Schwermetalle Cd, Cr, Cu, Ni, Pb und Zn nach einer Verweilzeit von 1 Stunde

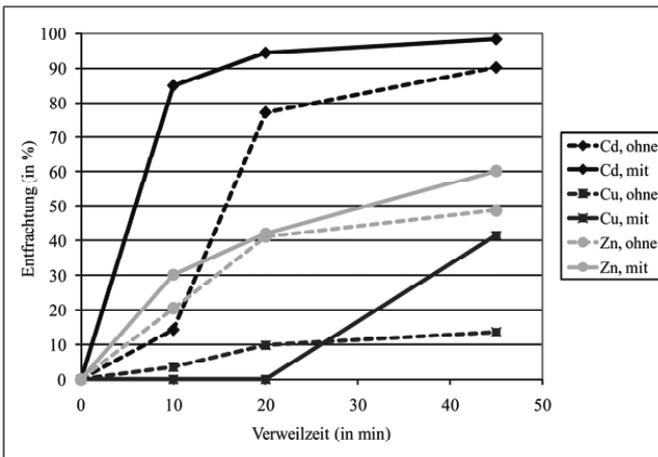


Abb. 5: Einfluss der Verweilzeit (10, 20 und 45 Minuten) auf die Schwermetallentfrachtung von Cd, Cu und Zn bei 1.000 °C ohne bzw. mit Zugabe von Organik (Messpunkte durch Linien verbunden)

5 DANKSAGUNG

Die Autoren danken den Förderern des Vienna Spot of Excellence Urban Mining: Dem Zentrum für Innovation der Stadt Wien und der Firma ASH DEC Umwelt AG, Wien. Danke auch an Bedřich Smetana/VŠB TU Ostrava für die Durchführung der TG/DTA-Experimente. Weiters danke an Harald Mattenberger für das Korrekturlesen.

LITERATUR

- Abanades, S., Flamant, G. & Gauthier, D. (2001) Modelling of heavy metal vaporisation from a mineral matrix. *Journal of Hazardous Materials*, 88 (1): 75 – 94. ISSN 0304-3894. doi: DOI: 10.1016/S0304-3894(01)00298-9.
- Ableidinger, M., Arbter, K., Hauser, W., Rogalski, W., Sciri, S. & Volk U (2007) Wiener Abfallwirtschaftskonzept 2007.
- Boutoussov, M. (2007) Thermal process for separation off heavy metals from ash in agglomerated form. *World Patent*, WO 2007/124527 A1, Date issued: November 8th.
- Chou, S.-Y., Lo, S.L., Hsieh, C.-H. & Chen, C.-L. (2008) Sintering of mswi fly ash by microwave energy. *Journal of Hazardous Materials*, In Press, Corrected Proof.
- Deponie Rautenweg (2007) <http://www.wien.gv.at/umwelt/ma48/service/publikationen/pdf/deponie-rautenweg-de.pdf>, Zugriff am 10. Juni 2010.
- Deponie Rautenweg (2010) <http://www.wien.gv.at/umwelt/ma48/entsorgung/abfallbehandlungsanlagen/deponie.html>, Zugriff 10. Juni 2010.
- Forestier, L.L. & Libourel, G. (1998) Characterization of flue gas residues from municipal solid waste combustors. *Environ. Sci. Technol.*, 32: 2.250 – 2.256.
- Fraissler, G., Jöller, M., Brunner, T. & Obernberger, I. (2009) Influence of dry and humid gaseous atmosphere on the thermal decomposition of calcium chloride and its impact on the remove of heavy metals by chlorination. *Chemical Engineering and Processing: Process Intensification*, 48 (1): 380 – 388. ISSN 0255-2701. doi: DOI: 10.1016/j.cep.2008.05.003.
- Fraissler, G., Jöller, M., Mattenberger, H., Brunner, T. & Obernberger, I. (2009) Thermodynamic equilibrium calculations concerning the removal of heavy metals from sewage sludge ash by chlorination. *Chemical Engineering and Processing: Process Intensification*, 48 (1): 152 – 164. ISSN 0255-2701. doi: DOI: 10.1016/j.cep.2008.03.009.
- Jakob, A. & Moergeli, R. (1999a) *CT-Fluapur: Ein Asche-Behandlungsverfahren*. Eigenverlag Paul Scherrer Institut und Schweizerischer Nationalfonds.
- Jakob, A. & Moergeli, R. (1999b) Removal of heavy metals from municipal solid waste incinerator fly ash: the CT-Fluapur process. In A. Barrage and X. Edelman, editors, *Proc. R'99, Geneva, Switzerland*, 182 – 186.
- Lide, D.R. (2007 – 2008) *CRC Handbook of Chemistry and Physics First Edition for the 21st Century*.
- Nowak, B., Pessl, A., Aschenbrenner, P., Szentannai, P., Mattenberger, H., Rechberger, H., Hermann, L. & Winter, F. (2010) Heavy metal removal from municipal solid waste fly ash by chlorination and thermal treatment. *Journal of Hazardous Materials*, 179 (1-3): 323 – 331, 2010. ISSN 0304-3894. doi: DOI: 10.1016/j.jhazmat.2010.03.008.
- Stucki, S. & Jakob, A. (1998) Thermal treatment of incinerator fly ash: Factors influencing the evaporation of ZnCl₂. *Waste Management*, 17 (4): 231 – 236.
- Wiles, CC. (1996) Municipal solid waste combustion ash: State-of-the-knowledge. *Journal of Hazardous Materials*, 47 (1 – 3): 325 – 344. ISSN 0304-3894. doi: DOI: 10.1016/0304-3894(95)00120-4.

Umwelttechnische Vorgaben für die Baulandwidmung von Altablagerungen in NÖ

E. Huter

NÖ Umweltschutz, St. Pölten, Österreich

KURZFASSUNG: Um eine höherwertige Nutzung von ehemaligen Deponien als Bauland zu ermöglichen, sind jedenfalls Untersuchungen erforderlich. Hierbei ist neben der geotechnischen vor allem auf die umwelttechnische Eignung zu achten. Einer möglichen Gasproduktion kommt dabei hohe Bedeutung zu. Durch zwei Durchgänge von Bodenluftuntersuchungen mit Vorbohrung und Zuordnung der durchschnittlichen CH_4/CO_2 -Verhältnisse zu den Deponielangzeitphasen nach Rettenberger sowie der Bestimmung von Bioassays zur Abschätzung von Hemmungen im Ablagerungsgut kann eine grundsätzliche Eignung abgeschätzt werden. Die Bestimmung der Atmungsaktivität gibt Aufschluss über den Restgehalt und die Verfügbarkeit biologisch abbaubarer Anteile. Eluatbestimmungen auf wenige ausgewählte Parameter lassen eine abschließende Begutachtung der möglichen Bebaubarkeit in vielen Fällen zu. Es wird eine schrittweise Vorgangsweise der abgestuften Untersuchungen vorgeschlagen, die in vielen Fällen zu deutlichen Einsparungen führen können.

1 EINLEITUNG

Aufgrund der im Niederösterreichischen Raumordnungsgesetz (Landesgesetzblatt 2007) erforderlichen Prüfung bei Umwidmung von Grünland in Bauland (Wohnen, Industrie, Gewerbe, Sondernutzung), ob Gefahrenmomente resultierend aus begründeten Verdachtsflächen und Altlasten vorliegen, die dieser höherwertigeren Nutzung entgegenstehen, sind basierend auf den erfolgten Erstabschätzungen nach dem NÖ Leitfaden (Amt der NÖ Landesregierung 1998) Gutachten für die Raumordnungsbehörde zu erstellen. Als Grundlage dafür sind dem Widmungswerber Untersuchungen vorzuschreiben, die eine Beurteilung der möglichen höherwertigen Folgenutzung ermöglichen und so eine Bebauung, teilweise mit Einschränkungen, erlauben. Raumordnung ist in Österreich Länderkompetenz. Daher kann es in jedem Bundesland zu der Thematik Altlasten/Verdachtsflächen andere rechtliche Ausprägungen geben.

2 GRUNDLAGEN FÜR ZUKÜNFTIGE VORGANGSWEISE

In Niederösterreich erfolgt die Ersteinschätzung des Gefährdungspotentials für die Schutzgüter Grundwasser, Oberflächengewässer, Luft und Boden von Altablagerungen (alten Deponien) auf Grundlage des Leitfadens Verdachtsflächen des Amtes der NÖ Landesregierung, Abteilung Wasserwirtschaft. Dieser wurde im Jahr 1997 erarbeitet und 1998 für verbindlich erklärt.

Zur Überprüfung der Annahmen des Leitfadens wurde ein Forschungsvorhaben durchgeführt, das auch die Grundlagen erarbeiten sollte, um bei der Erkundung von Verdachtsflächen mit den im allgemeinen begrenzt zur Verfügung stehenden finanziellen Mitteln die Altablagerungen mit dem größten Gefährdungspotential schnell und zielsicher herausfiltern zu können und unbedenkliche Standorte für eine Folgenutzung freizugeben.

Nach Abstimmung mit anderen Bundesländern und dem zuständigen Ministerium wurde zur Überprüfung des Bewertungsschemas ein EU-Vorhaben LIFE-Umwelt „Evaluation und Erstabschätzung von Altablagerungen“ („Evaluation and Preliminary Assessment of Old Deposits“) konkretisiert und von der Niederösterreichischen Landesakademie, Bereich Umwelt und Energie, unter dem Arbeitstitel EVAPASSOLD bei der nationalen Förderstelle 1999 einge-

reicht. Die Bundesländer Oberösterreich und Niederösterreich und das Bundesministerium für Umwelt, Jugend und Familie traten als nationale Fördergeber auf. Das Förderansuchen für das Projekt wurde von der Generaldirektion XI Life Umweltvorhaben bewilligt und mit 50% der Fördersumme gefördert. Die weiteren Mittel wurden zu 40% vom BMUJF und zu je 5% von den Bundesländern Oberösterreich und Niederösterreich aufgebracht.

Die NÖ Landesakademie – Bereich Umwelt und Energie führte die rechtliche, finanzielle und administrative Projektleitung unter Führung von Dr. Gerhard Bonelli durch. Die Fachliche Projektleitung wurde vom Amt der NÖ Landesregierung – Abteilung Wasserwirtschaft durch den Autor wahrgenommen.

Das Arbeitsprogramm wurde von folgenden Institutionen durchgeführt:

- Institut für angewandte Mikrobiologie, Universität für Bodenkultur, Wien, Österreich,
- Institut für Hydrogeologie und Geothermie, Joanneum Research, Graz, Österreich,
- Arbeitsbereich Abfallwirtschaft, TU Hamburg-Harburg, Hamburg Deutschland und
- Dipartimento di Ingegneria Idraulica, Marittima e Geotecnica – IMAGE, Università degli Studi di Padova, Padova, Italy.

Zur Absicherung der Ergebnisse des Projektes EVAPASSOLD und des im Zuge des Projektes erstellten Leitfadens zur Erstbewertung von Altablagerungen wurden in einer dritten Phase des Projektes in den Bundesländern Oberösterreich und Niederösterreich je 10 weitere Altablagerungen untersucht. Vor allem um die Frage der Repräsentativität der ausgewählten Standorte für alle anderen österreichischen Ablagerungen vergleichbarer Größe abzusichern, wurde das Projekt in Phase III an 20 weiteren Altablagerungen durchgeführt (NÖ Landesakademie 2005).

3 UMWELTECHNISCHE VORGABEN FÜR DIE BAULANDWIDMUNG

Aufgrund der Ergebnisse des Projektes EVAPASSOLD wird empfohlen, dass im Allgemeinen extensiven und wenig sensiblen Nachnutzungen (z.B. Industrie und Gewerbe, Parkplätze, Freizeit- und Erholungsflächen) der Vorzug zu geben wäre. Allerdings sind entsprechende Überlegungen mit der örtlichen Raumordnung abzugleichen. Empfehlungen für Nutzungsbeschränkungen bei kommunalen Altablagerungen wurden unter Hinweis auf die besondere Bedeutung möglicher Deponiegasmigrationen angeführt.

Im Rahmen der Dissertation des Autors am Institut für nachhaltige Abfallwirtschaft und Entsorgungstechnik (IAE) der Montanuniversität Leoben, Österreich, werden die umwelttechnischen Vorgaben für die Baulandwidmung wissenschaftlich bearbeitet.

Wesentlich für das Abbauverhalten von ehemaligen kleinen Hausmülldeponien ist das Wasserdargebot. Von wesentlicher Bedeutung sind daher die Niederschläge, die im Zeitraum der offenen Deponie auf die Deponieoberfläche aufgetroffen sind. Die Abschätzung der Durchlässigkeit der Oberflächenabdeckung/abdichtung lässt sich mit oberflächlichen Grabungen nur sehr vage schätzen. Daher ist auch das Wasser-Feststoffverhältnis (L/S) als Bewertungsfaktor für das aktuelle Schadstoff- und Reaktionspotential mit großen Ungenauigkeiten behaftet. Dies zeigte sich bei weiterführenden Untersuchungen im Bundesland Oberösterreich im Jahr 2008.

Für eine höherwertige Nutzung als Bauland ist neben den geotechnischen Voraussetzungen (Setzungsverhalten) vor allem die umwelttechnische Eignung zu prüfen. Hierbei kommt der möglichen Gasproduktion und damit der Gasmigration in Gebäude hohe Bedeutung zu. Die Durchführung von Deponiegasmessungen mit Vorbohrung und die Zuordnung des CH₄/CO₂ Verhältnisses zu den Deponielangzeitphasen nach Rettenberger (Heyer 2003) sind erforderlich.

Zur Absicherung der gemessenen Werte der Bodenluftuntersuchungen sollten die Untersuchungen im Abstand von 6 Monaten wiederholt werden. Eine Untersuchung sollte möglichst bei Schneedecke oder gefrorenen Boden durchgeführt werden. Die Untersuchungsmethode ist verpflichtend nach Ö Norm S 2090 mit Vorbohrung und Bohrkerngewinnung durchzuführen.

Aus den Bohrkernen können mittels Schnelleluat und Bestimmung der elektrischen Leitfähigkeit Hinweise auf die Auslaugung des Materials und damit auf den mikrobiellen Abbau gezogen werden.

Tab. 1: Zuordnung der Ablagerungen aufgrund durchschnittlicher CH₄/CO₂ Verhältnisse zu den Deponielangzeitphasen nach Rettenberger, entnommen Endbericht EVAPASSOLD (Heyer 2003)

Bezeichnung	Langzeitphase	Min.	Max.	Ablagerung (durchschnittlich CH ₄ /CO ₂)
stabile Methanphase	I	1,25	1,5	RP (1,46)
Langzeitphase	II	1,7	2,3	FR, NU (2,8)
Lufteindringphase	III	2,3	2,4	NF (2,64)
Methanoxidationsphase	IV	0,2	2,4	DR (0,41) PU (0,61 Nord; 1,09 Süd) TU (0,47), EL, HF, PI, SA
Kohlendioxidphase	V	0,08	0,2	EB (0,2), SF (0,98), OH, PO
Luftphase	VI	0	0,08	ER (0), GR (0), LA (0), LS (0), HO (0), HB (0,01) HA (0), EI, GÖ, IM, OE, RA, SC, ST, GO

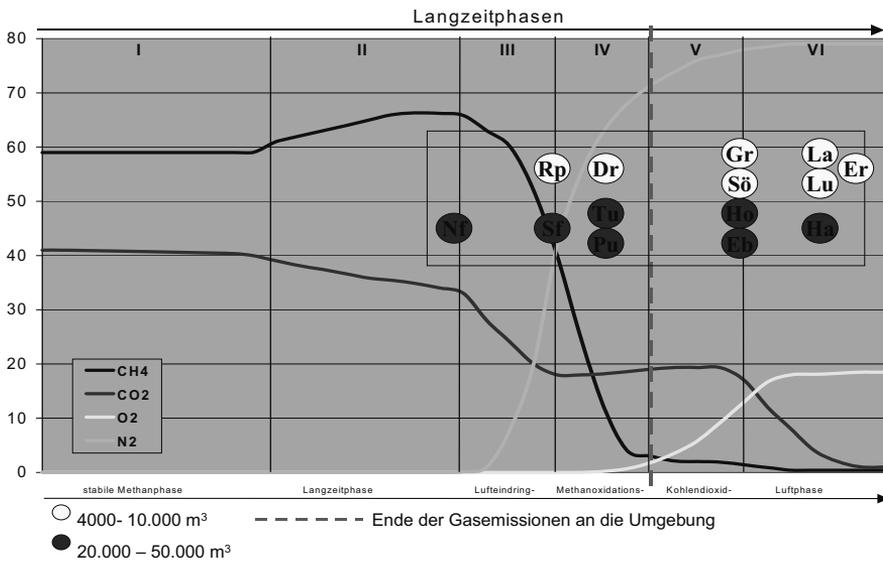


Abb. 1: Gas-Langzeitphasen der Standorte anhand Bodenluftuntersuchungen entnommen aus Endbericht EVAPASSOLD (Heyer 2003)

Die Gasproduktion kann jedoch durch toxische Stoffe in den Ablagerungen gehemmt werden. Dies wurde an einigen untersuchten Standorten festgestellt. Nur durch die Durchführung von Bioassays kann so ein Rückschluss auf die mögliche Gasproduktion gezogen werden. Es konnte in Phase III eine gute Übereinstimmung der gewählten Bioassays mit den Überschreitungen der Maßnahmschwellenwerte (MSW) einzelner Parameter der ÖNORM S 2088-1 erzielt werden, wenn bei den Bioassays eine Hemmung von > 50% als Vergleichsbasis herangezogen wird. Im Abschlussbericht EVAPASSOLD Phasen I-III wird dargelegt, wie es bei Überschreitungen des MSW der ÖNORM S 2088-1 durch einen oder mehreren chemischen Parametern an 9 Standorten bei 8 davon zu Überschreitungen der Hemmung von > 50% eines oder mehrerer Bioassays kommt (NÖ Landesakademie 2005). Um physikalische Hemmungen aufgrund des sehr dichten Materials möglichst ausschließen zu können, wird die Durchführung von Pflanzentests mit Material aus den Schürfen, welches auf > 4 mm abgesiebt wurde, vorgeschlagen. Pflanzenwachstumstests sollten mit Kresse, Wiesenlieschgras und Alexandrinerklee durchgeführt werden. Weiters wird die Durchführung von Bioassays mit Organismen für sinn-

voll eingestuft. Vor allem der Wurm-Verhaltenstest (Yearly, 1996, Donat 2004) und der Algentest (EN 28692) zeigen gute Übereinstimmungen bei hohen Schadstoffkonzentrationen.

Die Bestimmung der Atmungsaktivität im Respirometer gibt eine Aussage über den Restgehalt und die Verfügbarkeit biologisch abbaubarer Anteile in den Feststoffproben der Altablagerungen. Das genormte Verfahren ist die Atmungsaktivität nach 4 Tagen (AT₄). Bei einigen Proben kommt es durch eine längere Probendauer von 21 Tagen beim AT₂₁ zu Steigerungen, die darauf hindeuten könnten, dass zwar noch biologisch abbaubares Material vorhanden ist, dieses jedoch nur sehr langsam abgebaut wird. Daher sind für die Beurteilung der Atmungsaktivität beide Werte zu bestimmen.

Im Zweifelsfall können Deponiesimulationsreaktoren über einen Zeitraum von zumindest 3 Monaten betrieben werden. Diese zeigen durch die Einstellung von optimalen Randbedingungen das zukünftige Emissionsverhalten der Schadstoffe und deren Freisetzbarkeit im Laufe der Zeit. Eine mögliche Gasproduktion der Abfälle kann mit großer Sicherheit beurteilt werden.

Folgende schrittweise Vorgangsweise wird vorgeschlagen:

- Durchsicht des bestehenden Aktes auf betroffene Grundstücke,
- Abfallarten, Ablagerungszeitraum, Ablagerungsmenge, Schütthöhe,
- eventuelle Untersuchungsergebnisse,
- Einsichtnahme in historische Luftbilder, Ausschnittsvergrößerungen,
- Abgrenzung der Deponiefläche nach Akt und Luftbildern,
- Begehung der Altablagerung und Befragung von Zeugen,
- Zweimalige Deponiegasmessung mit Vorbohrung im Abstand von 6 Monaten, wenn möglich einmal bei gefrorenen Boden oder Schneedecke,
- Schnelleluat-Test aus den Bohrkernen auf Leitfähigkeit,
- Zuordnung CH₄/CO₂ Verhältnisse zu den Deponielangzeitphasen nach Rettenberger,
- Zumindest 5 Schürfe und Feststoffprobenahme,
- Pflanzentest mit > 4 mm abgeseibtem Material mit Kresse, Wiesenlieschgras und Alexandrienerklee,
- Wurm-Verhaltenstest (Yearly, 1996; Donat 2004) und Algentest (EN 28692),
- Eluatuntersuchungen auf:
 - Elektrische Leitfähigkeit,
 - Chemischer Sauerstoffbedarf,
 - Chlorid, Sulfat,
 - Nitrat, Nitrit und Ammonium und
 - Mineralkohlenwasserstoffe
- Atmungsaktivität nach 4 und 21 Tagen und
- Deponiesimulationsreaktoren (eventuell).

LITERATUR

- Amt der NÖ Landesregierung (1998) *Leitfaden Verdachtsflächen – Landesweite Abgleichung der Prioritäten bei der Verdachtsflächenbearbeitung*. St. Pölten, Austria: amtsinternes Arbeitspapier.
- Heyer, K.-U. (2003) *Evaluierung und Erstabschätzung von Altablagerungen (EVAPASSOLD, Gesamtprojekt Endbericht*. St. Pölten, Austria: NÖ Landesakademie.
- Landesgesetzblatt Nr. 8000-23 (2007) *Niederösterreichisches Raumordnungsgesetz 1976 NÖ ROG 1976 § 15 LGBl. vom 7. September 2007*. St. Pölten, Austria: Eigenverlag.
- Müller, D. (2006) Vorgangsweise zur Erstabschätzung und Untersuchung von Altablagerungen. In: *Tagungsband Hausmülldeponien im ländlichen Raum*, St. Pölten, Austria: ÖWAV.
- NÖ Landesakademie (2005) *Evaluierung und Erstabschätzung von Altablagerungen (EVAPASSOLD), Abschlussbericht Phasen I-III, Bereich 2*. St. Pölten, Austria: Eigenverlag NÖ Landesakademie.
- Yearley, R.B., Lazorchak, J.M. & Gast L.C. (1996) The potential of an Earthworm Avoidance Test for Evaluation of Hazardous Waste Sites. *Environmental Toxicology and Chemistry* Vol. 16 No. 9. Setac Press USA.
- Braun, R., Donat, C. & Fritz, J. (2003) Endbericht Phasen I-II Bereich 2 Historische Erkundung, chemische Analytik und Toxikologie In: *NÖ Landesakademie Evaluierung und Erstabschätzung von Altablagerungen (EVAPASSOLD), Gesamtprojekt Endbericht*. St. Pölten, Austria: NÖ Landesakademie.

Pyrolytic Pretreatment Process for Co-Firing Agricultural Residues

M. Halwachs, S. Kern & H. Hofbauer
Bioenergy 2020+ GmbH, Güssing, Austria

G. Kampichler
EVN AG, Maria Enzersdorf, Austria

ABSTRACT: A pyrolysis process can be used to split up the biomass in a volatile fraction poor in undesired substances (Cl, N, S, Na and K) and a char fraction where these substances are concentrated. In this way cheap biomass can be used for co-firing in existing fossil fuel power stations without the danger of corrosion, deposition, and emission problems. The aim of the project is the development and demonstration of a biomass pretreatment process based on pyrolysis in the temperature range between 450 – 650 °C to split the energy in the biomass into volatiles with a low content of the above mentioned undesired compounds and char, where most of these pollutants are concentrated.

1 INTRODUCTION

Minimizing carbon dioxide emissions whilst keeping up the high living standard of today is only possible by increasing the efficiency of energy consumption and the change to a mix of renewable fuels. Woody biomass is already short in many countries due to the increasing use of biomass for different applications, especially for CHP. Therefore, the price for woody biomass has risen steadily during the last years. Huge amounts of unused biomass in terms of agricultural residues like straw, that is a cheap and local feedstock, are often available. But as a reason of the high amount of corrosive ash elements (K, Cl, S), the residues are not suitable for co-firing in a thermal power plant. Therefore the feedstock is converted by low temperature pyrolysis into pyrolysis gases and charcoal. The aim of this work is to obtain fundamentals for an advanced pyrolysis model approach by the results of the pilot plant for co-firing of the pyrolysis gases in a thermal power plant.

2 APPROACH

Co-firing of biomass is in many cases feasible for coal fired power plants. However, there are some limiting factors for using biomass in these plants. One of these factors is the composition of the biomass. Corrosive components like chloride, potassium or sodium can be harmful for the boiler of the coal fired power plant, because these power plants with a dust firing are optimized for a high efficiency. Therefore the steam parameters temperature and pressure have to be as high as possible. At these high temperatures the mentioned components (Cl, K, Na) cause high temperature corrosion of boiler, heat exchanger and superheater. Therefore, there has to be an intermediate step for the co-firing of straw, which is a local and cheap feedstock, in the coal fired power plant. Via pyrolysis the feedstock can be split into pyrolysis gas and charcoal. The aim of this process is to hold the corrosive elements back in the charcoal and to produce a high calorific pyrolysis gas that can be co-fired in the power plant. During a pilot survey there has been discovered that this approach works very well. This purpose for pyrolysis of biomass is a new process technology that has not been observed very often before. Due to this a pilot plant with an externally heated rotary kiln pyrolysis reactor, designed for a fuel power of 3 MW, has been built. Combustion of the pyrolysis charcoal is done separately in a fluidized bed reactor.

3 THE PYROLYSIS PILOT PLANT

The pyrolysis pilot plant is located in Dürnrrohr/Austria just next to the coal fired power plant. The pilot plant is in operation since 2008. The design fuel power is about 3 MW, the pyrolysis gas capacity is about 1.5 MW. Approx. 0.6 – 0.8 tons/hour straw, as the primary feedstock can be processed in the rotary kiln. The two most important components are the rotary kiln pyrolysis reactor, where the thermal decomposition of the biomass takes place, and the fluidized bed combustion chamber. The delivery and the handling of the ungrinded biomass are carried out by agricultural vehicles. After cutting by a shredder, the material is stored temporarily in a hopper. The charging of the material for pyrolysis is done by a crane. In an indirectly heated rotary kiln reactor pyrolysis takes place to produce combustible gases and char from biomass. The combustible gases are burned in a burner muffle located in the freeboard of the fluidised bed combustion chamber implemented as an afterburner. The fluidised bed combustion is not operated simultaneously with pyrolysis gas combustion. For the heating of the rotary kiln reactor flue gas from the afterburner is used. Charcoal is cooled down and stored temporarily in a charcoal hopper. The exhaust gases from the afterburner are cooled down in a spray type cooler by injection of water and cleaned in a spray absorber and the dust is removed in a fabric filter. Pyrolysis of biomass and burning of the temporarily stored char takes place periodically. If the charcoal hopper is nearly full, the pyrolysis is stopped. The fluidised bed chamber is then used as combustor for charcoal and biomass. The exhaust gases are cooled down in the spray-type cooler by injection of water and cleaned in the spray absorber and the dust is removed using the fabric filter in the same way as described for the exhaust gases from the combustion of the pyrolysis gases. The majority of the equipment such as fuel dosage, combustion chamber, spray type cooler, spray absorber and fabric filter are used for both processes.

4 MATERIALS AND METHODS

Several analytical methods are used to get more insight about the behavior during pyrolysis. The main compounds of the pyrolysis gas are measured with a permanent gas measurement system. For the analytical determination of water and organic liquids in the pyrolysis gas phase two complementary methods are used: gravimetric determination and GC-MS determination. Fuel and char samples have been taken corresponding to the different measurements. Test runs were carried out at pyrolysis gas temperatures ranging from 450 to 630 °C. An important part of the work is the balance of mass and energy of the pilot plant, which is performed by the software package IPSEpro. This tool has been used for R&D projects at the Institute of Chemical Engineering for several years. As a result, new applications in the field of biomass-based energy systems have been developed. Because every model is based on the conservation of mass and energy, the validation of the measured data is also feasible. Comparison between reconciled values and directly measured values allows the localization of systematic errors. The simulation describes the actual plant operation best within the limits of the model structure and can be used as starting point for plant optimization. Several mass and energy balances have been calculated based on measured plant data for different operating points of the pilot plant.

5 RESULTS

The main fuel for the pyrolysis pilot plant at Dürnrrohr is straw. This is the reason why indoor stored straw has been chosen for the following considerations. Indoor stored straw has also the advantage that its composition, especially the water content, is constant.

5.1 *Operation with straw as feedstock*

Indoor stored wheat straw as the main feedstock is considered in this section. An important parameter of the pilot plant operation, that can be diversified, is the pyrolysis temperature in the rotary kiln reactor. For the following balances, test runs with pyrolysis temperatures of 450, 500, 550 and 600 °C have been performed. An interesting point for discussion is the output of

gas, oil and char for the different pyrolysis temperatures. For comparing the four operating points the energy and mass contents of those three fractions were each converted to the reference of the sum of the energy or mass contents of gas, oil and char. It was obtained that by increasing pyrolysis temperature, the produced amount of pyrolysis gas increases significantly whereas the amount of char slightly goes back and the mass of pyrolysis oil is reduced heavily. This strengthens the already known fact that a higher pyrolysis temperature forces the production of gas at the expense of the formation of pyrolysis oil. The higher temperature causes the decomposition of oil to gas. Slightly less mass of char results in the fact more volatile compounds are used to be stripped due to higher temperatures. Increasing pyrolysis temperature causes a raise of energy delivered by pyrolysis gas and char and a drop of the energy delivered by pyrolysis oil. Most of these effects are caused by the different amounts of the products that are produced. A further reason is that due to different pyrolysis temperatures the chemical composition of the products is slightly different. So, at lower temperatures in the rotary kiln reactor there are more polyaromatic compounds with a high boiling point formed that have a high heating value.

5.2 Separation of the chemical elements in the pyrolysis products

In addition to the consideration of the energy and mass fractions of pyrolysis gas, oil and char, the distribution of the chemical elements of the feedstock in pyrolysis gas, oil and char is an important aspect. It is of major significance that the pyrolysis process is operated in a way that prevents the undesired components, which could lead to hot corrosion in the boiler, to enter the gaseous pyrolysis products. So there should be an enrichment of these components in the char. The balance of the pilot plant is also a helpful tool for this purpose.

Fortunately chloride and potassium that have a significant fraction in straw are enriched nearly completely in the char. This is a proof that the used technology is suitable for producing a burnable gas that is almost free of corrosion causing elements.

5.3 Efficiency

In the actual pyrolysis pilot plant the whole pyrolysis gas is burned in the afterburner/fluidized bed or a mixture of natural gas and pyrolysis gas. If the process would be used for producing burnable gas for co-firing, the thermal energy for the rotary kiln has to be produced externally. This could happen by firing a part of the produced gas in a separate combustion chamber, by firing straw or another feedstock in a fluidized bed combustion or extraction of hot flue gas from the coal fired power plant. Now there is a focus on the first case, burning a part of the produced gas to provide the required thermal energy. For this purpose an IPSEpro model has been built. The dataset for this balance is from pyrolysis operation of straw with a pyrolysis temperature of 550 °C. For this case the net pyrolysis efficiency is 0.48.

6 CONCLUSIONS

The most important reason for the construction and operation of the pilot plant was to gain fundamental information about the start of a pyrolysis plant that produces gaseous pyrolysis products suitable for co-firing at coal fired power plants. Pyrolysis of agricultural residues in an externally heated rotary kiln pyrolysis reactor is a new process technology that has to be optimised. Furthermore, the aim to keep as much of undesired components, like chlorine, potassium or sodium, back in the pyrolysis charcoal to prevent the boiler from high temperature corrosion requires an intelligent process management of the pyrolysis parameters. This leads to suspect that there is always a discrepancy between getting as much chemical energy from the feedstock to the gaseous products as possible and keeping the undesired components back in the char. Fortunately it has already been proven that the used process technology is proper for producing a gas, whose combustion products do not cause corrosion, in former works on this pilot plant. But with this work there has also been set a focus on the energetic side of the process technology. It turned out that the operation, handling and control of the pilot plant, especially the pyrolysis reactor, can be done without serious problems with the current state of knowledge. The ruggedly

designed rotary kiln reactor is also insusceptible for a contamination of the feedstock with soil or small stones. Up to now, only less attention was given to the solid pyrolysis product, the char. Char has a very high heating value and is nearly free of any water content. So the pyrolysis char is a very good fuel for combustion systems, like fluidised bed combustion, that do not operate at such high temperatures like the pulverized coal combustion of the Dürrohr power station. The char could also be brought back to the fields where the feedstock came from. Char is excellently suitable for the improvement of soil. In many countries of the world, this method is used to make regions like desert or other infertile soil fertile. The char could also be used for providing the thermal energy to run the pyrolysis process. The plant efficiency calculated for the case of the thermal energy that runs the pyrolysis process is provided by combustion of a part of the pyrolysis gas in a separate combustion chamber. The rest of the produced gas can be used in the power plant. In this case and for the pyrolysis of indoor stored straw, a net efficiency of 0.48 would be reached. The Dürrohr power station has an electrical efficiency of 0.42 (Böhmer et al. 2003) so if the pyrolysis process would be connected to the power station there would be an electrical efficiency of 0.20 for the generation of electrical energy of straw. This efficiency is significantly higher than the electrical efficiency of smaller biomass fired power stations or CHP systems.

REFERENCES

Böhmer, S., Schindler, I., Szednyj, I. & Winter, B. (2003) *Stand der Technik bei kalorischen Kraftwerken und Referenzanlagen in Österreich*, Wien, Umweltbundesamt GmbH, ISBN 3-85457-682-X.

Natural Bioactive Compounds in Copper Bioremediation

A. Stingu, I. Volf & V.I. Popa

"Gheorghe Asachi" Technical University of Iasi, Faculty of Chemical Engineering and Environmental Protection, Iasi, Romania

ABSTRACT: The aim of this research work was to investigate the influence of spruce bark natural bioactive compounds on copper bioaccumulation in rape plant. The germination tests experiments were carried out in the presence of different polyphenolic aqueous extracts (0.580, 1.004, 1.912 g dry matter content/litre) and various copper ion concentrations (10, 25, 50 mg/litre CuSO_4). Biometric measurements of rape plantlet elongation, tolerance index reported to plantlet elongation and fresh biomass, total chlorophyll quantification, bioaccumulation and translocation factor assay permitted the evaluation of natural polyphenolic compounds efficiency in phytoremediation. The results showed that spruce bark aqueous extract amendments were suitable for phytostabilisation.

1 INTRODUCTION

Since accumulated pollutants are of concern relative to both human and ecosystem exposure and potential impact, efforts are underway in many countries to control the release of contaminants and to accelerate the removal or breakdown of existing contaminants by appropriate remediation techniques.

There are two possibilities to dealing with heavy metal contaminated soil: phytoextraction and phytostabilisation. Phytoextraction is a nondestructive technique, aesthetically pleasing nature, developed to remove trace elements from the soil through their uptake and accumulation by plants. Phytostabilisation aims to establish a vegetation cover and to promote in-situ-inactivation of trace elements by combining the use of metal-tolerant plants and soil amendments that help reduce the mobility and toxicity of pollutants and, at the same time, may increase soil fertility and improve plant establishment (McGrath & Zhao 2003, Stingu et al. 2010).

2 MATERIAL AND METHODS

Germination tests experiments were carried out in the presence of different polyphenolic aqueous extracts and various copper ion concentrations (10, 25, 50 mg/litre CuSO_4). The aqueous extracts were obtained from 5, 10 and 20 g of spruce bark raw material resulting in a dry matter content of 0.580, 1.004, 1.912 g/litre and 130, 191, 190 mg total polyphenolic content/litre extract reported to gallic acid by using Folin Ciocalteu method (Bao et al. 2005).

Germination test were carried out in Petri dishes, each one containing 10 rape seeds and 10mL tested solution suggestively named as follow: Cu-10, Cu-25, Cu-50 (10, 25, 50 mg/litre copper ions in water solution) and SB5Cu-10, SB10Cu-10, SB20Cu-10, SB5Cu-25, SB10Cu-25, SB20Cu-25, SB5Cu-50, SB10Cu-50, SB20Cu-50 (10, 25, 50 mg/litre copper ions in spruce bark aqueous extract obtained from 5, 10, 20 g vegetal raw material).

After 10 days the plantlets were separated into rootlets, hypocotyls, cotyledons and biometric measurements and biomass quantitative determination were done.

Chlorophyll was extracted in 80% acetone and spectrophotometrically determined by reading the absorbance values at 646 and 663 fixed wavelengths and quantify using the extinction coefficients proposed by Lichtenthaler and Wellburn (1983). For Cu analysis, plant tissues were digested with nitric acid and hydrogen peroxide (0.1 g in 8 mL HNO_3 and 2 mL H_2O_2) on a hot

plate for at least 5 hours (Smith et al. 2008). The following formula was used for calculation of parameters:

- Translocation factor (TF) = the ratio of the metal concentration in shoots/the ratio of the metal concentration in roots (Sun et al. 2009).
- Bioaccumulation coefficient = Copper content/g dry Plant tissue/Copper content mL/nutrient solution (Singh et al. 2009).
- Tolerance Index (TI) = $100 \times [\text{Growth parameters Heavy Metal}]/[\text{Growth parameters}]_{\text{Control}}$ (Shi and Cai, 2009).

3 RESULTS AND DISCUSSIONS, CONCLUSION

Biometric measurements indicated a decreasing trend of rape plantlet length with increasing copper concentrations. This trend was tempered by the presence of spruce bark polyphenolic extracts in the growth medium in concordance with the natural bioactive compounds and copper ions concentrations (Fig. 1).

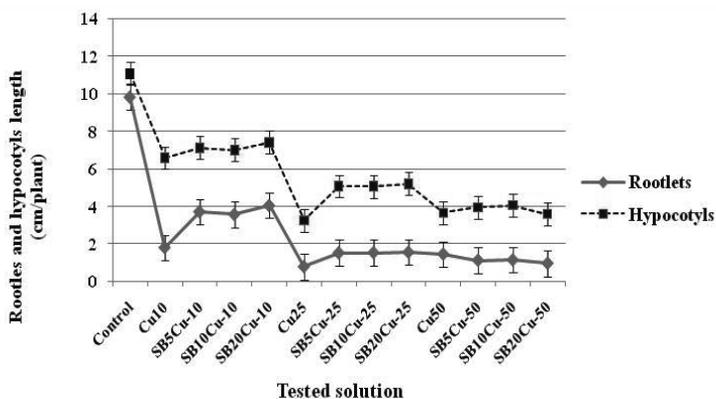


Fig. 1: Rootlets and hypocotyls elongation in germinations tests

Analyzing the tolerance index of rape plantlet to copper ions stress it was observed that spruce bark polyphenolic extracts amendments improve the tolerance capacity especially when reporting to plantlet lengths. When we analyzed the tolerance index, reporting to rape plantlet fresh weight, it could be observed that only SB20 stimulate tolerance capacity under 25 mg/litre copper stress (Fig. 2).

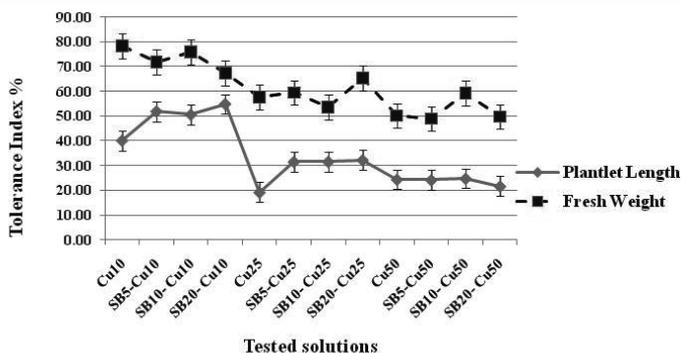


Fig. 2: Copper ions tolerance index reported to rape plantlet length and fresh weight

Spruce bark aqueous extract amendments in a copper contaminated environment presented stimulatory effects on chlorophyll, an assimilation only under 50 mg/litre metal concentration. Polyphenolic extracts obtained (130, 190 mg/litre extract TPC) showed positive effects on chlorophyll b assimilation under 25 and 50 mg/litre copper contamination level. Stimulatory effects on total chlorophyll assimilation was registered only for rape plantlet treated with spruce bark aqueous extract in a 50 mg/litre copper contaminated growth medium (Tab. 1).

Tab. 1: Rape plant pigments assimilation in germination tests

Tested solution	Chl a	Chl b	Chl a+b	Chl a/b
Control	209.17	52.70	261.88	3.96
Cu 10	291.06	121.27	412.337	2.40
SB5Cu-10	102.73	127.67	230.40	0.80
SB10Cu-10	53.47	19.86	73.33	2.69
SB20Cu-10	122.43	51.26	173.70	2.38
Cu25	332.63	85.62	418.26	3.88
SB5Cu-25	159.49	96.62	256.12	1.65
SB10Cu-25	239.42	60.58	300.00	3.95
SB20Cu-25	66.84	100.86	167.71	0.66
Cu50	89.20	53.51	142.72	1.66
SB5Cu-50	176.39	62.34	238.73	2.82
SB10Cu-50	120.18	32.67	152.86	3.67
SB20Cu-50	159.58	92.03	251.61	1.73

Under polyphenolic extracts treatments it was observed that copper bioaccumulation increased into the roots area. The bioaccumulation into the rape shoots presented a decreasing trend under the spruce bark amendments and also with increasing copper concentration into the growth medium. This could be correlated with the low translocation factor values recorded under natural bioactive compounds treatment (Fig. 3, Fig. 4).

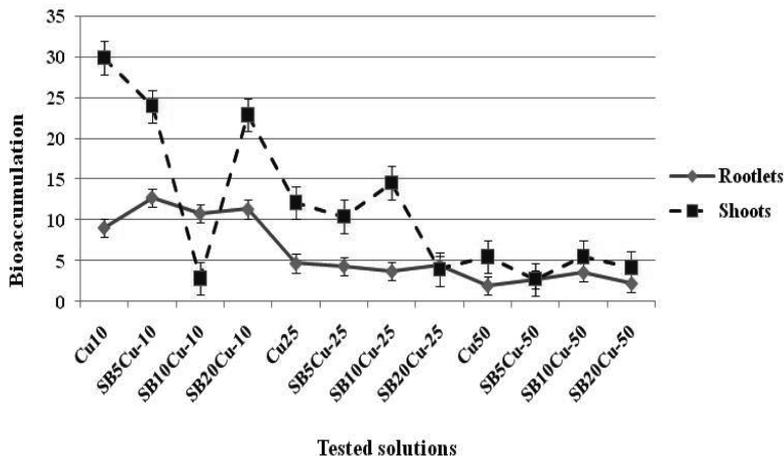


Fig. 3: Bioaccumulation coefficient for rape plantlet under copper stress and spruce bark extracts amendments

In the case of a concentration of 191 mg/litre in total polyphenolic content, spruce bark aqueous extract is capable of modifying the bioavailability of heavy metals in soils and stimulate copper bioaccumulation under 25 mg/litre metal contamination. Therefore, it could be properly used as a natural amendment to improve phytoremediation.

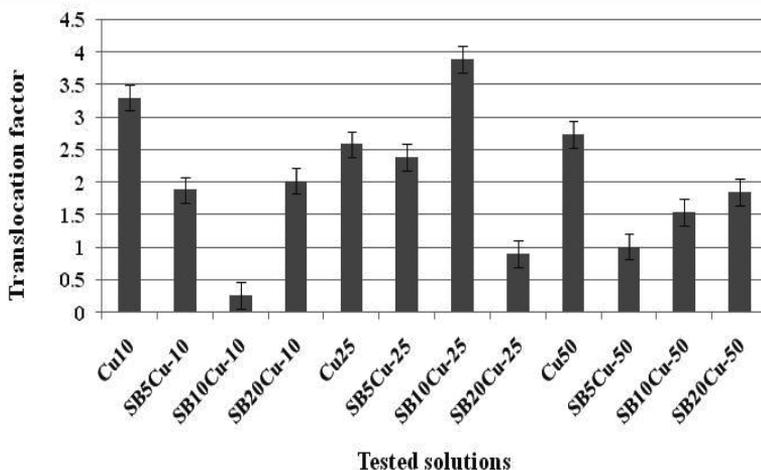


Fig. 4: Translocation factor for rape plantlet under copper stress and spruce bark extracts amendments

4 CONCLUSION

It seems that the natural bioactive compounds from spruce bark aqueous extract interact with copper ions, decreasing the availability of copper ions in the medium and allows a properly development of rape plants, even in a heavy metal contaminated environment.

Spruce bark extract could be used, depending on the extract concentrations and copper level contamination, both as assisted phytoremediation amendments and plant protector.

REFERENCES

- Bao, J.S., Cai, Y., Sun, M., Wang, G.Y. & Corke, H. (2005) Anthocyanins, flavonols, and free radical scavenging activity of Chinese bayberry (*Myrica rubra*) extracts and their color properties and stability. *Journal of Agricultural and Food Chemistry* 53, 2,327 – 2,332.
- Lichtenthaler, H.K. & Wellburn, A.R. (1983) Determinations of total carotenoids and chlorophylls *a* and *b* of leaf extracts in different solvents. *Biochemical Society Transactions* 11, 591 – 591.
- McGrath, S.P. & Zhao, F.J. (2003) Phytoextraction of metals and metalloids from contaminated soils. *Current Opinion in Biotechnology* 14, 277 – 282.
- Singh, A., Eapen, S. & Fulekar M.H. (2009) Potential of *Medicago sativa* for uptake of cadmium from contaminated environment. *Romanian Biotechnological Letters* 14, 4,164 – 4,169.
- Smith, P.G., Koch, I. & Reimer, K.J. (2008) Uptake, transport and transformation of arsenate in radishes (*Raphanus sativus*). *Science of Total Environment* 390, 188 – 197.
- Stingu, A., Volf, I. & Popa, V.I. (2010) Bioaccumulation of cadmium under polyphenolic compounds treatment. In: *Proceedings of The 20th Annual Conference on Soils, Sediments, Water and Energy*. San Diego, USA: AEHS Foundation.
- Sun, Y., Zhou, Q., Tao, W., Liu Jing, A., Xu, Z & Lin, W. (2008) Joint effects of arsenic and cadmium on plant growth and metal bioaccumulation: A potential Cd-hyperaccumulator and As-excluder *Bidens pilosa* L. *Journal of Hazardous Material*, doi:10.1016/j.jhazmat.2008.10.097.

Sanierung einer Kohlenwasserstoffverunreinigung im Zürcher Limmattal

Y. Zippert & B. Trommer

Basler & Hofmann AG – Ingenieure, Planer und Berater, Zürich, Schweiz

KURZFASSUNG: In Dietikon westlich von Zürich stieß man bei Bauarbeiten auf eine großflächige Kohlenwasserstoffverunreinigung, bestehend aus Petrol, Heizöl und einem technischen Öl. Sie sollte überbaut werden. Eine Gefährdungsabschätzung zeigte jedoch, dass es sich um eine sanierungsbedürftige Altlast handelte, die es zu entfernen galt. Die Verunreinigungen lagen in einem hochdurchlässigen Schotter, der für Trinkwasserzwecke genutzt wird. Um die bis 6 m unter den Grundwasserspiegel hinabreichenden Verunreinigungen zu bergen, war ein ausgeklügeltes Sanierungskonzept notwendig. Dies wurde mit 6 Teilbaugruben (Kompartimenten) in einer bereits erstellten Baugrube erreicht.

1 EINLEITUNG

Obwohl Altlasten im Vorfeld von Bauvorhaben stets untersucht werden, kommt es beim Ausgrabung immer wieder zu Überraschungen. Von einem solchen Fall wird im Folgenden berichtet. Dieser Fall ist deshalb interessant, weil hier eine flächenmäßig große, massive Kohlenwasserstoffverunreinigung unmittelbar unterhalb der Bodenplatte einer geplanten Überbauung in einem hochdurchlässigen Grundwasserträger lag, welche geborgen und entsorgt werden musste.

2 FALLBEISPIEL

2.1 Lage

Das Fallbeispiel liegt im Stadtgebiet von Dietikon, einer Gemeinde unmittelbar westlich von Zürich. Das dreieckige Areal wird auf der einen Seite durch eine stark befahrene Hauptstraße, auf der anderen Seite durch die Bahnstrecke Zürich-Bern bzw. den Fluss Limmat und auf der dritten Seite durch eine Zufahrt zum Bahnhof begrenzt (Abb. 1).

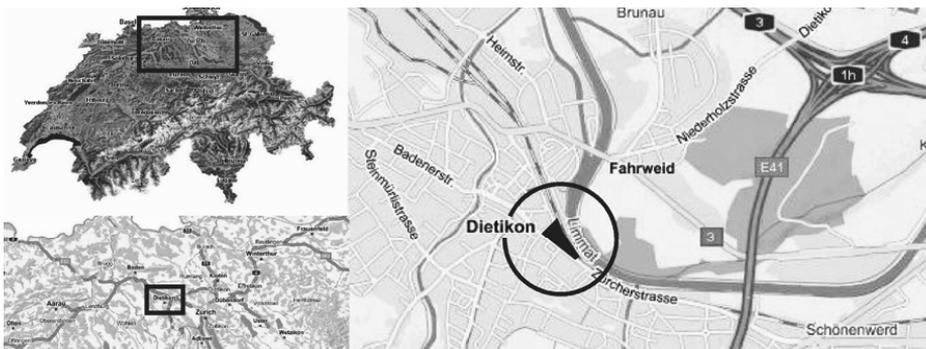


Abb. 1: Übersicht über die Lage des Projektareals

2.2 Geologische Situation

Der Untergrund zeichnet sich durch rund 2 m dicke, lehmige Deckschichten aus, die einem rund 10 m mächtigen Schottervorkommen, dem sog. Limmattalschotter, aufliegen. Örtlich sind die Deckschichten durch künstliche Auffüllungen ersetzt oder überschüttet. Der Limmattalschotter ist im Raum Zürich ein außerordentlich wichtiger Grundwasserträger. Sein Wasser wird für die Trinkwasserversorgung genutzt. Die Mächtigkeit des Grundwasserleiters beträgt im zentralen Bereich mehrere zehn Meter und die Durchlässigkeit ist sehr hoch.

2.3 Historie

Das betrachtete Areal blickt auf eine über hundertjährige Betriebsgeschichte zurück. Es ist daher im Kataster der belasteten Standorte verzeichnet. Vor Baubeginn wurde eine Altlast-Voruntersuchung notwendig. Dabei zeigte sich, dass bereits Ende des 19. Jahrhunderts erste Schuppen für den Handel und den Umschlag von Benzin und Öl errichtet worden waren. Dieser Handel wurde bis in die 60er Jahre des letzten Jahrhunderts fortgeführt. Neben Umschlagplätzen existierten auch ein Fasslager, eine Fassreinigung, ein Benzinhaus, ein Malerbetrieb, eine Garage sowie eine Schlosserei.

Zwischen 1956 und etwa 1971 ereigneten sich mehrere Unfälle mit grundwassergefährdenden Stoffen. Zuerst entwichen ca. 100.000 Liter Benzin aus einer korrodierten Rohrleitung, später 19.000 Liter, vermutlich aus dem Keller des Benzinhauses. In der Regel kamen Pumpmaßnahmen für die Sanierung zur Anwendung.

2.4 Untersuchung vor Baubeginn

Die Untersuchung vor Baubeginn konnte im Grundwasser alte Kohlenwasserstoff- sowie CKW-Verunreinigungen nachweisen. Als sanierungsbedürftig waren allerdings nur die CKW-Belastungen taxiert, welche nach Bauende saniert werden sollten. Eine mit PCB, CKW und BTEX belastete künstliche Auffüllung war ebenfalls bekannt. Letztere konnte im Zuge des Bauprojektes ausgehoben und entsorgt werden.

2.5 Aushub

Unmittelbar vor dem Abschluss der Aushubarbeiten stieß man dann im Bereich von Fundamentvertiefungen in rund 4 m Tiefe auf massive Belastungen. Die Verunreinigungen waren so massiv, dass Bauarbeiter über Übelkeit und Kopfschmerzen klagten. Es kam zu einem Baustopp. Dies war der Moment, wo die Altlastexperten von Basler & Hofmann die Arbeiten aufnahmen. Es folgte eine Sondierkampagne mit Bohrungen und Baggerschlitzen. Wir entdeckten eine rund 3.500 m² große Kohlenwasserstoffverunreinigung, bestehend aus Heizöl, Petrol und einem technischen Öl. Petrol lag örtlich sogar in Phase vor (Abb. 2).

Die Verunreinigungen waren rund 2,5 m dick und reichten bis zu 10 m unter die Geländeoberkante, d.h. im Mittel ca. 2,5 m unter das geplante Aushubniveau. Aufgrund unserer Gefährdungsabschätzung konnten die Verunreinigungen nicht unter der neuen Unterniveaugarage bzw. unter den geplanten Lebensmittellagern belassen werden. So galt es, die Sanierung zu planen. Die Größe der verunreinigten Fläche, die hohe Durchlässigkeit des Limmattalschotters und die Tatsache, dass das Grundwasser zu Beginn einer Grundwasserabsenkung leicht durch polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK) belastet war, stellten eine besondere Herausforderung an den Projektanten dar. Es galt nämlich das Grundwasser um weitere 2,5 m abzusenken. Eine weiträumige Grundwasserabsenkung kam nicht in Frage, da eine Grundwasserreinigungsanlage für die Eliminierung der kurzzeitig auftretenden PAK, bei einer derart großen Wassermenge von den Kosten her nicht realistisch war.



Abb. 2: Abgeschöpfte Petrolphase auf dem Grundwasserspiegel

2.6 Lösung zur Bergung der KW-Verunreinigungen

Die Lösung, die wir fanden, war eine umpundete Baugrube in der Baugrube, welche mittels innerer Spundwände in sechs Kompartimente unterteilt war. Für die Absenkung des Grundwassers kamen insgesamt 25 Filterbrunnen zum Einsatz. Aus Kosten-/Nutzengründen legten wir die Aktivkohlefilteranlage so aus, dass sie das Wasser von zwei Brunnen und maximal einem Pumpensumpf aufnehmen konnte. Im Laufe der Inbetriebnahme eines jeden Brunnen verbesserte sich die Wasserqualität rasch, sodass die Brunnen nach und nach von der Aktivkohleanlage wieder abgehängt und das Grundwasser direkt in die Limmat eingeleitet werden konnte. Sobald ein Brunnen abgehängt worden war, konnte der nächste Brunnen in Betrieb genommen werden, etc. Im Schnitt förderte jeder Brunnen ca. 1.000 Liter/Minute. In Spitzenzeiten wurden total ca. 12,5 m³/Minute gefördert und in die Limmat eingeleitet.

Nachdem auf diese Weise das Grundwasser in einem Kompartiment abgesenkt war, konnte mit dem Aushub begonnen werden. Nach Entfernung der Verunreinigungen entnahmen wir Sohlproben, um die unverschmutzte Untergrundqualität nachzuweisen. Während der Aushub im ersten Kompartiment lief, wurde die Wasserhaltung bereits im nächsten Kompartiment aufgenommen, sodass anschließend hier mit dem Aushub fortgefahren werden konnte, während das vorhergehende Kompartiment wieder verfüllt wurde, etc. So kam es zu einer wandernden Baugrube in der Baugrube (Abb. 3).

Die Arbeitssicherheit überwachten wir permanent. Zeitweise waren Atemschutzmasken sowie ein starkes Gebläse notwendig (Abb. 4).

Auf die hier aufgezeigte Weise war es uns möglich ca. 15.000 Tonnen kohlenwasserstoffbelastetes Material auszuheben und zu entsorgen. Rund 80% des Materials entsprachen Sonderabfall. Wir führten es vollumfänglich einer Bodenwaschanlage zu.



Abb. 3: Von unten: Das erste Kompartiment ist verfüllt, das zweite wird verfüllt und verdichtet, im dritten findet Aushub statt, in nächsten wird die Wasserhaltung vorbereitet



Abb. 4: Teilweise waren die Ausgasungserscheinungen des mindesten 50 Jahre alten Verunreinigungs-herdes noch so groß, dass mit Atemschutzmasken triagiert werden musste

3 SCHLUSSFOLGERUNGEN

Aufgrund einer zweiten, detaillierten Sondierkampagne, die eine optimale Projektierung der Aushubarbeiten ermöglichte, konnte die Sanierung viel schneller als ursprünglich vorgesehen ausgeführt werden. Die Sanierungskosten fielen daher deutlich niedriger als geplant aus. An dieser Stelle möchten wir noch hervorheben, dass bei diesem Fall die flüchtigen Komponenten im Verunreinigungs-herd nach mehr als 30 Jahren noch so stark vertreten waren, dass Arbeits-schutzmaßnahmen in Form von Atemschutzmasken und Gebläse notwendig waren.

Entscheidungshilfe zur Festlegung der am besten geeigneten Sanierungsmethode

W. Friesl-Hanl, F. Wittstock & C. Bayer

AIT Austrian Institute of Technology GmbH, Seibersdorf, Österreich

M. Puschenreiter & W.W. Wenzel

Universität für Bodenkultur, Wien, Österreich

KURZFASSUNG: Großflächig schwermetallkontaminierte Flächen sind meist durch konventionelle, „harte“ Sanierungsmethoden nicht ressourcenschonend zu behandeln. Der Einsatz von „sanften“ Methoden wie Immobilisierung mittels Bodenadditiven bzw. Phytoextraktion mittels schnellwüchsigen Pflanzen kann einen ökologisch und ökonomisch sinnvollen Beitrag zur Standortsverbesserung leisten. Welche dieser „sanften“ Methoden allerdings zum Einsatz kommen soll, kann aufgrund der in diesem Projekt (NUTZRAUM) entwickelten Entscheidungshilfe festgelegt werden. Zehn bergbaugeschichtlich schwermetallkontaminierte Böden von Standorten aus Ungarn, Slovenien, Tschechien, der Slowakei und Österreich wurden herangezogen, wobei im direkten Vergleich der Sanierungsmethoden Immobilisierung, Phytoextraktion sowie BCS (bioavailable contaminant stripping – Entzug nur der leicht bioverfügbaren Schwermetalle) die geeignetste Methode für den jeweiligen Standort herausgefunden werden sollte. Einigen Standorten konnte die geeignetste Methode eindeutig zugeordnet werden, an anderen sind mehrere Methoden anwendbar und für die Entscheidung für eine bestimmte Methode ist das Vorhandensein von standortspezifischen Daten wie z.B. weitere geplante Nutzung, notwendig.

1 EINLEITUNG

Schwermetallkontaminationen können in großflächiger Ausbreitung vorliegen und sind auf unterschiedliche, meist anthropogene Ursachen zurückzuführen, wie z.B. Industrie, Bergbau oder Landwirtschaft. Je nach Element kann es zu unterschiedlich hoher Akkumulation in der Nahrungskette kommen und in weiterer Folge sind ökotoxikologische bzw. humantoxikologische Auswirkungen nicht auszuschließen. Erhebungen des Umweltbundesamtes in Österreich weisen Schwermetallkontaminationen als dritthäufigste Schadstoffgruppe aus, neben Mineralöl- sowie Lösungsmittelschäden.

Grundsätzlich kann man die Behandlung von kontaminierten Böden in harte und sanfte Methoden einteilen. Harte Methoden beinhalten das Auskoffern (ex-situ) des Bodenmaterials; der Boden wird verbrannt, gewaschen und/oder sicher gelagert. Harte In-Situ-Methoden sind z.B. das Verglasen oder das Aufbringen einer wasserundurchlässigen Bedeckung (z.B. Beton). All diese Methoden haben gemeinsam, dass stark in das Landschaftsbild eingegriffen wird, der Boden an sich nicht nutzbar bleibt. Weiterhin zeichnen sie sich durch hohe Behandlungskosten aus. Sanfte Methoden dagegen zielen darauf ab, den Einfluss auf die Bodenstruktur bzw. das Bodenleben so gering wie möglich zu halten, um grundlegende Bodenfunktionen aufrecht zu erhalten. Zu den sanften Methoden zählen im Wesentlichen die Immobilisierung von Schwermetallen in-situ (Immobilisierung oder Phytostabilisierung (IMMO)) sowie die Extraktion (Phytoextraktion (PHYTO) oder bioavailable contaminant stripping (BCS)). Diese sanften Methoden bieten sich bei großflächiger, oberflächlicher Kontamination an und sind einerseits weniger kostenintensiv, andererseits muss die zeitliche Komponente mit bedacht werden (Friesl-Hanl et al. 2006), (SUMATECS 2008).

Um eine ressourcenschonende sowie kostenoptimierte Vorgehensweise zu ermöglichen, ist die Auswahl der effektivsten Methode für den jeweiligen Standort wichtig. Das Verhalten von Schwermetallen in Böden ist von zahlreichen Parametern abhängig und je nach Boden und Element sehr unterschiedlich. Der Totalgehalt eines Elements gibt nur sehr geringen Hinweis auf deren labile Phase und dessen Eintrag in die Nahrungskette. Das Projekt NUTZRAUM

(Innovative In-Situ-Methoden zur Sanierung von Altablagerungen und Altlasten) hat sich unter anderem das Ziel gesetzt, eine einfache Entscheidungshilfe zu entwickeln, die geeignetste Sanierungsmethode für den jeweiligen Standort zu finden. In der vorliegenden Arbeit wird die Entwicklung der Entscheidungshilfe anhand von schwermetallkontaminierten Böden von Standorten in Ungarn, Slowenien, Tschechien, Slowakei und Österreich erläutert.

Diesem Konzept entsprechend sollen aus einer Vielzahl vorliegender Bodenparameter jene mit hoher Aussagekraft ausgewählt werden, um eine rasche und optimierte Methodenauswahl treffen zu können. Ebenso war es Ziel, geeignete Untersuchungsmethoden zu entwickeln um aussagekräftige Parameter zu erhalten.

2 MATERIAL UND METHODEN

Es wurden 10 Böden aus Zentraleuropa (HU, SL, CZ, SK, AT) herangezogen. Grundcharakteristika, EDTA-(1 : 10; 0,05 M) und NH_4NO_3 -(1 : 2,5; 1 M) Extraktionen wurden ausgeführt nach Blum et al. (1996). Zusätzliche Methoden zur Bodencharakterisierung wurden angewendet (Mehrfachextraktion, Boden-Pflanze-Test, DGT).

Als Hauptkontaminanten liegen Cd, Pb, Zn vor. Sieben der Böden wurden in einem Gefäßversuch mittels aller drei Sanierungs-Methoden (IMMO, PHYTO, BCS) behandelt, unabhängig von der Klassifikation: PHYTO mit *Salix smithiana*, (n = 5), IMMO mit (1) ERZ (3% siderithaltiges Pulver), (2) LOA (3% Lehm-pulver) oder (3) GS+RM (2,5% Kiesschlamm + 0,5% Rotschlamm), n = 4; (4) Kontrolle unbepflanzt (5) Kontrolle bepflanzt. Die Böden wurden mit der Exkluderpflanze *Hordeum distichon* cv. Bodega bepflanzt.

Der Boden PR 1 ist nach unserem Konzept zu stark kontaminiert, um sanft behandelt zu werden und wird als Negativkontrolle mitgeführt.

Die in Tab. 1 dargestellten Böden wurden für die Entwicklung der Entscheidungshilfe herangezogen.

Tab. 1: Liste der Versuchsböden mit den Kontaminationsniveaus in mg kg^{-1}

Staat	Boden	Cd	Pb	Zn
Österreich	ARN-A	17,9	3810	1040
Österreich	ARN-B	4,68	753	464
Österreich	ARN-C	3,56	383	585
Österreich	ARN-D	29,9	3200	3420
Tschechien	PR-1	49,2	5760	6580
Tschechien	PR-2	2,67	459	242
Slowakei	SK	7,34	381	1060
Ungarn	GÖ	8,35	528	1840
Slovenien	CZ	4,93	98,5	608
Slovenien	MZ	6,90	942	533

In diesem Konzept werden aus einer Vielzahl vorliegender Bodenparameter einige wenige nach ihrer Aussagekraft ausgewählt. Im Wesentlichen können vier Kontaminationsverhältnisse als Entscheidungsbasis benannt werden:

- hoher gesamtverfügbarer Pool, hohe labile Phase,
- hoher gesamtverfügbarer Pool, niedrige labile Phase,
- niedriger gesamtverfügbarer Pool, hohe labile Phase und
- niedriger gesamtverfügbarer Pool, niedrige labile Phase.

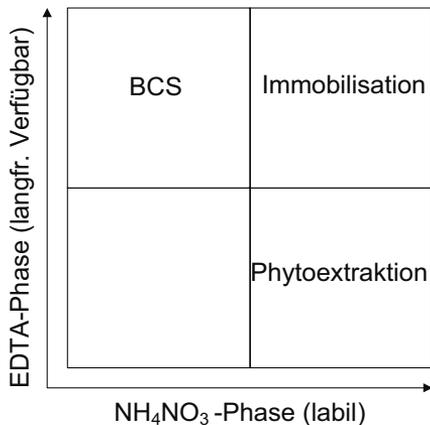


Abb. 1: Konzeptive Zuteilungsmöglichkeiten kontaminierter Böden zu Behandlungsmethoden (BCS ... Bioavailable contaminant stripping = Entzug der leicht verfügbaren Phase)

3 ERGEBNISSE

Die Ergebnisse zeigen, dass Immobilisierung nicht auf allen Böden die am besten geeignete Behandlung darstellt. Auf den Böden ARN-D und SK wurden über beide Vegetationsperioden signifikante Reduktionen der Schwermetall-Aufnahmen in Pflanzen durch die Behandlungen erzielt. Diese Böden werden auch dem entwickelten Konzept für die Festlegung der Sanierungsvariante entsprechend der IMMOBILISIERUNG zugeordnet (Tab. 2).

So konnte z.B. am Standort ARN-D eine Reduktion der Cadmium-Aufnahme in das Gerstenkorn um ca. 50% im Vergleich zur Kontrolle erzielt werden. Da der Grenzwert der Kontaminantenverordnung der EU (European Commission 2001) nicht unterschritten wurde, ist eine Verwendung als Lebensmittel nicht möglich, eine Verwendung als Futtermittel entsprechend der Futtermittelverordnung (European Parliament & Council 2002) jedoch sehr wohl.

Die Böden ARN-A und MZ zeigten aufgrund der Bodenzusätze keine Verbesserung der Situation, somit ist die Immobilisierung für diese Standorte ungeeignet. Dem Konzept entsprechend ist die PHYTOEXTRAKTION die Methode der Wahl auf ARN-A und MZ.

Durch die langfristig stetige Nachlieferung der Schwermetalle ist ein kontinuierlicher Entzug durch die Pflanzen möglich.

Die Böden ARN-B und GÖ sind dem Konzept entsprechend der Methode BCS (Bioavailable Contaminant Stripping) zugeordnet. Die bis dato erzielten Ergebnisse lassen eine Zuordnung zu diesem Behandlungstyp nicht zu. Eine Differenzierung zwischen BCS und PHYTO ist nicht möglich und wird in weiterer Folge als eine Behandlungsmethode (PHYTOEXTRAKTION) geführt.

Auf ARN-B kann die Phytoextraktion erfolgreich eingesetzt werden. Auch mit der Immobilisierung wurden optimale Ergebnisse erzielt. IMMO konnte den Pb-Gehalt der Gerstenkörner unter den Grenzwert der Kontaminantenverordnung drücken und somit eine erfolgreiche Methode für diesen Standort darstellen (Friesl-Hanl 2009). Ebenso konnte mittels PHYTO innerhalb von zwei Versuchsjahren nahezu 10% des Gesamtgehaltes von Cd entzogen werden. Dies lässt auf eine vielversprechende Phytosanierung über mehrere Jahre schließen.

Somit ist eine eindeutige Zuordnung der Behandlungsmethode für ARN-B nicht möglich, aber auch nicht notwendig. Für eine Festlegung der Methode müssen weitere Kriterien in die Entscheidungsfindung einfließen (angestrebte Weiternutzung, zur Verfügung stehende Zeit zur Sanierung, Biomassennutzung als Alternativeinkommen möglich, etc.).

Die entwickelte Entscheidungshilfe kann in bestimmten Fällen zu einer eindeutigen Aussage führen, erfordert jedoch in Grenzfällen die Erhebung weiterer standortspezifischer Kriterien.

Tab. 2: Zuteilung der kontaminierten Böden zur Behandlungsmethode (a) lt. Konzept und (b) entsprechend der Versuchsergebnisse

Boden	Zuteilung entsprechend dem Konzept	Zuteilung aufgrund der Versuchsergebnisse	Zuteilung ...
ARN-A	PHYTO	PHYTO	... eindeutig
ARN-B	BCS	IMMO, PHYTO	... erfordert weitere Daten
ARN-D	IMMO	IMMO	... eindeutig
PR-1	zu hoch kontaminiert	zu hoch kontaminiert	... eindeutig
SK	IMMO	IMMO	... eindeutig
GÖ	BCS	IMMO, PHYTO	... erfordert weitere Daten
MZ	PHYTO	PHYTO	... eindeutig

4 SCHLUSSFOLGERUNG, ZUSAMMENFASSUNG

Bei Vorliegen von großflächigen Schwermetallkontaminationen stellt sich die Frage nach dem angepassten Umgang mit diesen Flächen. Als ressourcenschonende Methoden können Immobilisierung sowie Phytoextraktion angesehen werden. Die Zuordnung, welche dieser Methoden am geeignetsten für einen bestimmten Standort ist, wird mittels dem hier entwickelten Konzept versucht. In bestimmten Fällen ist eine klare Zuordnung möglich und erleichtert eine Entscheidung für das weitere Vorgehen an diesen Standorten. In Grenzfällen, die sowohl Immobilisierung als auch Phytoextraktion für sinnvoll anzeigen, ist die Erhebung weiterer standortspezifischer Kriterien wie z.B. angestrebte Weiternutzung, zur Verfügung stehende Zeit für die Sanierung, Biomassenutzung als Alternativeinkommen möglich, etc. notwendig.

5 DANKSAGUNG

Das Projekt NUTZRAUM (2006 – 2010) wird aus Mitteln des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft gefördert. Förderungsmanagement erfolgt durch die Kommunalkredit Public Consulting GmbH.

LITERATUR

- Blum, W.E.H., Spiegel, H., & Wenzel, W.W. (1996) *Bodenzustandsinventur, Konzeption, Durchführung, Bewertung* (2nd ed.). Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, 102.
- Friesl-Hanl, W., Wieshammer, G., Unterbrunner, R., Platzer, K., Horak, O., Friedl, J., Puschenreiter, M., Gerzabek, M.H. & Wenzel, W.W. (2006) In-Situ-Sicherung großflächig schwermetallbelasteter Böden. In: Gerzabek M. H. und Reichenauer T. G. (Hrsg.) *Innovative In-Situ-Methoden zur Sicherung und Sanierung von Altablagerungen und Altstandorten*. Facultas Verlag, Wien. 147 – 204.
- 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.
- European Commission (2001) *Commission Regulation (EC) No 466/2001* of 8 March 2001 setting maximum levels for certain contaminants in foodstuffs. Official Journal of the European Communities, L77, 1 – 13.
- European Parliament & Council (2002) *Directive No 2002/32/EC* of 7 May 2002 about undesirable contaminants in animal feed. Official Journal of the European Communities, L140, 10 – 21.
- SUMATECS (2008) Sustainable management of trace element contaminated soils – Development of a decision tool system and its evaluation for practical application. Puschenreiter M. (ed.), Vienna, Austria, Final Research Report ERA-NET, 315.

Kontinuierliche Volumenstrommessung fester Abfallstoffe

Y. Schockert, M. Baczyk & T. Pretz

RWTH Aachen University, Institut für Aufbereitung und Recycling, Aachen, Deutschland

KURZFASSUNG: Volumenströme in Abfallbehandlungsanlagen werden üblicherweise diskontinuierlich bestimmt. Ein am IAR entwickeltes berührungsloses und sensorgestütztes Verfahren ermöglicht dagegen eine kontinuierliche Erfassung der Volumenströme in Echtzeit. Das Verfahren arbeitet nach dem Prinzip der Lasertriangulation. Der benötigte Messaufbau besteht aus den drei Komponenten Linienlaser, Flächenkamera und Auswertesoftware. Zusätzlich zur Erfassung der Volumenströme werden Informationen über die Gutverteilung auf dem Förderband, sowohl in Längs- als auch in Querrichtung, gewonnen. Das Verfahren kann an sämtlichen Förderbändern im Zu- und Ablauf typischer Aggregate in Abfallbehandlungsanlagen eingesetzt werden. Im Praxistest zeigte sich, dass die kontinuierlichen Informationen über den zeitabhängigen Beladungszustand der Förderbänder für eine Anlagenoptimierung genutzt werden können. Die gewonnenen Daten können darüber hinaus zur Anlagenüberwachung und -steuerung eingesetzt werden, indem sie Angaben zu Füllgraden und Schichtdicken geben.

1 EINLEITUNG

Die Volumenströme von Abfallstoffen werden in Entsorgungsanlagen üblicherweise über den Massendurchsatz während eines festgelegten Zeitraumes und die mittlere Schüttdichte der aufgegebenen Abfälle ermittelt. Kurzfristige Schwankungen in der Förderbandbeschickung, sowohl in Bandlaufrichtung als auch über den Querschnitt, werden dabei nicht erfasst, sodass Überfrachtungen und Leerläufe im Gesamtergebnis mit eingerechnet werden.

Genauere Kenntnisse über den zeit- und ortsabhängigen Beladungszustand bieten jedoch die Möglichkeit einer zeitnahen Optimierung von Verfahrensabläufen, die an die aktuellen Bedürfnisse innerhalb der Anlage angepasst sind. Das Wertstoffausbringen und die Qualität der Aufbereitungsprodukte können somit auf ein gleichmäßig hohes Niveau angehoben werden.

Ein Verfahren zur vollständigeren und zeitabhängigen Darstellung von Volumenströmen auf Förderbändern wird zurzeit am I.A.R. entwickelt. Mit diesem Verfahren können Volumenströme kontinuierlich erfasst werden, während gleichzeitig Auskunft über die jeweils aktuelle Gutverteilung auf dem Transportband gegeben wird. Die erfassten Daten können über Zeiträume von mehreren Monaten aufgezeichnet und statistisch ausgewertet werden sowie zukünftig zur direkten Steuerung von Aggregaten genutzt werden.

2 TECHNIK

Die eingesetzte Technik basiert auf dem Prinzip der Laser-Lichtschnitt-Triangulation. Dabei projiziert ein Linienlaser eine „Höhenlinie“ auf das Fördergut. Diese Linie wird an der Materialoberfläche reflektiert und mit einer Flächenkamera durch die Aufnahme von ca. 100 Einzelbildern in der Sekunde kontinuierlich aufgezeichnet. Die Software erfasst bei jedem einzelnen Bild die Höhenunterschiede im Verlauf der Laserlinie und stellt diese innerhalb eines Zeilenbildes als Graustufen dar. Diese Zeilenbilder werden anschließend zu einem lückenlosen „Höhenbild“ zusammen gefügt.

Die Graustufen des Höhenbildes geben unter Berücksichtigung des Winkels α (vgl. Abb. 1) Auskunft über die vorliegenden Beladungshöhen auf dem Förderband. Diese werden letztlich

für die Ermittlung des Volumens und der Gutverteilung auf dem Förderband verwendet. Der schematische Messaufbau für die kontinuierliche Volumenstrommessung ist in Abb. 1 dargestellt.

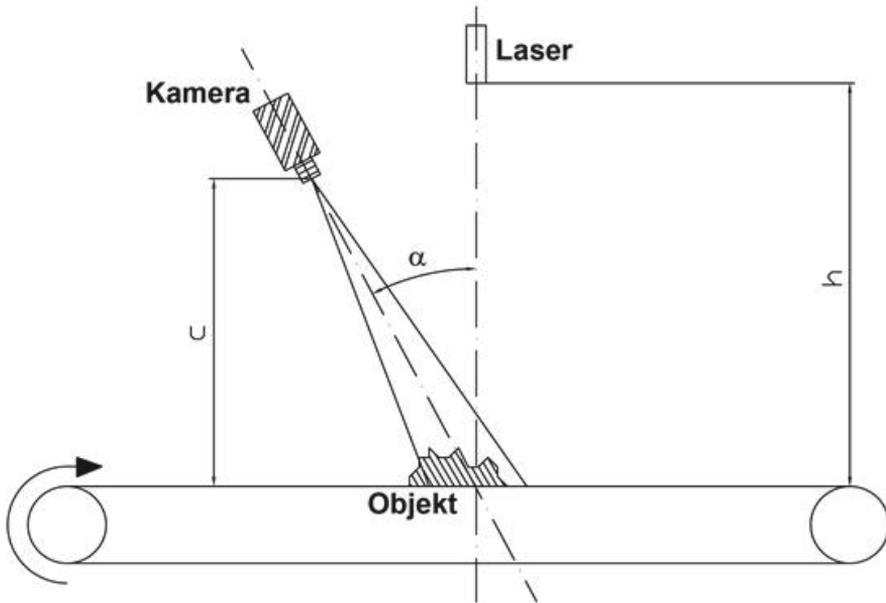


Abb. 1: Schematischer Messaufbau für die kontinuierliche Volumenstrommessung

Voraussetzung für eine vollständige Erfassung der Volumenströme ist ein diffuses Reflexionsverhalten an der Oberfläche des Fördergutes. Diese Bedingung ist in Abfallbehandlungsanlagen üblicherweise erfüllt, da blanke, spiegelnde und transparente Stoffe in der Regel mit einer mattierenden Staubschicht behaftet sind.

2.1 Komponenten des Messaufbaus

Der gesamte Messaufbau ist gegenüber dem zu messenden Volumenstrom berührungsfrei und besteht aus einer handelsüblichen Flächenkamera, einem Linienlaser und einem Rechner für die Versuchsauswertung. Die Kamera verfügt über einen VGA-CMOS-Sensor und weist eine Bildaufnahme rate von 90 fps auf. Bei einer Bandgeschwindigkeit von 0,5 m/s werden pro Bild Höheninformationen über ca. 6 mm Förderbandlänge aufgezeichnet. Die Kosten für vergleichbare Kameras liegen bei ca. 250 – 1.000 Euro.

Der Linienlaser ist in einem Bereich von 0 – 40 cm über der Bandoberfläche fokussierbar. Linienlaser mit der notwendigen Präzision liegen in einer Preisklasse von ca. 100 – 300 Euro.

Die Versuchsauswertung erfolgt mit einem Programm, das in der Entwicklungsumgebung von „LabView“ erstellt wurde. Es setzt die von der Flächenkamera erfassten Höhenlinien zu einem kontinuierlichen Höhenbild zusammen und berechnet über weitere Algorithmen das Volumen des Fördergutes und seine Verteilung auf dem Förderband.

2.2 Anforderungen

Für eine lückenlose Datenerfassung sind die Geschwindigkeit des Förderbandes und die Aufnahmegeschwindigkeit (Bildrate) der Kamera aufeinander abzustimmen. Die Bildrate wird von der Belichtungszeit, der Verarbeitungszeit und der Ruhezeit beeinflusst.

Die Belichtungszeit wird vom Anwender unter Berücksichtigung der Umgebungshelligkeit und der gewünschten Förderbandlänge pro Bild eingestellt. Je länger der zu betrachtende För-

derbandabschnitt ist, desto länger kann die Belichtungszeit gewählt werden. Die Verarbeitungszeit beträgt wenige Millisekunden und ist in der Regel konstant. Die Ruhezeit ist dagegen variabel und überbrückt die Wartezeit bis zur nächsten Belichtung.

3 EINSATZORTE

Der Messaufbau eignet sich zur Erfassung der Volumenströme an den Förderbändern aller gängigen Aggregate in Abfallbehandlungsanlagen. Die Messung kann für unterschiedliche Fragestellungen sowohl vor als auch hinter den Aggregaten durchgeführt werden. In einigen Fällen bietet sich eine gleichzeitige Messung am Ein- und Austrag der Aggregate an.

Mit der Volumenstrommessung können bei Klassierern z.B. Füllgrade abgeschätzt, Überfrachtungen verhindert und somit Verstopfungen vermieden werden. Bei Sortierern und Zerkleinerern kann die Volumenstrommessung beispielsweise zur Sicherstellung einer gleichmäßigen Beladung der Aggregate herangezogen werden, die für eine optimale Abfallbehandlung erforderlich ist.

4 PRAXIS

Der am I.A.R. entwickelte Messaufbau wurde in einer Anlage zur mechanisch-biologischen Behandlung von Abfällen getestet. Der Versuchsstand wurde unmittelbar hinter einer Dosierschnecke über einem Muldenförderer aufgebaut. Nach einer Leermessung, mit der das Grundvolumen des Förderbandes bestimmt wurde, erfolgte die Kalibration des Aufbaus. Dabei wurde die Voxelanzahl pro Liter Volumen spezifisch für den Messaufbau an dieser Anlage bestimmt.

Über den betrachteten Zeitraum von ca. 4 Stunden wurde mit Hilfe des Messaufbaus ein durchgesetztes Volumen von ca. 34 m³/Stunde berechnet. Bei einer gleichzeitig durchgeführten Massenstromanalyse wurde ein Massenstrom von ca. 4.300 kg/Stunde ermittelt, die Schüttdichte des Materials lag bei ca. 130 kg/m³. Der berechnete Volumenstrom von ca. 33 m³/Stunde liegt geringfügig unterhalb des gemessenen Volumenstroms.

Die Volumenströme wurden kontinuierlich aufgezeichnet. Im betrachteten Zeitraum wurden im Mittel 20 Liter/Einzelbild durchgesetzt. Die Extremwerte lagen bei 0 und 185 Liter/Bild. In Abb. 2 sind die Volumenströme für einen Zeitraum von 15 Minuten dargestellt. In der Abb. 2 fallen ein konstantes Volumen von ca. 80 Liter zwischen 13:07 Uhr und 13:08 Uhr sowie ein deutlicher Peak mit einem Maximum von 140 Liter gegen 13:10 Uhr auf. Diese erhöhten Volumenströme lassen sich auf Materialverbackungen sowie elastische Materialien zurückführen, die im Vorfeld unzureichend zerkleinert wurden.

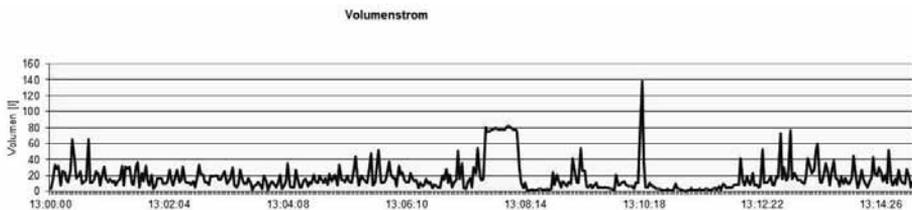


Abb. 2: Volumenströme über einen Zeitraum von 15 min

Zusätzlich zu den Volumenströmen wurde die Gutverteilung quer zum Förderband erfasst. Dabei konnte festgestellt werden, dass das Material überwiegend auf der linken Förderbandhälfte transportiert wird. Bei Betrachtung der Anlage fiel auf, dass durch die Anordnung der Dosierschnecke zum Förderband das gesamte Gut der linken Förderbandhälfte zugeführt wurde. In Abb. 3 ist die Querverteilung für den gleichen Zeitraum wie in Abb. 2 aufgezeichnet. Deutlich zu erkennen ist die Konzentration des Gutes auf die linke Förderbandhälfte.



Abb. 3: Querverteilung über einen Zeitraum von 15 Minuten (1 = linker Rand, -1 = rechter Rand)

Zwischen 13:07 Uhr und 13:08 Uhr verlagert sich das Material auf die rechte Förderbandseite. In diesem Zeitraum wurde ein größeres Volumen (vgl. Abb. 2) aufgegeben, dass sich aufgrund der Förderbandform in die Mitte des Förderbandes verlagerte. Dabei wurde ein Teil des Gutes bis auf die rechte Förderbandhälfte mitgezogen. Der Volumenpeak gegen 13:10 Uhr zeigt keine Auffälligkeiten bei der Bandbelegung.

5 AUSBLICK

Die kontinuierliche Erfassung von Volumenströmen kann, verbunden mit einem Warnsystem für das Personal, zukünftig der Anlagenüberwachung dienen. Ausfälle und Störungen können somit vermieden und die Funktionsfähigkeit von Aufbereitungsaggregaten sichergestellt werden. Zusätzlich kann der Wirkungsgrad optimiert werden.

Durch einen direkten Datentransfer zwischen der Messeinrichtung und den einzelnen Aggregaten kann darüber hinaus die Steuerung der Abfallbehandlungsanlage unterstützt werden. Hierzu können beim Auftreten ungleichmäßiger Volumenströme Gegenmaßnahmen, wie z.B. eine Änderung in der Gutaufgabe, eingeleitet werden. Durch das zeitnahe Eingreifen in den Verfahrensablauf ergeben sich insbesondere Vorteile bei der Vereinzelung von Materialströmen für sensorgestützte Sortiermaschinen.

6 ZUSAMMENFASSUNG

Die kontinuierliche Volumenstrommessung basiert auf dem Prinzip der Lasertriangulation. Sie besteht aus den Standardkomponenten Linienlaser, Flächenkamera und Auswertesoftware. Der Messaufbau ist berührungslos und kann in bestehende Abfallbehandlungsanlagen problemlos nachgerüstet werden. Mit den gelieferten Informationen lassen sich z.B. Rückschlüsse auf den Füllgrad von Aggregaten ziehen.

Im Praxistest zeigt sich eine hohe Vergleichbarkeit der gemessenen mit den rechnerisch ermittelten Volumenströmen. Die kontinuierlichen Aufzeichnungen zeigen regelmäßige Schwankungen der Volumina, Leerläufe und Überladungen sind deutlich erkennbar. Der Beladungsstatus quer zum Band zeigt u.a. Schwierigkeiten bei der Materialaufgabe an.

Die kontinuierliche Volumenstrommessung kann zukünftig zur Überwachung von Schichtdicken, zur Abschätzung von Füllgraden sowie der Vermeidung von Überfrachtungen eingesetzt werden. Die gelieferten Informationen können zur Optimierung von Verfahrensabläufen sowie zur Anlagensteuerung eingesetzt werden.

LITERATUR

- Jähne, B. (2005) *Digitale Bildverarbeitung*. Berlin, Germany: Springer-Verlag.
 Killmann, D. & Pretz, T. (2008a) Einsatz von Multisensorik in sensorgestützten Sortiersystemen. Beitrag im *Tagungsband zur 9. Depo-Tech-Konferenz*. Essen, Germany: VGE Verlag GmbH.
 Killmann, D. & Pretz, T. (2008b) Dritte Dimension zeigt neue Perspektiven auf. *Recycling Magazin* (1433-439) 12, 28 – 29.
 National Instruments (2009) Homepage www.ni.com/labview; Stand Juni 2010.
 VDI (2007) Messung von Massen- und Volumenströmen in der Schüttgut-Fördertechnik, VDI 4436.

Determination of the Biological Activity of Industrial Wastes

M. Rapf & R. Pflantz

University Stuttgart, Institute of Sanitary Engineering, Water Quality and Waste Management, Stuttgart, Germany

ABSTRACT: Until today the question is unsolved, how to replace the inappropriate parameter TOC to determine the organic, or the biodegradable content respectively, of wastes for landfilling or stowing. The newly admitted determination of the elementary carbon content (EC) is not only difficult to perform, but also leaves certain problems unsolved, like it does not give information about non-biodegradable non-EC-organics. Therefore the UNI Stuttgart has developed a biological test for industrial wastes to be stowed underground, called TOCbio, and is currently developing another one for industrial wastes to be landfilled over ground, called RA-HW. Both new tests will allow many suitable hazardous and non hazardous industrial wastes to be disposed of in cheap and environmentally compatible ways. In the present article, the method of the TOCbio will be described, and exemplary results will be shown. Furthermore the first results of the RA-HW development will be presented.

1 INTRODUCTION

In Germany both, the Landfill Ordinance and the Stowing Ordinance, allow the exceeding of the TOC limit, if the organics in the respective waste is not or hardly biodegradable.

The Stowing Ordinance does not recommend a method how to prove the waste's suitability as stowing material. The UNI Stuttgart together with a German salt mine operator has therefore developed the TOCbio-test for wastes to be stowed, in which only the biologically degradable part of the TOC is determined. The result is accepted by German authorities as replacement for the parameter TOC. The TOCbio allows differentiating between biodegradable and non-biodegradable organics.

Concerning the overground hazardous waste landfill, the new Landfill Ordinance allows the replacement of the TOC by the quick and cheap RA4 test, however authorities tend not to, as the test is considered to be not "industrial waste adequate".

However, the GP21-test demanded instead is time consuming and expensive. For that reason the UNI Stuttgart is presently developing a new biotest for industrial wastes (RA-HW), whose results are to be directly comparable to the RA4 limit in the ordinance.

2 THE SAPROMAT

The Sapromat (Manostatic Respiratory Method) is known from the determination of the BOD5 of wastewater. It is also often used to perform the RA4-test for (biogenic) solid wastes. Hence, for the determination of the RA-HW for industrial wastes to be landfilled, the Sapromat-RA4 will be modified, amongst others by adding an inoculum.

Moreover, with the so-called BOD-CO₂ the UNI Stuttgart has developed a modification of the Sapromat (Schäfer 1999). To determine the biodegradability of wastewaters and wastes, but also e.g. of biopolymers, additionally the produced CO₂ is measured. Thus the measuring of non-biological oxidation processes is excluded, and anoxic CO₂-production e.g. by nitrification is included. The BOD-CO₂ has been the origin of the TOCbio-test for wastes to be stowed.

3 THE TOCbio-TEST

As the limit of a waste's organic content in the Stowing Ordinance is given as TOC, it was obvious, that a biological test had to be developed, which would give as a result also a carbon content, in this case, the biodegradable part of it. The TOCbio was planned as a worst case test, as neither aerobic conditions nor sufficient amounts of water are likely to occur in salt chambers filled with industrial wastes. Following the worst case approach, the test lasts 35 days, as this has been found to be an adequate time for the biological CO₂-production of most wastes to come to an end. The biodegradable TOC is obtained by a simple calculation.

3.1 From the BOD-CO₂ to the TOCbio

Unlike in the Sapromat, in the BOD-CO₂-test the CO₂ is not absorbed on fixed NaOH, but in a 1M KOH-solution, which is not hygroscopic and therefore will only interact with CO₂. The absorption of CO₂ will decrease the electrolytic conductivity of the absorber liquid; the change is depending linearly from the absorbed amount of CO₂. The comparison of O₂-consumption and CO₂-production allows a deeper understanding of biological degradation processes.

As for the TOCbio the oxygen demand is not of interest, the manometer and the electrolysis cell of the BOD-CO₂ is replaced by a simple gasbag filled with technically pure oxygen. As soon as biologically formed CO₂ is absorbed, causing low pressure, the system is automatically replenished with oxygen from the supply bag. A sketch of a determination unit is shown below.

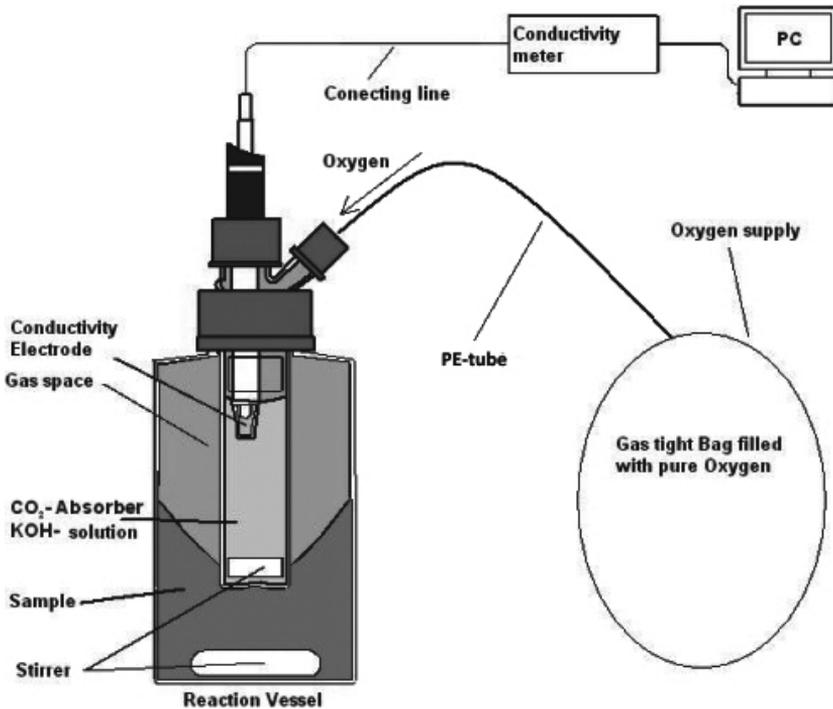


Fig. 1: TOCbio determination unit

One common problem that can be solved with the determination of the TOCbio is the high TOC of several ashes and incineration slags, which would otherwise exclude their utilisation as stowing material.

Some examples are shown in fig. 2.

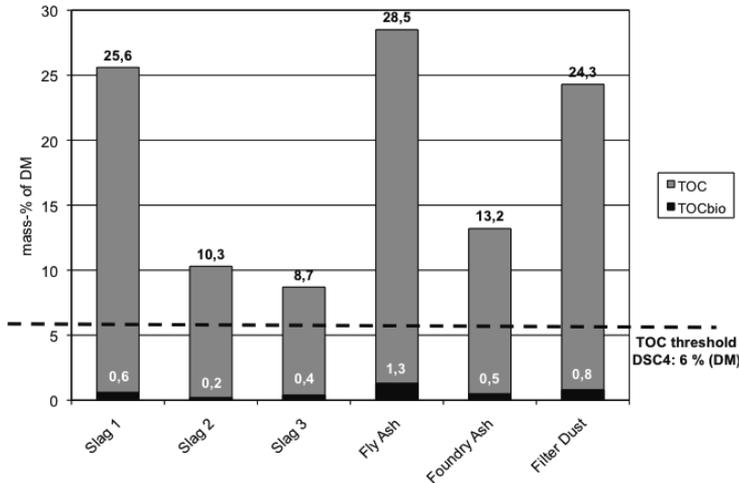


Fig. 2: Results of the TOCbio determination of several relevant hazardous wastes

4 THE RESPIRATION ACTIVITY OF INDUSTRIAL WASTES – THE RA-HW

4.1 Legislation concerning the overground landfilling of hazardous wastes

According to the rules concerning MBT-residues before, the new German Landfill Ordinance of 2009 allows the exceeding of the TOC-limit of 6 mass-% by hazardous wastes, if the limit of GP21 or alternatively of the RA4 is kept. However, authorities tend to reject the RA4. This is partly due to the fact, that the test, which has been developed for the residues of biological waste treatment, does not use an inoculum, and will thus result in zero respiration activity for a well biodegradable, but non-biogenic waste.

4.2 Proceeding in the development of RA-HW

As a first step, taking into account former research results, different inocula and different standard substances have been tested in blank and standard measurements.

To proceed with the test, the samples are suspended in 250 ml of tap water, then the inoculum is added as only further ingredient. The measuring of the oxygen consumption remains unchanged compared to the RA4.

Preliminary results are shown in the fig. 3 – 6.

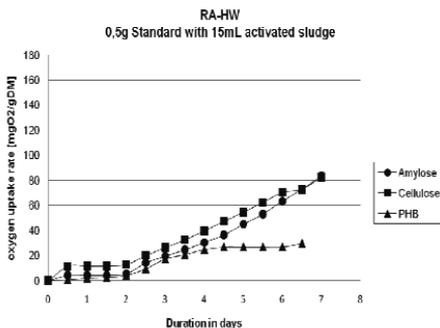


Fig. 3: Standards with activated sludge

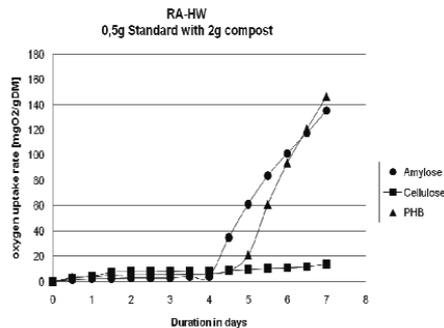


Fig. 4: Standards with compost

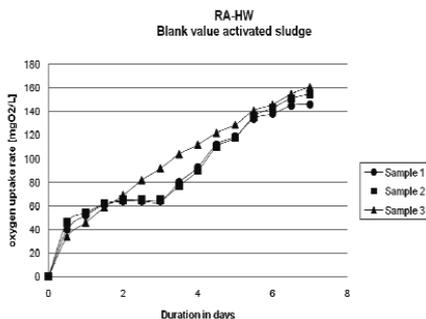


Fig. 5: Blank value of 15 ml activated sludge

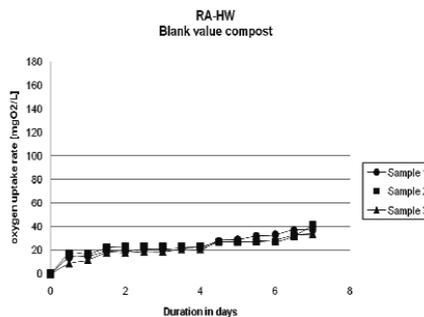


Fig. 6: Blank value of 2 g compost

As standards microcrystalline cellulose (standard for the GP21), PHB (Polyhydroxybutyrate, standard substance for BOD-CO₂ and TOCbio) and amylose (here commercial tapioca starch) were used. Inocula were mature biowaste compost, as well as fresh activated sludge.

It is visible, that the different inoculum-standard-combinations reacted in different ways. Compost seems to be the eligible inoculum, especially also as it is easily available. Looking at the blank values, too, relevant differences can be seen. In the standard measurement, the endogenous respiration of the compost was approx. 10% of the entire oxygen consumption, while the blank value of activated sludge added up to approx. 50% of the total. This was certainly also due to the fact, that the sludge was not conditioned before usage. However, this practice is so far disapproved, to not complicate the test, causing unnecessary cost.

The present stage of the development does of course not admit significant conclusions, yet the tests, also of industrial waste samples with known (high or low) biodegradability, have delivered promising results, giving valuable information about the further proceeding.

5 DISCUSSION, CONCLUSIONS

The development of the RA-HW-test is still in its initial stage. Apart from the evaluation of blind samples and standards, different waste samples have been tried out. According to the obtained results and to the relevant literature, the future investigations will deal with the following topics:

- test duration,
- conditioning of activated sludge,
- nutrient addition,
- pH-control,
- inhibiting substances and
- tests with real wastes, including comparison with the respective RA4- and GP21-results.

The TOCbio-test on the other hand, is already commercially used, enabling stowing mine operators to utilise wastes that would otherwise have to be rejected and be probably incinerated.

The test's major disadvantage is its long duration of 35 days demanded by the authorities. In the future it has to be evaluated, if also for wastes to be stowed a quicker test method can be admitted.

REFERENCES

- Schäfer, A. (1999) Beurteilung der biologischen Abbaubarkeit unter aeroben Bedingungen über Sauerstoffverbrauch, Kohlendioxidproduktion und Kohlenstoffbilanz. Bd. 72. München; *Stuttgarter Berichte zur Abfallwirtschaft*, Bielefeld; Germany: E. Schmidt.

Toxikologische Expositions-Risiko-Quantifizierung (TERQ)

P. Raumauf & C. Gikopoulos
HPC Austria GmbH, Laxenburg, Österreich

KURZFASSUNG: Die entscheidende Frage bei der Bearbeitung von kontaminierten Standorten ist, ob durch die Kontamination des Untergrundes eine Gefährdung für den Menschen besteht. Die weit verbreitete Anwendung von allgemein gültigen „Listen-Grenzwerten“ erlaubt eine globale Einschätzung, ob bei Vorhandensein bestimmter Schadstoffkonzentrationen im Boden/Grundwasser Risiken für Menschen bestehen können. Um das humantoxikologische Risiko auf einem bestimmten Standort seriös bewerten zu können, müssen jedoch standort- und nutzungs-spezifische Faktoren mitberücksichtigt werden. Die von der HPC durchgeführte TERQ berücksichtigt alle diese Faktoren und erlaubt somit, eine wirklich standortspezifische Vielstoff-Bewertung durchzuführen, die aufzeigt, ob bei der aktuellen Nutzung nicht akzeptable Gesundheitsrisiken für Menschen bestehen. Die TERQ gibt nicht nur Aufschluss, ob nicht akzeptable Gesundheitsrisiken bestehen, sondern gibt auch Handlungsempfehlungen für weitere Maßnahmen (Nutzungseinschränkungen, Definierung von standortspezifischen Sanierungszielwerten für verschiedene Nutzungsszenarien um nicht akzeptable Risiken auszuschalten).

1 EINLEITUNG

Die Toxikologische Expositions-Risiko-Quantifizierung (TERQ) wie sie von der HPC-Gruppe seit Jahren europaweit erfolgreich durchgeführt wird, dient der standortspezifischen Risikobewertung für das Schutzgut Mensch und erlaubt die Definition von Sanierungszielen für akzeptable Restrisiken unter Berücksichtigung der Vielstoffbetrachtung. Die Auswertungen und Berechnungen werden zielorganspezifisch durchgeführt. Ausgehend von vorhandenen Schadstoffkonzentrationen in verschiedenen Medien unter Berücksichtigung der standort- und nutzungs-spezifischen Charakteristika wird eine tägliche effektive Expositions-dosis (EED) [mg/kg/Tag] errechnet. Diese EED wird dann zur Berechnung des Gesundheitsrisikos getrennt für systemtoxische (nicht kanzerogene) und kanzerogene Substanzen herangezogen. Die Berechnung des Gesundheitsrisikos erfolgt durch die Verknüpfung der täglichen effektiven Expositions-dosis mit den toxikologischen Referenzwerten Unitäres Krebsrisiko (UKR) [mg/kg/Tag]¹ für kanzerogene Stoffe, und Akzeptable Tägliche Dosis (ATD) [mg/kg/Tag] für systemtoxische Stoffe. Die dabei zugrunde gelegten Referenzwerte entstammen den neuesten epidemiologischen Studien und werden laufend (in der Regel monatlich) aktualisiert.

Der Vergleich der errechneten Risiken mit den international und von der WHO festgelegten maximalen akzeptablen Risiken (z.B. Prüf- bzw. Maßnahmewerten nach deutschem BBodschG), erlaubt es zu entscheiden, ob eine schädliche Bodenverunreinigung vorliegt und ob ggf. Maßnahmen (Nutzungseinschränkung und/oder Sicherung und/oder Sanierung) zu ergreifen sind.

Allgemein wird international festgelegt, dass systemische Risiken (Nicht-Krebs-Risiken mit Dosis-Wirkungs-Schwelle) tolerierbar sind, wenn der ATD-Wert die [mg/kg/Tag] nicht überschritten wird, bzw. wenn der Risikoindex $RI = EED/ATD$ kleiner 1 ist.

Bei toxikologischen Risiken ohne Dosis-Wirkungs-Schwelle (Karzinogenität, Mutagenität und Teratogenität) wird allgemein ein maximales zusätzliches Populations-Krebsrisiko von $PKR = 10^{-5}$ (ein zusätzlicher Krebsfall pro 100.000 Personen) akzeptiert.

2 TERQ

Die von der HPC durchgeführte TERQ gliedert sich in 7 Arbeitsschritte, die im Folgenden kurz erläutert werden.

2.1 Phase 1: Definition der zu bewertenden Schadstoffe

In einem ersten Schritt muss ermittelt werden, welche Schadstoffe überhaupt für den zu bewertenden Standort von Bedeutung sind. Sollten diesbezüglich keine Informationen vorhanden sein, ist eine historische Recherche über die Nutzungsgeschichte der Liegenschaft durchzuführen. Zur Verifizierung der Ergebnisse (oder eventuell auch anstatt der historischen Recherche) sind zudem Erkundungsmaßnahmen inklusive chemischer Analytik durchzuführen. Eine exakte Kenntnis der vorhandenen Schadstoffe ist Basis für die Durchführung einer humantoxikologischen Gefährdungsabschätzung.

2.2 Phase 2: Definition der Expositionsszenarien: Nutzungscharakteristiken und Expositionsparameter

Für die Durchführung einer humantoxikologischen Risikobewertung ist es essentiell, die entsprechenden Nutzungscharakteristika am Standort und die damit einhergehenden relevanten Expositionspfade für orale, inhalative und dermale Aufnahme von Schadstoffen zu ermitteln. Je nach aktueller oder möglicher zukünftiger Nutzung werden Expositionsszenarien definiert. Die Wahl der Expositionsszenarien erfolgt stets projektspezifisch unter Berücksichtigung der jeweiligen Fragestellung. Beispiele für häufig auftretende Szenarien sind Wohngebiet mit Hausgarten, Wohngebiet mit Gemüsegarten, Kinderspielplatz, Gewerbegebiet, etc. – es können prinzipiell alle beliebigen Nutzungsszenarien angenommen und jeweils humantoxikologische Gefährdungsabschätzungen durchgeführt werden. Für jedes definierte Szenario werden sämtliche relevanten Expositionspfade ermittelt und für die weiteren Berechnungen berücksichtigt. Die nachfolgende Abb. zeigt als Beispiel ein konzeptionelles Schema eines Expositionsszenarios (Wohngebiet mit Hausgarten) mit den dafür typischen Expositionspfaden.

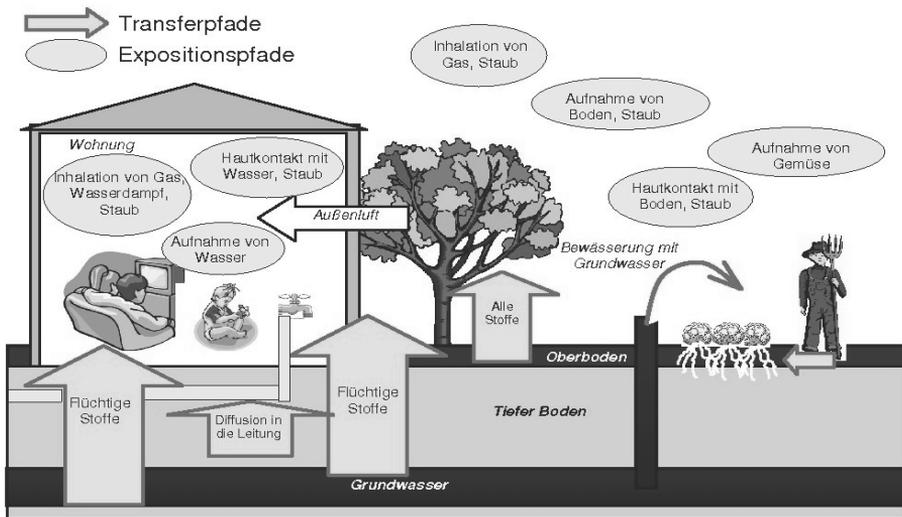


Abb. 1: Expositionspfade für das Nutzungsszenario Wohngebiet mit Gemüsegarten

2.3 Phase 3: Expositionsquantifizierung

Auf Basis der Schadstoffkonzentrationen in (Ober-)Boden, Grundwasser, Boden- und Umgebungsluft, Hausstaub und Nutzpflanzen wird unter Berücksichtigung der relevanten Transfer-

pfade für die definierten Nutzungsszenarien die tägliche effektive Expositionsdosis (EED) berechnet. Die tägliche effektive Dosis [mg/kg/Tag] wird pro Schadstoff, pro Expositionspfad und als Gesamtexposition angegeben. Die Gesamtexposition für jeden Stoff entspricht somit der Summe aus oraler, dermalen und inhalativer Exposition ($EED_{total} = EED_{oral} + EED_{derm} + EED_{inh}$). Berücksichtigt werden stets alle für das jeweilige Nutzungsszenario relevanten Expositionspfade. In Tab. 1 sind zur Veranschaulichung die möglichen Pfade für orale Aufnahme zusammengefasst.

Tab. 1: Mögliche Expositionspfade für orale Aufnahme

Medium	Expositionspfad – Aufnahme durch
Boden	„Ablecken“ von mit kontaminierter Erde verschmutzter Hände (vor allem Kinder) Schlucken von Staub aus dem kontaminierten Oberboden
Wasser	Trinken von kontaminiertem Leitungs- oder Grundwasser Verschlucken von kontaminiertem GW (Swimming-Pool, Gartendusche) Verschlucken von kontaminiertem Leitungswasser (Baden, Duschen)
Obst/Gemüse	Verzehr von kontaminiertem Obst/Gemüse Verzehr von ungewaschenem Obst/Gemüse, das mit kontaminiertem GW gegossen wurde Verzehr von ungewaschenem Obst/Gemüse, an dem kontaminierter Boden anhaftet

2.4 Phase 4: Expositionsrisiko-Quantifizierung

Für die Expositionsrisiko-Quantifizierung werden die ermittelten täglichen effektiven Expositionsdosen für Effekte mit Dosis-Wirkungs-Schwelle mit aktuellen toxikologischen Referenzwerten aus der Literatur verglichen. Für die Risikobewertung muss nach Schadstoffen mit Wirkung ab einer Dosischwelle (systemtoxisch) und Schadstoffen mit Wirkung ohne Dosischwelle (kanzerogen) unterschieden werden.

Das toxikologische Risiko systemtoxischer Stoffe lässt sich in Abhängigkeit der täglichen effektiven Expositionsdosis definieren. Die EED wird dabei für jede untersuchte Substanz durch die effektive akzeptable tägliche Dosis ATD (zum Beispiel die von der US-EPA definierte Bezugsdosis RfD oder dem deutschen TRD für 100% Resorption, etc.) dividiert. Das erzielte Ergebnis wird mit dem akzeptablen Risikoindex (RI) verglichen. Werte größer 1 bedeuten, dass nicht tolerable Risiken bestehen.

Für Stoffe mit einer Wirkung ohne Dosischwelle (krebserzeugend, mutagen, teratogen und in manchen Fällen neurotoxisch) wird die Beziehung zwischen Exposition und der Wahrscheinlichkeit einer Erkrankung berücksichtigt. Die Berechnung des Krebsrisikos erfolgt mittels UKR (z.B. U.S.-EPA.). Ein Überschreiten des Populations-Krebsrisikos (PKR) von 10^{-5} ist nicht akzeptabel. Dieser Wert bedeutet, dass bei lebenslanger Exposition ein zusätzlicher Krankheitsfall pro 100.000 Menschen auftritt.

Stoffe, die sowohl systemtoxisch als auch kanzerogen wirken werden in beiden Berechnungen berücksichtigt.

2.5 Phase 5: Quantifizierung der Varianzen

Diese Stufe der Risikoquantifizierung hat zum Ziel, zusätzliche Expositionsrisiko-berechnungen durchzuführen. Durch Variationen der verschiedenen Expositions-Parameter oder Integration neuer Parameter können zusätzliche Berechnungen der Risiken durchgeführt werden (Varianzen- bzw. Ungewissheits-Berechnung). Dabei kann es sich zusätzlich zu den wahrscheinlichsten Expositionsszenarien um realistische „Worst-Case“- und „Best-Case“-Szenarien handeln. Die Parameter, die im Rahmen der Varianzen-Ermittlung variiert werden können sind unter anderem: Toxizitäten der Schadstoffe (verschiedene Dosis-Wirkungsbeziehungswerte), Schadstoffkonzentrationen, Diffusionslängen von Kontaminanten, Analytische Unsicherheiten, Auswahl der Expositionsszenarien, Auswahl des Expositionsmodells, Zeit-Raum-Budgets, etc.

2.6 Phase 6: Definition von Sanierungszielen

Als Ergebnis einer TERQ können Sanierungszielwerte definiert werden, die für das jeweilige Nutzungsszenario (und die damit einhergehenden Expositionspfade) sicherstellen, dass bei Unterschreitung kein nicht tolerierbares Gesundheitsrisiko besteht. Die zulässigen maximalen Konzentrationen (ZMK) werden für alle betrachteten Stoffe (im Rahmen der aktuellen und eventuellen zukünftigen Nutzung des Standorts) nach den gleichen Grundsätzen berechnet, wie die Quantifizierung von Gesundheitsrisiken im Rahmen einer chronischen Exposition durchgeführt wird.

2.7 Phase 7: Risikomanagement

Treten an einem Standort nicht akzeptable Risiken auf, werden basierend auf standortspezifischen und nutzungsabhängigen TERQ-Sanierungszielen weitere Maßnahmen geplant (Nutzungseinschränkungen und/oder Sanierungs- und/oder Sicherungsmaßnahmen). Dadurch kann ein optimaler Erfolg gewährleistet werden. Die TERQ mit ihrer standortspezifischen Risikoschwelldensdefinition stellt somit ein probates Mittel für den Vollzug dar. Das Verfahren kann bereits an zahlreichen Standorten in verschiedenen Ländern (Deutschland, Frankreich, Schweden, Schweiz, Spanien, Italien, Belgien, U.S.A, Kanada, Russland und Israel) zur Anwendung.

3 VORTEILE EINER TERQ

- Völlige Transparenz bezüglich der verwendeten Parameter,
- Freie Wahl der Expositionsszenarien (aktuelle und auch zukünftige Szenarien möglich),
- Möglichkeit der Varianzenberechnung (z.B. Best Case, Worst Case, etc.),
- Realistische Bewertung der Gesundheitsrisiken (Vielstoffbetrachtung),
- Standortbezogene Gefährdungsabschätzung für die menschliche Gesundheit (durch Berücksichtigung nutzungs- und standortspezifischer Parameter),
- Definition von Sanierungszielwerten bzw. Festlegung von Nutzungseinschränkungen zur Verhinderung von Gesundheitsgefährdungen (dadurch Optimierung der Sanierungseffizienz),
- Kosteneffiziente Beseitigung nicht akzeptabler Gesundheitsrisiken,
- Steigerung des Wertes der Liegenschaft und
- Wissenschaftlich fundierter Beleg, dass für bestimmte Nutzungen keine nicht akzeptablen Risiken bestehen (von Bedeutung für den Kauf/Verkauf von kontaminierten Grundstücken).

LITERATUR

- Karg, F., Robin-Vigneron, L., Hintzen, U., Grauf, T. & Olk, C. (2006) TERQ (Toxikologische Expositionsrisiko-Quantifizierung). Die standortspezifische Gefährdungsbewertung und Sanierungszieldefinition unter Berücksichtigung der Vielstoffbetrachtung – Beispiel: Standort RAG-Rütgers Chemicals in Oberhausen: – Gefährschwellenmanagement im Vollzug. *Handbuch Altlastensanierung und Flächenmanagement* 11/2006.
- Karg, F. (2007) *Site investigations and Risk Assessment on Sites Polluted by Military Chemicals*. Congress Handbook INTERSOL 2007, 28/03/2007, Ivry-sur-Seine.
- Karg, F. & Hintzen, H. (2007) *Umweltchemie und gesundheitliche Risiken von toxischen Aminen und heterozyklischen Stickstoffverbindungen auf belasteten Standorten*. Altlastenspektrum Berlin 05/2007, 222 – 228.

Einsatz der Geoelektrik zur Untersuchung von Inhomogenitäten in Monodeponien

D. Sager

Montanuniversität Leoben, Institut für nachhaltige Abfallwirtschaft und Entsorgungstechnik, Leoben, Österreich

E. Niesner

Montanuniversität Leoben, Department für Angewandte Geowissenschaften und Geophysik/Lehrstuhl für Geophysik, Leoben, Österreich

KURZFASSUNG: Über Bohrungen kann ein sehr detaillierter eindimensionaler Aufschluss des Untergrundes erreicht werden. Diese bieten aber nur geringe Informationen über die flächenmäßige Ausdehnung von Inhomogenitäten innerhalb von Deponiekörpern. Zur Ermittlung der flächen- bzw. volumsmäßigen Ausdehnung dieser Zonen bieten geophysikalische Messungen eine Reihe von Möglichkeiten. In der vorliegenden Untersuchung kommt die Inhomogenität in Form einer mehrere [dm]-mächtigen salzreichen Schicht vor, die bereits durch Bohrungen dokumentiert ist. Da Anreicherungen von Salzen generell den elektrischen Widerstand verringern bzw. die Leitfähigkeit erhöhen, sind für die vorliegenden Untersuchungsziele geoelektrische Verfahren gut geeignet. Zur Anwendung kamen sowohl die Multielektroden-geoelektrik als auch elektromagnetische Messungen. Die Ziele waren einerseits die Erkundung der flächenmäßigen Ausdehnung dieses Salzhorizontes als auch der Vergleich der Ergebnisse mit Messungen in einem Deponiebereich in dem keine Ausbildung einer Inhomogenität bekannt ist.

1 EINLEITUNG

In einem Bauabschnitt der Monodeponie Waldering (Stadtwerke Rosenheim), die älteste Deponie für Müllverbrennungsrückstände in Bayern, wurde infolge von Bohrungen die Ausbildung einer Inhomogenität in Form eines Salzhorizontes dokumentiert. Im Rahmen diverser Arbeiten wurde dieser Salzhorizont bzgl. seiner Eigenschaften und Bildungsbedingungen genauer untersucht (Magel 2003, Heuss-Aßbichler 2004 und Sager et al. 2006). In einem weiteren Bauabschnitt wurde mit Bohrungen kein Salzhorizont angetroffen.

Ziel der vorliegenden Untersuchungen war es nun, Informationen über die flächenmäßige Ausdehnung dieses Salzhorizontes mittels geophysikalischer Messungen zu gewinnen. Eingesetzt wurden die Verfahren der Multielektrodengeoelektrik und der Elektromagnetik. Mit der Multielektrodengeoelektrik kann die räumliche Verteilung des elektrischen Widerstandes im Untergrund erfasst werden und damit die Ausdehnung der verschiedenen Zonen wie z.B. des Salzhorizontes – der sich durch ähnliche elektrische Widerstände abzeichnet – detailliert ermittelt werden. Kunststofffolien, wie sie im Deponiebau zur Abdichtung eingesetzt werden, sind elektrische Isolatoren, sodass mit dieser Methode, die mit einem direkt eingespeisten Strom arbeitet, keine Informationen unterhalb dieser Folien erhalten werden können. Da aber auch die Widerstandsverteilung unterhalb von Folien interessant ist, wurde für diese Fälle das elektromagnetische Verfahren zur Widerstandsmessung verwendet. Bei diesem Verfahren wird der Messstrom über ein elektromagnetisches Feld in den Untergrund eingekoppelt, sodass die Folie in diesem Fall kein Hindernis für die Messungen darstellt.

Insgesamt wurden vier Multielektrodengeoelektrikprofile in zwei verschiedenen Bauabschnitten gemessen – zwei Profile mit jeweils 130 Messelektroden und zwei Profile mit 70 Messelektroden mit einem Elektrodenabstand von 1,5 m sowie zwei Elektromagnetikprofile mit 50 m Länge und einem Punktabstand von 2 m. Die Ergebnisse dieser Messungen im Bauabschnitt mit Salzhorizont sowie im zweiten Bauabschnitt ohne Inhomogenität wurden verglichen, um die charakteristischen Parameter dieses Salzhorizontes zu ermitteln. Der Salzhorizont konnte mit diesen Messungen gut erfasst werden.

2 ALLGEMEINE INFORMATIONEN ÜBER DIE MONODEPONIE WALDERING

Auf der Monodeponie Waldering wurden im Rahmen eines Versuchsvorhabens seit 1976 bis zum Dezember 2004 Rauchgasreinigungsrückstände und Müllverbrennungsschlacken deponiert. Stoffbilanzen für den Bauabschnitt BA1 haben gezeigt, dass trotz der hohen Salz- und Schwermetallgehalte dieser Reststoffe mit dem Sickerwasser erheblich geringere Salz- und Schwermetallkonzentrationen ausgetragen wurden als erwartet. Im Gegensatz zu einem weiteren Bauabschnitt BA2 können hier Emissionsgrenzwerte problemlos eingehalten werden. Die Stadtwerke Rosenheim haben daraufhin eine Untersuchung gestartet und in den Jahren 1995 und 2000 in diesem Bauabschnitt (BA1) sowie 1995 im Bauabschnitt BA2 jeweils eine Bohrung durchgeführt und miteinander verglichen. Im Gegensatz zum BA2 wurde im BA1 in einer Tiefe von sieben Metern eine mehrere [dm]-mächtige sehr salzreiche Schicht als Inhomogenität erbohrt. Dieser Salzhorizont besteht im Wesentlichen aus den Mineralphasen Halit (NaCl) und Sylvin (KCl), aber auch aus schwerlöslichen Schwermetallsalzen. Aus den Deponiejahrbüchern konnte entnommen werden, dass etwa in der Höhe der jetzt vorliegenden Salzschrift während einer längeren Zeitperiode keine mineralischen Reststoffe deponiert wurden und dieser Deponiebereich als Zufahrtsweg für die Anlieferung genutzt wurde. Es ist somit anzunehmen, dass diese Auflast lokal eine Änderung der Durchlässigkeit bewirkte. Die großen Anteile der leicht löslichen Salzphasen sind Beleg für Ausfällungsprozesse, hervorgerufen durch die Verringerung der Durchlässigkeit, während der Deponierungsphase (Heuss-Abbichler 2004).

3 MESSPRINZIP DER EINGESETZTEN VERFAHREN

3.1 *Multielektrodengeoelektrik*

Das eingesetzte geoelektrische Messsystem (4PI-HP der Firma Lippmann, Deutschland) ist ein System mit intelligenten, automatisch schaltbaren Elektroden. Für die vorliegenden Messungen, durchgeführt durch die Firma KNGeoelektrik und StudentInnen der Montanuniversität, standen 130 Elektroden zur Verfügung. Für eine Einzelmessung sind jeweils 4 Elektroden der Elektrodenkette notwendig und aktiv. Über zwei Elektroden wird der Strom in den Untergrund eingeleitet und zwischen zwei weiteren Messelektroden die elektrische Spannung gemessen. Aus der Stromstärke, der gemessenen Spannung und den jeweiligen Elektrodenabständen lässt sich der scheinbare spezifische elektrische Widerstand ermitteln und daraus können die wahren spezifischen elektrischen Widerstände des Untergrundes berechnet werden. Es wurde ein spezielles hochauflösendes Inversionsverfahren eingesetzt (Niesner 1990 und 1996). Die verschiedenen notwendigen Elektrodenkombinationen können elektronisch aktiviert, die Messung gestartet und die Messwerte gespeichert werden. Bei entsprechender Wahl der Elektrodenkombinationen kann damit ein geoelektrischer Widerstands-Tiefenschnitt entlang des Profils gemessen werden. Der optimale Abstand zwischen den Elektroden wird durch die jeweilige Messaufgabe bestimmt. Für die gegenständlichen Detailuntersuchungen wurde ein Elektrodenabstand von 1,5 m verwendet. Damit ergibt sich bei 130 einsetzbaren Elektroden eine Profillänge von 193,5 m (Profil G1001 u.-2) bzw. bei 70 Elektroden eine Profillänge von 103,5 m (G1003 u.-4).

3.2 *Elektromagnetik*

Mittels des Elektromagnetikverfahrens lässt sich ebenfalls die elektrische Leitfähigkeit bzw. der Widerstand des Untergrundes messen, wobei bei diesem Messverfahren der Messstrom induktiv in den Untergrund eingekoppelt wird. Am Messgerät sind Sende- und Empfängerspulen angebracht, mit denen das elektromagnetische Feld erzeugt und registriert wird. Bei diesem System ist kein direkter Kontakt mit dem Boden notwendig und es lässt sich die Leitfähigkeit von Schichten bestimmen, die unter hochohmigen Materialien (z.B. Abdichtfolien) liegen. Die Eindringtiefe ist von dem Abstand zwischen Sender- und Empfängerspule und der verwendeten Messfrequenz abhängig. Bei den nachfolgend gezeigten Messungen wurde ein Messsystem der kanadischen Firma Geonics mit der Typenbezeichnung EM31 eingesetzt. Mit diesem Gerät wurde im „vertikalen“ Modus gemessen, wodurch sich eine maximale Eindringtiefe von etwa 6 m ergeben hat.

4 MESSERGEBNISSE

4.1 Messergebnisse Multielektrodengeoelektrik

4.1.1 Ergebnisse Bauabschnitt BA1

Dieser Bauabschnitt ist an der Basis lediglich mit einer mineralischen Dichtung versehen. Etwa in der Mitte des Multielektroden-Geoelektrikprofils G1001 (Profilmeter 86) liegen die beiden Bohrungen, die den Salzhorizont durchteuften. Das Ergebnis dieser Messung ist in der Abb. 1A als Widerstandstiefenprofil dargestellt. Diese Darstellung zeigt einen zweidimensionalen Tiefenschnitt, d.h. die Änderungen des spezifischen elektrischen Widerstandes entlang des Profils in Abhängigkeit von der Tiefe. In diesem Bauabschnitt wurden Widerstände der verfüllten Reststoffe bis 150 Ohm gemessen. In dieser Widerstandstiefensektion ist auch ein niederohmiger Horizont (25 Ohm) bei einer mittleren Tiefe von 7 m erkennbar, der mit dem Salzhorizont korreliert (vgl. vertikales Profil der Leitfähigkeitsverteilung in Abb. 1A).

Auffallend ist, dass dieser Horizont nach den Ergebnissen der Geoelektrik ab Profilmeter 90 deutlich seichter liegt. Der Salzhorizont ist daher, nach den Ergebnissen der Geoelektrik, in diesem Bereich wahrscheinlich in geringerer Tiefe anzutreffen. Möglicherweise ist aber auch bereichsweise ein Salzhorizont in geringeren Tiefen ausgebildet. Um auch die dritte Dimension zu erfassen, wurde daher ein zusätzliches etwas kürzeres Profil (G1003) schleifend auf das Profil G1001 gemessen. Auch auf diesem Profil wurde der seichter liegende Teil des Horizontes erfasst.

4.1.2 Ergebnisse Bauabschnitt BA2

In diesem Bauabschnitt ist aus der Bohrung 1995 kein Salzhorizont bekannt. Dieser Bauabschnitt ist an der Basis zusätzlich mit einer Kunststoffolie abgedichtet. Das Widerstandstiefenprofil G1002 zeigt die Abb. 1B. Deutlich tritt auf diesem Profil eine ausgeprägte niederohmige Zone hervor, wobei die minimalen Widerstände deutlich niedriger sind (unter 10 Ohmm) als bei dem Salzhorizont (25 Ohmm) am Profil G1001. Auch am zweiten Profil in diesem Bauabschnitt ist diese sehr niederohmige Zone erkennbar und zudem eine hochohmige Zone am Profilende, bedingt durch die abschirmende Wirkung der Folie. Da kein Gleichstrom die Folie durchdringen kann, zeigt das Widerstandstiefenprofil einen scheinbar hochohmigen Bereich unter der Folie. Erst am Profilende, wenn alle vier aktiven Elektroden außerhalb der Folie sind, zeigt das Profil wieder echte Untergrundwiderstände.

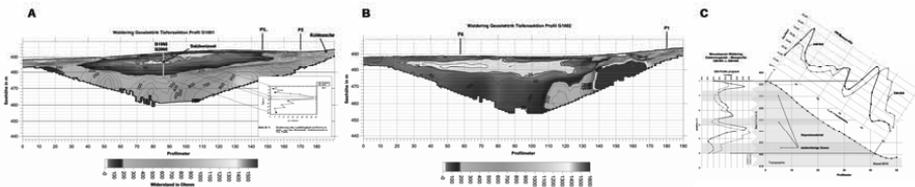


Abb. 1 (A-C): A (links) Widerstandstiefenprofil G1001 im Bauabschnitt BA1 mit der Lage der beiden Bohrungen von 1995 und 2000 und der Leitfähigkeitsverteilung in Eluaten aus Bohrproben vom Jahr 2000 (Sager 2006). B (Mitte) Widerstandstiefenprofil G1002 im Bauabschnitt BA2. C (rechts) Ergebnisse der beiden elektromagnetischen Messungen an der Böschung der Deponie (BA1)

4.2 Messergebnisse Elektromagnetik

An der Böschung des Bauabschnitts BA1 zum Bauabschnitt BA2 wurden zwei elektromagnetische Profile (EM1001 und EM1002) gemessen. Diese Böschung war durch eine Folie mit einer geringmächtigen Kiesauflage abgedeckt. Um sicherzustellen, dass die Leitfähigkeitsänderungen repräsentativ sind, wurden zwei Parallelprofile im Abstand von ca. 10 m gemessen. Beide Profile zeigen einen ähnlichen Verlauf, dieser zeigt eine flache Lagerung, d.h. die horizontalen Änderungen sind gering und somit können mittels der Elektromagnetik (EM) die Änderungen der Leitfähigkeiten in den einzelnen Schichten – ähnlich einer schrägen Bohrung – erfasst werden.

Die Messergebnisse zu den Parallelprofilen EM1001 und EM1002 und deren Projektionen in die Vertikale sind in der Abb. 1C dargestellt. Deutlich zu erkennen sind drei niederohmige Zonen. Der mittlere Horizont korreliert mit dem in Voruntersuchungen festgestellten Salzhorizont. Die auf den EM Profilen gemessene seichter liegende niederohmige Anomalie bei ca. 2 m Tiefe ist ein weiteres Indiz für einen seichter liegenden Salzhorizont bzw. für einen weiteren Salzhorizont in geringeren Tiefen (vergleichbar mit Ergebnissen aus Kapitel 4.1.1).

5 ZUSAMMENFASSUNG UND DISKUSSION

Der Salzhorizont kann über die geoelektrischen Messungen im BA1 festgestellt werden und korreliert auch mit bereits veröffentlichten Ergebnissen aus den Voruntersuchungen im Rahmen von Bohrkampagnen auf der Monodeponie. Dies ist ein wesentlicher Hinweis darauf, dass der Salzhorizont nunmehr seit 10 Jahren stabil ist und damit die Filterwirkung in Bezug auf Schwermetalle und die geringe Belastung im Sickerwasser erklärbar sind. Weiters ist basierend auf den geophysikalischen Messungen auch die Ausdehnung dieses Salzhorizontes erkennbar. Sehr interessant ist die Beobachtung, dass der Salzhorizont gegen das Profilende seichter liegt bzw. die Möglichkeit, dass bereichsweise auch ein Salzhorizont in geringeren Tiefen ausgebildet ist. Hierzu müssen in weiterer Folge Untersuchungen durchgeführt werden, um eine eindeutige Erklärung bieten zu können. Die Unterschiede der Ionenkonzentrationen in den Deponiesickerwässern zwischen den Bauabschnitten BA1 und BA2 lassen sich derzeit noch nicht eindeutig begründen. Im BA1 liegen für den Salzhorizont ca. 25 Ohm an Widerstand vor und im BA2 deutlich niedrigere Widerstände (höhere Leitfähigkeiten). Da der Ladungstransport in Sedimenten bzw. auch in den Reststoffen innerhalb der Deponie über Ionen erfolgt, deuten die niedrigen Widerstände auf eine höhere Ionenkonzentration in diesem Bereich hin.

6 SCHLUSSFOLGERUNG

Mit den geoelektrischen und elektromagnetischen Untersuchungen können Inhomogenitätsbereiche in Monodeponien erkannt werden und der gemessene elektrische Widerstand bzw. die Leitfähigkeit erlauben Rückschlüsse auf die Eigenschaften dieser Zonen. Diese Messungen stellen eine Momentaufnahme des Zustandes einer Deponie dar, werden diese Messungen aber in einem zeitlichen Abstand wiederholt, können auch Änderungen, die sich z.B. durch chemische Umwandlungen ergeben, verfolgt bzw. auch die Auswirkungen von Baumaßnahmen während des Betriebs einer Deponie erfasst werden.

LITERATUR

- Heuss-Aßbichler, S. (2004) Salt Horizons – as Heavy Metal Barriers within the Monofill for MSWI Residues. *Applied Mineralogy*, Pecchio et al. (eds.) 2004 ICAM-Br, Sao Paulo, 431 – 434.
- Magel, G. (2003) Mineralogische und chemische Untersuchungen zur abiotischen Wasserstoffentwicklung in Müllverbrennungsrückständen. *Dissertation, Ludwig-Maximilians-Universität München*. Herbert Utz Verlag GmbH, 182 S.
- Niesner, E. (1990) Neue Methode zur Auswertung geoelektrischer Messungen. *50. Jahrestagung der Deutschen Geophysikalischen Gesellschaft*, Leoben, Österreich.
- Niesner, E. (1996) Verbesserte Pseudo 2d Inversionsmethode zur Auswertung von Multielektroden – Geoelektrikmessungen mit Anwendungsbeispielen. *5. Arbeitsseminar „Hochauflösende Geoelektrik“*, Bucha, Deutschland.
- Sager, D., Heuss-Aßbichler, S. & Heindl, A. (2006) Transport leichtlöslicher Salze in Monodeponien für MV-Rückstände. Abfallforschungstage 2006 – Abfalltagung mit wissenschaftlichem Schwerpunkt, Kühle-Weidemeier, M. (Hrsg.), Cuvillier Verlag, Göttingen, 257 – 271.

Design von Abdeckschichten zur Unterstützung der In-Situ-Aerobisierung

M. Hrad & M. Huber-Humer

BOKU Universität Wien, Institute für Abfallwirtschaft, Wien, Österreich

B. Wimmer

AIT Austrian Institute of Technology, Seibersdorf, Österreich

KURZFASSUNG: Mit Hilfe von Großlysimeterversuchen am Standort Seibersdorf (AIT Austrian Institute of Technology) wird der Frage nachgegangen, ob das Verfahren der In-Situ-Aerobisierung durch das flächige Aufbringen von geeigneten Abdeckschichten, die gleichzeitig als Methanoxidations- und Wasserhaushaltsschicht dienen, effizienter gestaltet werden kann. Die Abdeckschichten, bestehend aus unterschiedlichen Kompost- und Erdmaterialien, wurden gemeinsam mit einer Gasverteilungsschicht in die Lysimeter eingebaut. Frischer Hausmüll unterhalb der Abdeckschichten soll für eine ausreichende Methangasbildung garantieren. Die Lysimeterversuche sind noch nicht abgeschlossen. Erste Ergebnisse der passiven Abdeckschichten (vor der Belüftung) zeigen, dass die Abdeckschicht aus reifem Klärschlammkompost ein optimales Feuchte- und Temperaturmilieu für methanotrophe Bakterien während des gesamten Untersuchungszeitraumes geboten hat. Auch die Voruntersuchungen unter Laborbedingungen bestätigen, dass das zuvor genannte Kompostmaterial am besten für die Methanoxidation geeignet ist.

1 EINLEITUNG

Deponien und Altablagerungen gehören weltweit zu den bedeutendsten Quellen anthropog bedingter Methanemissionen. Mit der In-Situ-Aerobisierung (Niederdruckbelüftung) von Deponien und Altablagerungen können klimaschädliche Methanemissionen von abgelagerten Abfällen mit hohem organischen Anteil nachhaltig und kontrolliert vermindert werden. Um den Einsatz der Niederdruckbelüftung noch effizienter zu gestalten, wird das flächige Aufbringen von Abdeckschichten, die gleichzeitig als Methanoxidations- und Wasserhaushaltsschicht dienen, diskutiert. Im Rahmen des Forschungsprojektes „Nutzraum“ („Innovative In-Situ-Methoden zur Sanierung von Altablagerungen und kontaminierten Standorten“) wird u.a. untersucht, ob Entgasungsbrunnen sowie zur Abluftreinigung erforderliche Biofilter bei der In-Situ-Aerobisierung durch die zuvor angesprochenen Abdeckschichten eventuell eingespart werden können. Durch die zusätzliche Forcierung der mikrobiellen Oxidation von Methan einerseits, sowie der Verringerung einer Sickerwasserbelastung andererseits, könnte somit die In-Situ-Aerobisierung kostengünstiger gestaltet werden. Es werden verschiedene Anforderungen an eine geeignete Abdeckschicht gestellt. So muss diese ausreichend dicht sein, um die Luftausbreitung im Deponiekörper zu ermöglichen, gleichzeitig jedoch genügend Durchlässigkeit mit sich bringen, um die mikrobielle Methanoxidation nicht zu behindern. Eine zusätzliche Anforderung bedingt eine hohe Wasserspeicherkapazität, um das Niederschlagswasser für die Evapotranspiration zurückzuhalten, und somit die Infiltration in den Deponiekörper und die daraus resultierende Sickerwasserbildung zu unterbinden. Weiters ist auch ein gewisses Feuchtemilieu für einen effizienten mikrobiellen Ab- und Umbau während der In-Situ-Aerobisierung erforderlich.

2 MATERIAL UND METHODEN

Mit Hilfe von Großlysimeterversuchen am Standort Seibersdorf (AIT Austrian Institute of Technology) werden unterschiedliche Abdeckschichten vor und während der Belüftung unter Freilandbedingungen systematisch verglichen. Die insgesamt vier Lysimeter sind in einem

überschütteten Bauwerk aus Stahlbeton mit einem Kellerniveau 1,2 m unter dem Umgebungsniveau integriert. Die Befüllung der 4 m² großen und 3 m tiefen Kammern erfolgte im Februar 2008, wobei die folgenden vier Varianten ausgeführt wurden:

- Lysimeter A: 100 cm Klärschlammkompost + 20 cm Kies Kantkorn + 150 cm Hausmüll + 20 cm Drainagekies.
- Lysimeter B: 2 cm Oberboden + 48 cm Sand + 50 cm Sand-Kompost Mischung (60/40% v/v) + 20 cm Kies Kantkorn + 150 cm Hausmüll + 20 cm Drainagekies.
- Lysimeter C: 50 cm Oberboden + 50 cm Unterboden + 20 cm Kies Kantkorn + 150 cm Hausmüll + 20 cm Drainagekies.
- Lysimeter D: 10 cm Oberboden + 40 cm Unterboden + 20 cm Kies Kantkorn + 150 cm Hausmüll + 20 cm Drainagekies.

Im Rahmen von Voruntersuchungen wurden die unterschiedlichen Substrate in Laborversuchen auf die prinzipielle Eignung als Abdecksubstrat (Gasdurchlässigkeit bei unterschiedlichen Wassergehalten, Wasserhaltekapazität) und deren Methanoxidationskapazität getestet. Diese Untersuchungen wurden am Institut für Abfallwirtschaft (ABF-BOKU) bzw. am AIT Austrian Institute of Technology Seibersdorf durchgeführt. Bei dem in das Altlastenlysimeter eingebrachte Abfallmaterial handelte es sich um 80 mm abgesiebten Hausmüll einer nahegelegenen MBA-Anlage. Um eine ausreichende Methangasbildung zu garantieren, wurde dieses nur mechanisch vorbehandelt. Für die In-Situ-Aerobisierung des Müllkörpers wurde in der Mitte jeder Kammer jeweils ein Belüftungsrohr bis ca. 20 cm über die Abfallschichtunterkante integriert. Um eine hohe Evapotranspirationsleistung zu erhalten, wurde die Bepflanzung der Kammeroberfläche auf das jeweilige Abdecksubstrat abgestimmt. Die Eignung der Abdeckschichten, bezogen auf den Gashaushalt vor und während der In-Situ-Aerobisierung, werden durch ein umfassendes Monitoringprogramm vom ABF-BOKU untersucht. Die Lysimeterversuche selbst sind noch nicht abgeschlossen. Die Oxidationsleistung der passiven Abdeckschichten (vor der Belüftung) wurde anhand von Gaskonzentrations- und Temperaturprofilen sowie mithilfe von Haubenmessungen und oberflächennahen FID-Vermessungen bestimmt. Darüber hinaus wurde an ausgewählten Messtagen die Oxidationsleistung basierend auf der Methode der Isotopenfraktionierung quantifiziert. Die zum Einsatz gekommene Messhaube wurde eigens für dieses Projekt konstruiert und beruht auf dem Prinzip der geschlossenen, dynamischen Kammermethode. Die Schwierigkeit bestand darin, die bestehende Belüftungslanze (D = 6 cm) in das Design der Messeinrichtung zu integrieren, um die gesamte Lysimeteroberfläche (4 m²) abzudecken und dabei die Messungen nicht zu beeinträchtigen. Die Eignung des Messsystems wurde für bekannte Methan- und Kohlendioxidströme zuvor im Labor validiert.

3 ERGEBNISSE UND SCHLUSSFOLGERUNG

Aus den Ergebnissen geht hervor, dass nur bei mineralischen Abdeckschichten (Lysimeter C und D) Methanemissionen nachgewiesen werden konnten, wohingegen bei Abdeckschichten aus reifem Klärschlammkompost bzw. einer Sand-Kompost-Mischung (Lysimeter A und B) keine Methanaustritte detektiert wurden. Die Abdeckschichten wurden direkt mit Deponiegas aus den darunter liegenden Abfallkörpern versorgt, wodurch eine Kontrolle der Methanfracht nicht möglich war. Des Weiteren ist zu beachten, dass die Methanbildung in den Abfallschichten sehr unterschiedlich verlief und es zu keiner einheitlichen Gasbildung in den Lysimetern A, B, C und D kam. Die Isotopenfraktionierung sowie die Gaskonzentrations- und Temperaturprofile von Lysimeter A und B weisen darauf hin, dass ein Großteil der Methanfracht bereits in der Gasverteilungsschicht und im Abfall selbst reduziert wurde. Die Abdeckschicht aus Klärschlammkompost in Lysimeter A zeigte aber grundsätzlich vielversprechende Ergebnisse im Bezug auf die Umgebungsbedingungen für methanotrophe Bakterien. Im Vergleich zu den anderen Abdeckschichten konnte im Klärschlammkompost während des gesamten Untersuchungszeitraumes ein optimales Feuchte- und Temperaturmilieu für die Methanoxidation gehalten werden. Die Laboruntersuchungen bestätigen, dass der reife, gut strukturierte Klärschlammkompost am besten für die Methanoxidation geeignet ist. Ein nahezu vollständiger Methanabbau wurde bei einer Methanbelastung bis zu 350 Liter CH₄/m²d erzielt.

Rotteballendeponie Pill – Altlastensanierung mittels In-Situ-Belüftung

H. Passer

Passer & Partner ZT GmbH, Innsbruck, Österreich

H. Kraiger & K. Finsterwalder

GWU Geologie – Wasser – Umwelt GmbH, Salzburg, Österreich & Finsterwalder Umwelttechnik GmbH & CoKG, Bernau-Hittenkirchen, Deutschland

KURZFASSUNG: Die 1993 als Altlast ausgewiesene Rotteballendeponie Pill, Tirol, Österreich, wird erstmals großflächig mittels In-Situ-Aerobisierung saniert. Auf rund 31 ha lagern rund 1,0 Mio. m³ Haus- und Gewerbeabfälle, welche in den Jahren 1973 bis 1990 vor der Einlagerung einem Rotteprozess ausgesetzt wurden. Nach mehreren Jahren intensiver Erkundung, Variantenstudien, Diskussionen und einem mehrmonatigen Vorversuch wurde 2007 ein Projekt zur In-Situ-Belüftung des westlichen Altlastenbereichs eingereicht und bewilligt. Bei der Betrachtung der Emissionsauswirkungen der Deponie auf die Umwelt wurde vordergründig nur die Belastung von Ammonium im Grundwasser herangezogen. Als Sanierungszielwert wurde für Ammonium eine Größenordnung von 2 – 3 mg/Liter und eine Reduktion der Ammoniumfracht von rund 75% festgelegt. Seit Dezember 2009 werden 216 Belüftungsbrunnen über 4 Kompressorstationen, in denen Luftzufuhr und Deponiegasmessungen vollständig automatisiert gesteuert werden, belüftet. Eine zumindest 7-jährige Belüftungsdauer ist vorgesehen. Die Beweissicherung der Sanierung erfolgt mittels Grundwasserbeprobungen, Deponiegasabsaugversuchen und Abfalluntersuchungen.

1 EINLEITUNG

Die „Rotteballendeponie Pill“, eine ca. 31 ha große Ablagerung von vorrangig vorgerottetem Hausmüll, befindet sich in den Gemeinden Pill und Weer im Bezirk Schwaz, Tirol. Die Fläche liegt südlich des Inn am orografisch rechten Ufer und wird im Süden von der Landesstraße B171 zwischen Pill – Weer begrenzt.

Die bereits 1993 als Altlast ausgewiesene Deponie mit der Prioritätenklasse 2 kann räumlich aufgrund unterschiedlicher Schüttzeiten in einen rund 12 ha großen, älteren Ostteil und einen etwa 19 ha großen jüngeren Westteil unterteilt werden. Auf Basis der durchgeführten Erkundungs- und Vermessungsarbeiten ergab sich für die Deponie Pill ein Gesamtvolumen von 994.000 m³, davon sind rund 813.200 m³ als Hausmüll inkl. Gewerbemüll anzusehen. Die restliche Menge im Ausmaß von rund 180.800 m³ ist als Bauschutt bzw. Aushubmaterial anzusprechen.

Der Betrieb der einstigen Rotteballendeponie wurde Mitte des Jahres 1973 aufgenommen und etwa Mitte des Jahres 1990 eingestellt. Nach vielen Jahren der rechtlichen Diskussion wurde 2004 entschieden, Sanierungsmaßnahmen in Angriff zu nehmen. Auf Basis einer auf den Ergebnissen der Voruntersuchungen aufbauenden Gefährdungsabschätzung des Umweltbundesamtes konnte eine Beschränkung von Sanierungsmaßnahmen auf den jüngeren Westteil der Altlast begründet werden.

2 GEOLOGISCHER ÜBERBLICK

Im Untergrund stehen hauptsächlich fluviatile Lockersedimente (sandige Kiese) an, gegen den südlichen Talrand zu sind aufgrund des Eintretens mehrerer Wildbäche in den Talboden, Schwemmfächer ausgebildet.

Die im Talboden anstehenden kiesigen Sedimente zeigen generell einen relativ homogenen Aufbau mit unterschiedlichen Anteilen an steinigigen bzw. sandigen Komponenten. In die Kiese

sind wiederholt sandige Lagen eingebettet. Die Mächtigkeit dieser gut wasserdurchlässigen Kiese (Durchlässigkeitsbeiwerte etwa 10^{-3} m/s) beträgt am südlichen Rand der Altlast etwa 20 m und steigt nach Norden zur Mitte des Inntales auf rund 60 – 70 m an. Unterhalb der kiesigen Schichten sind Schichtfolgen sandiger Sedimente mit steigenden Feinstkornanteilen (Schluff, Ton) anzutreffen. Bis in eine Tiefe von rund 70 m bestehen keine durchgehenden wasserstauenden Schichten. Über tiefer liegende Gesteinsschichten liegen z.Z. keine Unterlagen vor. Aufgrund der Ergebnisse großräumiger Untersuchungen wird erwartet, dass das Innthal sehr stark übertieft und die Sedimentfüllung teilweise mehr als 1.000 m mächtig ist.

Der Grundwasserspiegel befindet sich im Bereich der Deponie in Tiefen von etwa 5 – 11 m unter der Geländeoberfläche. Das Grundwasser strömt grundsätzlich talbegleitend von Südwesten nach Nordosten in spitzem Winkel zum Inn. Das Grundwasser im unmittelbaren Umfeld wird nicht genutzt. Nördlich des Inns befindet sich in etwa 3 km Entfernung grundwasserstromabwärts ein Trinkwasserbrunnen.

3 VORBEHANDLUNG

Der Abfall in Pill wurde generell vor Einlagerung einem Rotteprozess von 4 – 6 Monaten ausgesetzt. Zu unterscheiden sind dabei jener zeitliche Bereich, wo noch Rottemieten aufgesetzt wurden, das war in der Zeit von 1973 bis 1980, und die später mit dem so genannten Rotteballenverfahren durchgeführte Betriebsweise, welche ab 1980 bis 1990 ablief. Beiden Betriebsweisen ist gemein, dass es durch die Zerkleinerung des Mülls in der Prallmühle und die Befeuchtung des Mülls durch Sickerwasser zu einem raschen Anspringen des Rotteprozesses während der Rottebehandlung mit allen bekannten Nebenwirkungen (Geruchsemission, etc.) gekommen war. Gemessene Abbauraten von bis zu 85% CSB-Abbau wurden in den Rottemieten nachgewiesen.

Diese Vorbehandlung des Abfalls in Pill trug wesentlich dazu bei, dass der weitergehende Abbau in der nachfolgenden anaeroben Ablagerung entscheidend schneller verlaufen musste, als es vergleichsweise bei unvorbehandeltem Abfall der Fall sein kann. So entwickelte sich ein wesentlicher biologischer Vorabbau, der in diversen Untersuchungen nachvollzogen wurde.

4 SANIERUNGSMASSNAHMEN

Das Lösungskonzept für die Sanierung der Altlast sieht eine vollflächige In-Situ-Aerobisierung der Altlastablagerungen im Bereich West vor. Die Aerobisierung des Abfalles soll durch Einbringen von Umgebungsluft in den Porenraum unterhalb des Abfallkörpers bewirkt werden. Durch diese Belüftung wird das Risikopotential an Ammonium in der Deponie im Wege der Oxidation zu Nitrat verringert. Neben der gewünschten Oxidation von Ammonium wird auch organischer Kohlenstoff oxidiert und in Kohlendioxid umgesetzt, welches zusammen mit dem Luftstickstoff gasförmig ausgetragen wird.

Die Beschränkung auf den Schadstoff Ammonium erfolgte aufgrund der Ergebnisse der Voruntersuchungen nach Diskussion mit dem Umweltbundesamt. Die Belüftung der Deponie Pill ist wegen der sehr geringen Abfallstärke von im Mittel 3,0 m mit einer direkten Belüftung des Abfallkörpers nicht realisierbar. Deshalb wurde ein eigenes, neues Konzept entwickelt, das folgende Merkmale aufweist:

- Die Belüftungsbrunnen werden 3m unter die Deponiesohle bis in den Grundwasserleiter geführt.
- Nur die untersten 3m sind verfiltert, der übrige Bereich verdämmt. Die Luft wird also in die ungesättigte Bodenzone unter der Deponie gedrückt, die als Luftverteilungszone fungiert. Da der Deponiekörper eine kleinere Durchlässigkeit als der Grundwasserleiter aufweist, bildet sich ein Druckkissen aus, von dem die Luft durch die Deponie abströmt. Der sich ausbildende Überdruck kann Beträge von einigen mbar bis zu 400 mbar erreichen und verhindert zuverlässig einen Anstieg des Grundwassers in den Abfallkörper.
- Der Abstand der Brunnen wurde mit ca. 30 m gewählt.
- Jeder Brunnen wird mit der gleichen Menge Luft versorgt.

Mit dieser Anordnung erreicht man, dass auch das in die ungesättigte Bodenzone eintretende, mit Ammonium belastete, Sickerwasser aus der Deponie nitrifiziert wird und sich dieser Vorgang im Deponiekörper fortsetzt. Um die unterschiedlichen Durchlässigkeiten von Boden und Deponiekörper beim Belüftungsverfahren zu berücksichtigen, wird jeder Brunnen mit einer festgelegten Luftmenge, unabhängig vom Gegendruck im Brunnen, versorgt.

Die Überwachung des Sanierungsverlaufs und die Erfolgskontrolle werden durch Vornahme geeigneter begleitender Untersuchungen sichergestellt.

4.1 *Belüftungsvorversuch – 6 Monate Betrieb*

Das System der Belüftung von Abfällen und der o.a. Umwandlungsprozesse wie auch die prinzipielle Machbarkeit waren als bekannt und funktionstauglich anzusehen. Für die reale Umsetzung wurde zwecks Optimierung des Konzeptes, zur Überprüfung der Funktionsweise und des Zusammenspiels der einzelnen Anlagen-, Steuerungs- und Überwachungseinrichtungen, insbesondere auch im Winterbetrieb, ein 6-monatiger Belüftungsvorversuch durchgeführt.

Die Ergebnisse waren äußerst positiv und führten zu zahlreichen Verbesserungen für die Errichtung und den Betrieb der vollflächigen Belüftung.

4.2 *Vollflächige Belüftung*

Nach Abschluss und Auswertung der Daten aus dem Belüftungsvorversuch erfolgte 2009 eine flächige Umsetzung der Belüftungsmaßnahmen. Dabei erfolgte insgesamt die Errichtung von 216 Belüftungsbrunnen in Verbindung mit 4 Kompressorstationen. Die Brunnen wurden in einem Raster von etwa 30 m gesetzt.

Sämtliche Anlagenteile mit Ausnahme der 4 in Containern situierten Kompressorstationen sind unterflur situiert, sodass eine ungestörte Nutzung des Areals zu landwirtschaftlichen Zwecken weiterhin möglich sein wird.

Nach Errichtung und Inbetriebnahme der Anlage ist eine Belüftung über einen mindestens 7-jährigen Zeitraum vorgesehen. Als Sanierungszielwert wurden für den Parameter Ammonium Gehalte zwischen 2 – 3 mg/Liter bzw. eine Reduktion der Ammoniumfracht von rd. 75% vorgegeben.

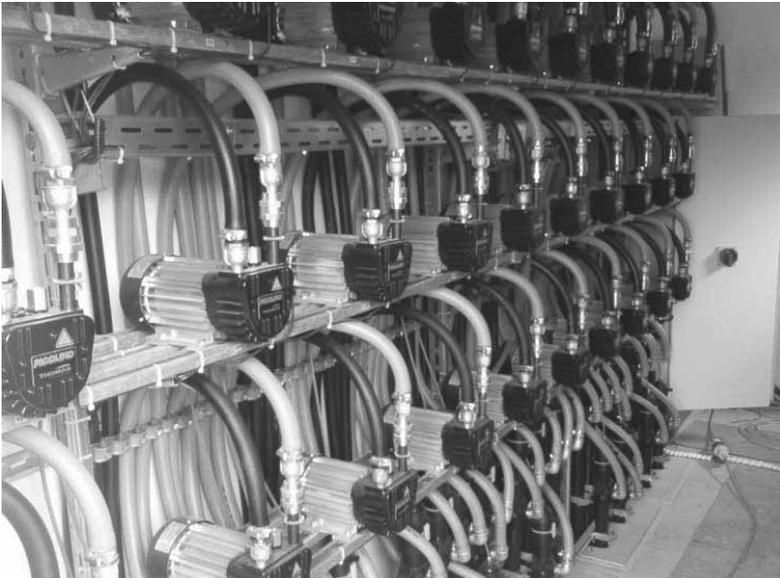


Abb. 1: Innenausstattung einer Kompressorstation

In den Kompressorstationen sind sämtliche Funktionseinheiten untergebracht. Sie bestehen aus dem Rechner, der die Funktionseinheiten und Komponenten vernetzt, den Kompressoren für die Belüftung, den Druckmessstellen, sowie den Gasanalysatoren zur automatischen Analyse der Porenluft im Müllkörper auf die Bestandteile CH_4 , CO_2 , O_2 aus dem Bereich von 45 Deponiegassonden.

Die Belüftung erfolgt durch Einspeisung von Luft mittels einzelner Kompressoren (siehe Abb. 1), die den einzelnen Belüftungsbrunnen zugeordnet sind. Die Mengenanpassung erfolgt mittels Frequenzregelung, die Überwachung der Luftmengen mittels Druckmessung. Die Belüftungstechnik der einzelnen Brunnen ist modular aufgebaut. Jedem Brunnen ist eine Belüftungseinheit, bestehend aus einem Kompressor mit der entsprechenden Mess- und Regeltechnik zugeordnet.

5 BEWEISSICHERUNG

Die Überwachung des Sanierungsverlaufs und des Sanierungserfolgs erfolgt mit folgenden Monitoringmaßnahmen:

- Automatische Erfassung der Deponiegaszusammensetzung im oberen Bereich des Müllkörpers,
- Deponiegasabsaugversuche im oberen Bereich des Müllkörpers,
- Erfassung der Druckverhältnisse im Bereich unterhalb des Müllkörpers,
- Messung der Grundwasserqualität,
- Messung der Temperaturentwicklung im Müllkörper und
- Untersuchung der Abfalleigenschaften.

Die Erfassung der Deponiegaszusammensetzung erfolgt über 45 Bodenluftsonden, welche repräsentativ über das gesamte Areal zwischen den Belüftungsbrunnen verteilt sind. Nach Abschluss der Belüftung werden Deponiegasabsaugversuche durchgeführt, welche Rückschlüsse auf das verbliebene Reaktionspotential des Abfallmaterials ermöglichen. Dabei wird die zeitliche Entwicklung der Deponiegashauptkomponenten CH_4 , CO_2 und O_2 beobachtet. Die örtliche Festlegung erfolgt nach Vorliegen und Auswertung der Ergebnisse der Deponiegaszusammensetzung in den Bodenluftsonden während der Gesamtbelüftung.

Zur Erfassung der Druckausbreitung im Untergrund verbleiben 4 zentrale Drucksonden aus dem Belüftungsvorversuch. Die Grundwassersituation wird über 9 Grundwassersonden beprobt.

Weiters wurden im Zuge der Herstellung der Belüftungsbrunnen im gesamten Projektgebiet Feststoffproben entnommen und chemisch analysiert. Im 8. Jahr der Belüftung erfolgt jeweils im Nahbereich der Erstbeprobung die analoge Entnahme von Probenmaterial. Schließlich erfolgt zur ökologischen Bilanzierung der Belüftungsmaßnahme die Erfassung des Energieverbrauches der gesamten Belüftungsanlage während der Gesamtbelüftung.

6 SCHLUSSFOLGERUNG

Die umfangreichen Bearbeitungen und Diskussionen bezüglich Machbarkeit von Lösungsalternativen brachten zum Ergebnis, dass mit einem neuen und innovativen Lösungsansatz noch eine erhebliche Verringerung der Grundwasserbeeinträchtigung am Altlaststandort Pill erreichbar ist. Die vorgesehene Lösungsalternative In-Situ-Belüftung ist in der Lage, die Sanierungsziele der Reduzierung der Ammoniumemission zu erfüllen und bietet darüber hinaus eine Reihe von Vorteilen in der Abwicklung und Ausführung des Vorhabens (wie z.B. wenig Grundinanspruchnahme, keine besondere Nutzungseinschränkung, kurze Bauzeit, wenig Staub- und Lärmbelästigung). Als einer der markantesten ökologischen Vorteile ist die Grundsätzlichkeit der sanierenden Wirkung der Maßnahme durch den Abbau des Ammoniums hervorzuheben, während bei Sicherungsmaßnahmen durch eine Abdichtung die bloßen Wirkungseffekte eintreten, ohne eine Veränderung in der Altlast zu bewirken.

Soil Washing of PCBs-Contaminated Sites

A. Bezama, N. Rodríguez, A. Araneda, R. Barra & R. Quiroz

University of Concepción, Environmental Sciences Center EULA-Chile, Concepción, Chile

A. Flores & E. Pereira

University of Concepción, Department of Analytic and Inorganic Chemistry, Concepción, Chile

ABSTRACT: Conventional soil and groundwater treatment methods are in many cases not very effective for PCBs, which are characterized by their low vapor pressures, high affinity to organic matter and low solubility in water. A research project has been started in Chile to develop a cost-effective and flexible remediation methodology for soils and groundwaters contaminated with PCBs, utilizing soil flushing and a subsequent PCBs-degradation process in reactive walls. Goal of this work was the identification and selection of cleaning solutions for flushing the PCBs present in contaminated soils. Synthetic soils were prepared and conditioned in terms of their organic matter content, with the addition of corn starch. Soil spiking was performed by adding 45 μL of a standard certificate of PCBs (PCB Mix 3) to 2.5 g of the prepared soils. Finally, pH was conditioned into three levels with HCl and NaOH. Selection and optimization of variables influencing the extraction of PCBs was performed using a multivariate method. Based on the obtained results, best conditions for extraction of PCBs were determined and it was concluded that it is possible to obtain a mixed, water-soluble solution which could be treated in a passive remediation system such as reactive walls in a subsequent remediation step.

1 INTRODUCTION

The Chilean contaminated sites situation up to this date has not yet been explored, neither concerning the amount and location of the potential contaminated sites, nor concerning the associated risks upon human health and environment. Since 2003, the Chilean National Environmental Commission (CONAMA) has worked on the identification of priority Regions in which to perform the first evaluations of the dimensions of the soil pollution situation (Bezama 2008).

The Region of the Bio Bio, due to its social and economic importance at a national level, has been selected as one of these priority regions. The regional economy is based on strong exporting forest, fishing- and chemical industries. In terms of population and productivity, as well as from its culture and educational activities, this is the second most important region of Chile, after the Metropolitan Region of Santiago. The large number of industries present in the Region opens a broad range of potential sources of contamination for soil, surface- and groundwaters. These industrial activities generate different types of solid and liquid wastes and off-gases, many of which are not treated suitably.

One of the most important pollutants in this sense is the group of the polychlorinated biphenyls, also known as PCBs. Being the Region of the Bio Bio the second area in Chile where these substances were utilized the most, this work focuses on PCBs, by recognizing them as a major regional concern of pollution in the atmosphere, soils and aquifers. Conventional groundwater treatment methods, e.g. based on sorption onto granular activated carbon, are in many cases not very effective, in particular for PCBs, which are characterized by their low vapor pressures, high affinity to organic matter and low solubility in water.

On the other hand, nowadays there is a generalized search for appropriate and advanced soil and groundwater remediation technologies (Bezama 2008). Moreover, the inclusion of the regional conditions to this technology development is highly appreciated. In this regard, a research project has been developed for the development of a cost-effective and flexible remediation methodology for soils and groundwaters contaminated with PCBs, utilizing metal-containing residues from industrial activities for PCBs-dehalogenation in passive hydraulic sys-

tems such as is reactive walls (Bezama 2008). As a first step of the technology development, goal of this work the identification and selection of cleaning solutions for flushing the PCBs present in contaminated soils.

2 MATERIALS AND METHODS

2.1 *Design of experiments*

The selection and optimization of variables influencing the extraction of PCBs was performed using a multivariate method that allows for a screening of variables, selecting the significant coefficients of a polynomial response (Contreras et al. 2006). This polynomial is obtained by linear regression of experimental data for a full factorial design. The variables considered for this assessment were: organic matter, agitation rate, pH and fraction of water in water-methanol extraction solutions. The complete design is presented in Tab. 1.

Tab. 1: Design of soil washing experiments

N°	Organic matter (level)	pH	Me-OH/Water ratio (%)
1	Low	3	25
2	High	3	25
3	Low	3	25
4	High	3	25
5	Low	9	25
6	High	9	25
7	Low	9	25
8	High	9	25
9	Low	3	75
10	High	3	75
11	Low	3	75
12	High	3	75
13	Low	9	75
14	High	9	75
15	Low	9	75
16	High	9	75
17	Medium	6	50
18	Medium	6	50
19	Medium	6	50

2.2 *Synthetic soil preparation and spiking*

Soil samples were collected from nearby marine environments, characterized by a distribution of fine sand. The samples were stored in polyethylene bags, labeled and characterized in terms of pH and organic matter, after being dried in the laboratory at 70 °C and sieved through a 2 – 4 pi sieve for 10 minutes.

Subsequently, soils were conditioned in terms of their organic matter content, with the addition of corn starch to achieve three conditions of organic matter: 1%, 10% and 30%. Their organic content was validated by weight loss after incineration of organic matter at 450 °C for 24 hours at the Laboratory of Paleolimnology of the EULA-Chile Center. Finally, pH was conditioned using methanol-water mixtures with HCl and adjusting the pH by NaOH.

Again, all samples were characterized to validate their initial level of acidity, which was conducted by weighing 1 g of soil in a 25 mL beaker, to which were added 10 mL of distilled water. This mixture was stirred for ten minutes and then left to settle. Potentiometer was adjusted with buffer solutions (pH 7 and 4) and after ten minutes the pH was measured with the potentiometer.

Soil spiking was performed by adding 45 µL of a standard certificate of PCBs (PCB Mix 3: 28, 52, 101, 180, 138, 153) to 2.5 g of the prepared soils. Subsequently, the sediment was agitated to homogenize the matrix along with the standard 24 hours in a rotary shaker.

2.3 Soil washing experiments

For the desorption evaluation, this experiment was performed following the methodology proposed by Franzetti (2006), in which each soil sample is added a washing solution, in this case a mixture of methanol-water, in different proportions. For the interaction of different blends with contaminated soil took a rotary shaker Gerhardt Rotoshake model RS 12 – 20 °C and under conditions of 100 rpm rotation speed and time determined according to experimental design.

After the interaction between the washing solution and the contaminated soil, samples were centrifuged for five minutes at 2,800 rpm, extracting afterwards the supernatant with a Pasteur pipette. Work continued with the remaining solid fraction, thus adding 10 mL of a 1 : 1 mixture of hexane-CH₂-Cl₂. The mixtures were then processed with ultrasound for 15 minutes and centrifuged again for five minutes. Finally, the supernatant was recovered in a flat bottom flask. The procedure was repeated three times.

After completing the procedure, the contents of the flask were reduced in a rotary evaporator to a final volume of approx. 5 mL. The extract was then conveyed qualitatively with a Pasteur pipette to a centrifuge tube, where 10 mL of concentrated sulfuric acid were added in order to remove any trace of sulfides that the sample may contain, processing in a centrifuge for five minutes. This procedure was performed three times, discarding the remaining acid. Again, in the final extraction the hexane was transferred to a flat bottom flask, and reduced in a rotary evaporator to 5 mL.

In order to eliminate any potential interference in the samples and to obtain completely pure PCBs for subsequent analysis, a sodium sulphate column clean up was conducted. For this operation a Pasteur pipette was packed with glass wool and 1 g of sodium sulfate. The sample was passed through the packed column and received a second flask, where the sample was further reduced to approx. 1 mL.

The obtained sample was conveyed to amber vials with a Pasteur pipette, washing the flasks with double-distilled n-hexane. Finally, the samples in the vials were concentrated under a slight nitrogen flow in order to remove the potentially present n-hexane, taking them to dryness and adding isooctane to reach a final volume of 1.5 mL.

Finally, the samples were injected into the chromatograph (GC-ECD) to its final analysis on the following conditions: injector temperature = 240 °C, detector temperature = 380 °C, carrier gas: Helium, and quantification limit of < 0.015.

3 RESULTS

Fig. 1 presents the summary of the results associated with soil washing experiments. As “low chlorinated” PCBs up to four chlorine substitutions have been considered. PCBs of up to seven substitutions were considered as „medium chlorinated“, and finally, eight PCBs and more substitutions have been considered a high level of chlorination.

Based on the obtained results, it is possible to determine that the best conditions for PCBs extraction from soils are a low organic matter, coupled with a very basic pH (pH 9) and using 25% methanol water. As for the least favorable conditions for the extraction of PCBs, these are present at very low percentage of organic matter, pH extremes (3 – 9) and whilst using minimum and maximum methanol in the washing solution.

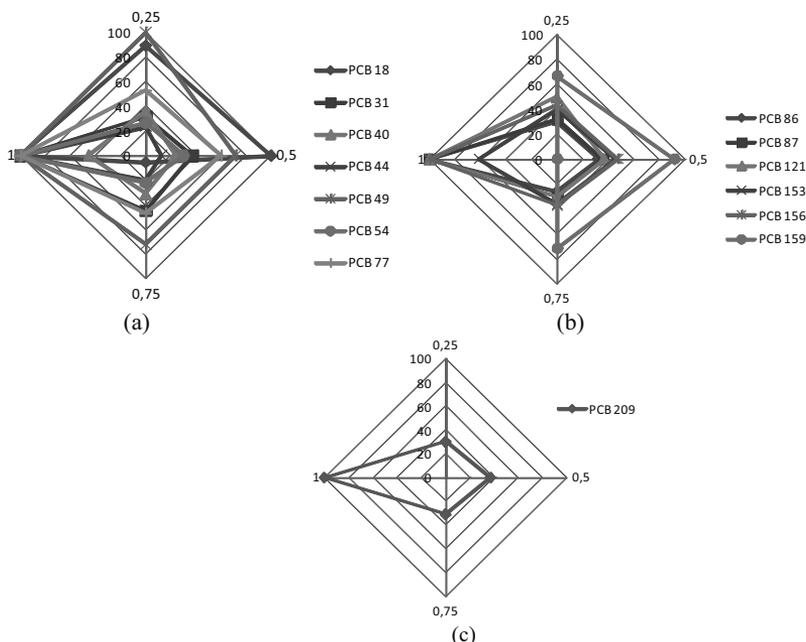


Fig. 1: PCBs recovery from contaminated soils with the performed soil washing experiments considering (a) Low-chlorinated PCBs, (b) Medium-chlorinated PCBs and (c) Heavy-chlorinated PCBs

4 CONCLUSIONS

According to the obtained results it is possible to conclude that the flushing of PCBs from contaminated soils is possible in a wide range of organic matter contents, pH and level of chlorination. Considering that the used washing solutions as well as the resulting mixture with the desorbed PCBs are water-soluble, it is concluded that it is technically feasible to obtain a solution possible to treat in a subsequent passive PCBs degradation system such as reactive walls.

5 ACKNOWLEDGEMENTS

This work has been financed by the National Commission for Scientific and Technological Research through the Fondecyt project 11070119.

REFERENCES

Bezama, A. (2008) Hydrodechlorination of PCBs-contaminated soils and groundwaters. In : Lorber et al. (Eds.), *DepoTech 2008: Abfallwirtschaft, Abfalltechnik, Deponietechnik und Altlasten*. VGE Verlag GmbH, Essen, Germany, 681 – 684.

Contreras, D., Freer, J. & Rodriguez, J. (2006) Veratryl alcohol degradation by a catechol-driven Fenton reaction as lignin oxidation by brown-rot fungi model. *International Biodeterioration & Biodegradation* 57, 63 – 68.

Franzetti, A., Di Gennaro, P., Bevilacqua, A., Papacchini, M. & Bestetti, G. (2006) Environmental features of two commercial surfactants widely used in soil remediation. *Chemosphere* 62, 1,474 – 1,480.

Comparison of Different Treatment Approaches for Municipal Landfill Leachate

G. Kalčíková

Brno University of Technology, Faculty of Chemistry, Brno, Czech Republic

J. Zagorc-Končan & A. Žgajnar Gotvajn

University of Ljubljana, Faculty of Chemistry and Chemical Technology, Ljubljana, Slovenia

ABSTRACT: The aim of our study was to compare different treatment methods, to determine effective treatment method for municipal landfill leachates. First, investigated leachate originated from closed and still active parts of regional municipal landfill were physico-chemically characterized. Toxicity of a raw landfill leachates was assessed by acute toxicity test using bacteria *Vibrio fischeri*, water flea *Daphnia magna* and mixed bacterial culture – activated sludge. Biodegradability in common environmental conditions was assessed by determining the oxygen demand in a closed respirometer and biodegradability in wastewater treatment plant was simulated by static Zahn-Wellens test. According to all previous tests, Fenton oxidation, adsorption on activated carbon and adsorption on zeolites were investigated as possible appropriate treatment procedures for investigated landfill leachates. Biological treatment was also simulated in a laboratory scale sequence batch reactor (SBR). Higher treatment efficiency of Fenton oxidation was observed using a 1 : 10 ratio of reagents Fe^{2+} : H_2O_2 . Adsorption on activated carbon resulted in 50% treatment efficiency. Adsorption on zeolites successfully removed significant amounts of ammonium nitrogen. Treatment in SBR was not effective. Even though if in same cases the initial pollution of investigated leachates decreased, there was not enough efficiency in the treatment methods to fulfill all required effluent limits for discharging landfill leachates into surface water.

1 INTRODUCTION

Nowadays, landfilling plays the most important role in the framework of solid waste disposal (Renou 2008). During the waste disposal leachate and biogas can be produced. Production of biogas with energetic value is one of the advantages of waste handling, but production of leachate with potential risk for environment turns it into a serious problem. Landfill leachate is generated during infiltration of rainwater when soluble compounds are extracted from solid waste. The main environmental problem of landfill leachate is contamination of groundwater and nearby surface water. The landfill leachate also has to be treated to meet the limits for discharge in surface water (Christenson 1992). Traditionally, biological treatment is the most widely used treatment strategy for such wastewaters, mostly because of its low cost (Renou 2008). However, biological treatment is not always effective enough for toxic and low biodegradable wastewaters and in this case physico-chemical treatment can take place (Silva 2004).

The aim of our study was to compare different treatment methods using physico-chemical analyses, biodegradability and toxicity tests.

2 MATERIAL AND METHODS

The landfill leachate used for this study originated from regional municipal landfill. Landfill leachate from the old part – closed one (L1) and landfill leachate from the new part – still active one (L2) were investigated separately.

2.1 Physico-chemical parameters, toxicity and biodegradability testing

The landfill leachates were characterized by physico-chemical parameters: pH, BOD₅ (Biochemical Oxygen Demand), COD (Chemical Oxygen Demand), DOC (Dissolved Organic Carbon), concentration of ammonium nitrogen, nitrite nitrogen, nitrate nitrogen, chlorides and phosphates.

For toxicity assessment of raw landfill leachate acute toxicity tests with marine bacteria *Vibrio fischeri*, mixed bacterial culture (activated sludge) and water flea *Daphnia magna* were applied. For comparison of results for toxicity to *Daphnia magna* to effluent limits, EC₅₀ values were converted to toxic unit (TU). The toxic unit is the reciprocal value of a concentration of the effluent that causes 50% of measured response by the end of the acute exposure period (Bitton 1994). After each treatment experiment, toxicity of 25 Vol.-% leachate L1 and 10 Vol.-% leachate L2 to total, heterotrophic and nitrifying microorganisms with 30 minutes incubation time was assessed.

Evaluation of biodegradability of the leachates was accomplished by determining the oxygen demand in a closed respirometer OxiTop® (WTW, Germany) and by static Zahn-Wellens test. ISO standards used are listed in Žgajnar Gotvajn 2009.

2.2 Treatment methods

Fenton oxidation, adsorption on activated carbon and adsorption on zeolites were investigated as possible treatment procedures for landfill leachates. Biological treatment of both leachates was also simulated in a laboratory sequencing batch reactor (SBR).

Fenton oxidation was performed with two molar ratios of reagents Fe²⁺: H₂O₂ (1 : 1 and 1 : 10). Experiments were carried out at room temperature and pH of non-diluted landfill leachates was adjusted with HCl to 4.0. FeSO₄·7H₂O was added to the system and Fenton reaction was started by addition of H₂O₂ (30 Vol.-%). 10 mL of samples has been withdrawn during reaction (3, 15, 30, 60, 90 and 180 minutes) for determination of COD and toxicity. The reaction was stopped by addition of NaOH to obtain pH 12.0. Samples were filtrated through black ribbon to remove formed waste ferric sludge.

For adsorption on activated carbon (DARCO, 20-40 MESH) 100 ml of each sample was used. To determine the impact of different concentrations of activated carbon on treatment different amounts of activated carbon was added to the system (0, 5, 10, 20, 30 and 50 g l⁻¹). The experiment was conducted with constant mixing at 200 rpm for 24 hours. Samples has been taken (0, 1, 20 minutes and at the end of the experiment) and filtered through black ribbon and used for determination of COD and toxicity.

Adsorption on zeolites was conducted in column. Was filled in a column 15 g of zeolites (Vranska Baja, Serbia) and 100 ml of landfill leachate was filtrated through (2 mL minute⁻¹). Treated samples were used for determination of COD, toxicity and concentration of ammonium nitrogen (Žgajnar Gotvajn 2009).

Treatment in sequence batch reactor was simulated in 1.5 litre jars with 1 litre of activated sludge (c = 5 g L⁻¹). In the first phase 150 ml of landfill leachate was added and in the second phase the system was aerated for 5 hours. Afterwards, sludge settled down for 5 hours (third phase). In the fourth phase water was removed and immediately analyzed and the cycle was finished by a fifth phase – removal of excess activated sludge. Cycles were conducted for 5 days.

3 RESULTS AND DISCUSSION

3.1 Physico-chemical parameters, toxicity and biodegradability testing

Prior to all experiments both landfill leachates were physico-chemically characterized (Tab. 1). Both leachates were heavily polluted. There were significant differences between composition of leachates from the old part (L1) and the new part (L2). L1 was less polluted and according to lower amount of organic matter and ammonium nitrogen it matched the characteristic of the landfill leachate older than 10 years. On the other hand, L2 contained high amount of organics and ammonium nitrogen and it was classified as a fresh one (Kulikovska 2008).

Tab. 1: Physico-chemical characterization of landfill leachates from the old part of the landfill (L1) and from the new part of the landfill (L2)

Parameter	L1	L2	Effluent limits ¹
pH	7.5 ± 0.1	8.2 ± 0.1	6.5 – 9.0
BOD ₅ (mg L ⁻¹)	107 ± 10	136 ± 14	30
COD (mg L ⁻¹)	457 ± 22	5,025 ± 250	300
DOC (mg L ⁻¹)	981 ± 20	6,246 ± 125	/
NH ₄ ⁺ – N (mg L ⁻¹)	70 ± 3	1,444 ± 72	50
NO ₂ ⁻ – N (mg L ⁻¹)	5.3 ± 0.2	61.5 ± 3	/
NO ₃ ⁻ – N (mg L ⁻¹)	171 ± 8	128 ± 6	/
Cl ⁻ (mg L ⁻¹)	325 ± 30	2,000 ± 200	/
PO ₄ ³⁻ – P (mg L ⁻¹)	14.4 ± 0.7	4.0 ± 0.2	/

¹ Official Gazette of Republic of Slovenia, 2008.

/Data are not available

Raw leachate from the new part of the landfill (L2) showed higher toxicity to all test organisms than raw leachate from the old part (L1). *Daphnia magna* showed higher sensitivity to tested landfill leachates (24hEC₅₀ value for L1 was 38.5 Vol.-% and for L2 was 2.5 Vol.-%) than *Vibrio fischeri* (30minEC₅₀ value for L1 was 40.7 Vol.-% and for L2 was 22.5 Vol.-%). After 30 minutes of incubation, leachate L1 (25 Vol.-%) caused 47% inhibition of consumption oxygen by total, 9% by heterotrophic and 84% by nitrifying microorganisms. After 180 minutes of incubation, toxicity of L1 increased (69% inhibition by total, 17% by heterotrophic and 100% by nitrifying microorganisms). Leachate L2 (10 Vol.-%) showed higher toxicity than L1 and after 30 minutes incubation it caused 64% inhibition of consumption oxygen by total, 18% by heterotrophic and 10% by nitrifying microorganisms. After 180 minutes of incubation, toxicity to all and heterotrophic microorganisms did not change, however toxicity to nitrifying microorganisms significantly increased (100% inhibition).

COD, BOD₅, concentration of ammonia nitrogen of both landfill leachates exceed the Slovenian effluent limit (Tab. 1). Landfill leachate from the new part of landfill L2 showed toxicity to *Daphnia magna* (40 TU) and therefore significantly exceeds also the legislative limit (toxicity to *Daphnia magna* must not exceed 4 TU) (Official Gazette 2008).

Both leachates were not readily biodegradable. Maximum biodegradation level for leachate L1 in closed respirometer and in Zahn-Wellens test reached 40 – 50%, respectively. Leachate L2 reached a maximum biodegradation level of 60% in closed respirometer and in Zahn-Wellens test 65%. For both samples and both methods, there was no abiotic degradation observed.

3.2 Treatment methods

For both leachates, higher treatment efficiency (around 50%) in Fenton oxidation process was observed with a 1 : 10 ratio (Fig. 1). After Fenton oxidation with a molar ratio of 1 : 10, toxicity of L1 to total, heterotrophic and nitrifying microorganisms did not change, however toxicity of L2 to nitrifying microorganism increased from 10 – 100% and formation of toxic metabolites after the oxidation process was indicated.

Treatment of both leachates using adsorption on activated carbon was successful, reaching more than 50% of COD removal, followed also by 50% reduction of toxicity of L1 to total, heterotrophic and nitrifying microorganisms. On the other hand, toxicity of L2 to nitrifying microorganism increased from 10 – 80%, as an equivalent to the results from Fenton oxidation. For L1, the highest treatment efficiency was achieved with a concentration of 30 g L⁻¹ activated carbon and 3 hours of treatment time, while for L2 the concentration was 30 g L⁻¹ activated carbon and 4 hours of treatment time.

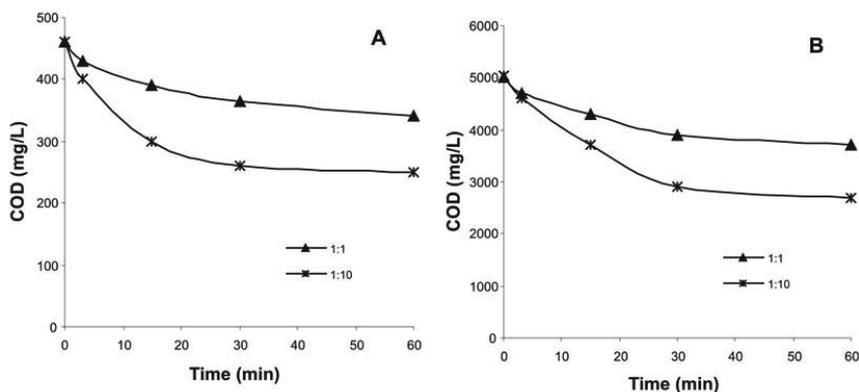


Fig. 1: Decreasing of COD during Fenton oxidation of A) leachate L1 and B) leachate L2

Adsorption on zeolites resulted in significant removal of ammonium nitrogen in L1 (> 99%), while in L2 42% of ammonium nitrogen was removed. Toxicity of L1 (25 Vol.-%) to total and nitrifying microorganisms decreased (50%), to heterotrophic microorganisms it was not changed. As well as previously, increasing of toxicity of L2 to nitrifying microorganisms from 10 – 80% has been observed.

During the treatment in the laboratory sequencing batch reactor, COD increased after each addition of the leachate (finally 70% of initial COD for L1 and 400% of initial COD for L2) and the SBR was considered as not very effective as it would have been expected on the basis of toxicity and biodegradability tests.

4 CONCLUSION

Despite the fact that Fenton oxidation and adsorption on activated carbon resulted in COD decrease as well as air stripping and adsorption on zeolites reduced concentration of ammonium nitrogen, no method alone was effective enough to meet all required effluent limit to discharge landfill leachate into surface water. It was confirmed that monitoring the changes in toxicity after treatment is necessary, because of a possible toxic product formation during treatment processes. Our future work will be focused on combination of different treatment strategies to obtain higher treatment efficiency of landfill leachates.

REFERENCES

- Bitton, G. (1998) *Formula Handbook for Environmental Engineers and Scientist*. New York, USA: John Wiley & Sons.
- Christensen, T.H., Cossu, R., & Stegmann, R. (1992) *Landfilling of Waste: Leachate*. London; Great Britain: E & FN SPON.
- Kulikowska, D., & Klimiuk, E. (2008) The effect of landfill age on municipal leachate composition. *Bio-resource Technology*, 99, 5.981 – 5.985.
- Official Gazette of Republic of Slovenia (2008) Decree on the emission of substance in the discharge of landfill leachate, ULRS 6, (2008), 8.219 – 8.221 (In Slovene).
- Renou, S., Givaudan, J.G., Poulain, S., Dirassouyan, F., & Moulin, P. (2008) Landfill leachate treatment: Review and opportunity. *Journal of Hazardous Materials*, 150, 468 – 493.
- Silva, A.C., Dezotti, M., & Sant'Anna Jr, G.L. (2004) Treatment and detoxification of a sanitary landfill leachate. *Chemosphere*. 55, 207 – 214.
- Žgajnar Gotvajn, A., Tišler, T. & Zagorc-Končan, J. (2009) Comparison different treatment strategies for industrial landfill leachate. *Journal of Hazardous materials* 162, 1.446 – 1.456.

Harmandali Landfill Site – From the 1990's Till Today

S. Bastan Yılman, E. Erdin & G. Akıncı

Dokuz Eylül University, Faculty of Engineering, Environmental Engineering Dept., Buca/Izmir, Turkey

E.B. Özkaraova Güngör

Öndokuz Mayıs University, Faculty of Engineering, Environmental Engineering Dept., Samsun, Turkey

ABSTRACT: Being the third largest metropolitan area of Turkey, the city of Izmir has a fairly decent municipal solid waste (MSW) management system, compared to other parts of the country. The system is comprised of a sanitary landfill, a composting plant and a transfer station. The Harmandali landfill site forms the core of the waste disposal system and is operative since 1992. The landfill has a gas collection and flaring system but lacks of a state of the art leachate collection and drainage network. The natural topography of the area allows the leachate, to get collected by a rectangular open ditch system, at the lower elevations of the landfill site. The collected leachate is then pumped to a chemical-physical (CP)treatment plant where it is treated for its high load on contaminants.

In the early 1990's, deciding for a new landfill site was an urgent necessity. There was a waste disposal shortage in the city. The city grew and a landfill in Bayrakli swamp had to be closed and another landfill in Cigli had to be ameliorated. A similar situation is also seen nowadays. This time, it should be decided on a technology intensive method instead of a land intensive method for the landfill disposal of MSW in Izmir.

The landfill has such a topography that EGE-KOOP (Aegean Residence-Building Cooperation) could have developed perfect projects for housings there. This site was selected for landfilling purposes. According to the DSI's (State Hydraulic Works) report from 24th of September 1998, Harmandali landfill does not have any potential to pollute the ground water.

Harmandali landfill was opened in 1992 and its area is approx. 900,000 m². A research of the hydrological and geological conditions was made by Hacettepe University to determine whether any work is needed to protect the region's ground and surface water resources from leaking and floating of waste. According to the geological survey report, the field permeability coefficient is 10⁻⁷ m/second and at the bottom, clay is covered with a silt material, providing a fair good natural sealing layer.

1 INTRODUCTION

Until recently, there were six sites in Izmir, where the wastes were disposed of in uncontrolled garbage dumps. As a result of city's rapid development, these areas turned into residential areas, and day after day these areas started to threaten the environment and human health.

The Harmandali landfill is located 2.5 km east of the Harmandal village, between 38 ° 32 ' - 38 ° 33' longitude and 27 ° 05 ' - 27 ° 10' north latitude. The average rainfall and the average temperature on the Harmandali landfill site are 700 mm annually precipitation and 17.6 ° C respectively. The direction of the wind was determined to be north-northwest. Since the natural impermeability of soil at Harmandali landfill site is already meeting the criteria of Turkish Solid Waste Control Regulation, it was concluded that there was no need for an additional impermeable layer as base lining system to prevent the ground water resources and the environment from leachate. At the entry of the landfill site, a weighing station is registering the wastes. The administration building, garage and staff building are located above the weighing unit.



Fig. 1: View of the landfill from satellite; at the upper left corner business buildings are seen, at the upper right corner the waste sorting building is seen (Bilgin et al. 2008)

The waste, which is brought to the Harmandali landfill, is stored separately in five sections for 15 years. These are: domestic waste sections (the first and the second sections of which the volume of the first one is filled up, the landfill gas from this part is considered as harmless), industrial waste section, infectious hospital waste section, sewage sludge section, animal cemetery section, section for scrap batteries, etc. Other sections within the landfill area are the leachate collection area and the leachate recirculation area.

2 CONSTRUCTION & OPERATION DESIGN OF HARMANDALI LANDFILL

Since 1992, the tipping of waste it is generally done by pouring it down from the slope. The compaction of wastes as thin layers is performed upwards from the floor. Due to this technique, however, the increase in density observed for compacted waste remained about 0.65 kg/litre only, not reaching a target value of 0.8 kg/litre. Thus, there is a loss of storage volume of about 20%. This also influences the landfill dynamics and the biochemical processes ongoing within the waste mass.

The selected site (i.e. a valley) was started to be used for landfilling without any surface preparations (e.g. construction of an additional base-liner-system) and clearing of vegetation. Large amounts of leachate were generated during the first year due to the pouring process to the natural ground. In order to prevent its environmental impact, the leachate was continuously collected in lagoons where it was left for natural attenuation. When Harmandali became harmful to the public, the water was stored at a lagoon and from here the leachate was recirculated and introduced onto the waste body and vegetated soil with the help of sprinklers. However, this caused the vegetation fade away. In this connection, the biological pre-treatment of leachate should be considered seriously.

Waste has been re-arranged on the first part of the landfill in May 2000. Under this new section a layer of inert solid waste, coming from the Cigli landfill, was already present. This inert layer is expected to operate as a horizontal gas drainage. Additionally, the leachate, leaking down from above, will also penetrate this layer. When it is passing through the surface of the inert layer, this stratum may behave like an anaerobic reactor where the leachate will be partly purified and landfill gas production will be positively influenced.

When enlarging the landfill down the natural value, in future some more inert material coming from old Cigli landfill or from Harmandali landfill site will be used as an interlayer material, acting as drainage as well as bioreactor bulk-material.

3 CHEMICAL-PHYSICAL (CP) TREATMENT OF LEACHATE IN HARMANDALI LANDFILL

In the early years, the treatment efficiency of the leachate in the lagoon (i.e. natural attenuation) was very low. Therefore, in April 2000 a chemical-physical (CP) pre-treatment unit was constructed for reducing the pollution load of the leachate. After that, biological after-treatment of leachate with the help of a plant root systems in wet lands is considered.

Generally, pollutants like heavy metals, suspended solids, oil and grease could be removed apart from COD. The leachate, which comes from the lagoon by gravity, goes to balance pool and then it flows to the 1st fast mixer unit. With the addition of sulfuric acid, the pH is decreased to 3, enabling the partial digestion of dissolved organic compounds, oils, fatty acids and similar substances. Thus, the settling ability is increased too. From this unit, the leachate enters the 2nd fast mixer by gravity. Here the formation of colloids can be observed by increasing the pH to 12 with lime (20% slaked lime) addition. The wastewater then is transported by gravity from 2nd fast mixer to the slow mixer where the polyelectrolyte is added for precipitation. From here the leachate passes by gravity to the sedimentation pool. The sludge accumulated at the bottom is collected by submersible pumps and then is pumped to the drying beds at the back. The CP-treated leachate finally is discharged into a river nearby. After a landfill collapse, which occurred few years ago, the treatment facility got buried under solid waste.

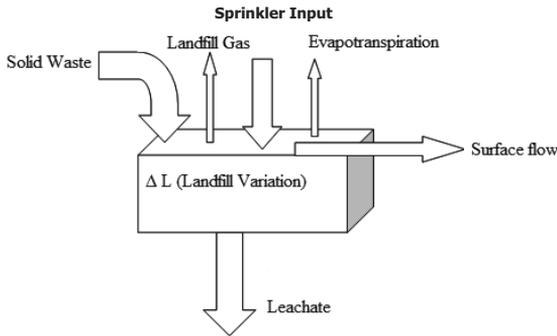


Fig. 2: Substance flow models in landfill (Bilgin et al. 2008)

A mass-balance for carbon (C_{org}) reveals following distribution: In landfill gas: 92%, in leachate: 2,5%, remaining in solid waste fraction of landfill: ~ 5%:

4 OPERATION OF THE FIRST SECTION OF THE LANDFILL, WITH COLLECTION OF LEACHATE IN THE LAGOONS; IN THE 1990'S

Large trucks pick up the waste and bring it to Harmandali landfill. Then the waste is spread on the landfill surface and compressed. The landfill gas, formed at the first section of the landfill, is collected and incinerated in a flare (see fig. 3).



Fig. 3: Tipping, Spreading and Compression of the waste on the landfill surface and collection and incineration of the landfill gas formed at the first section of the landfill (Bilgin et al. 2008, Erdin 1999, 2001, 2008)

5 OPERATION AND STATUS OF THE LANDFILL IN 2000



Fig. 4: Chemical-physical (CP) plant of the leachate, sludge drying beds and gas collection system (Bilgin et al. 2008, Erdin 1999, 2001, 2008)



Fig. 5: Landfill gas flaring unit and the newly opened area (Bilgin et al. 2008)

6 TREATMENT OF LANDFILL LEACHATE IN THE LAGOONS AND SPRINKLING IN 2008



Fig. 6: The disposal of the waste in the new parts of the landfill with storage of medical waste and lime milk spraying (Bilgin et al. 2008)

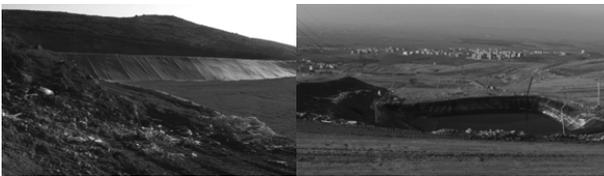


Fig. 7: The leachate pool with Geo membrane lining (Bilgin et al. 2008)

REFERENCES

- Bilgin, M., Erdin, E. & Sarptas, H. (2008) 1990 lardan Bugüne Harmandalı Deponisi ve İletilmesi, İzmir, Turkey, Türk Alman Kati Atık Günleri.
- Erdin, E. (1999) Harmandalı Deponisi İşletme Parametrelerinin Belirlenmesi Ve İşletme Deneyimleri, İzmir, Turkey, AFS Projesi, DEÜ Rektörlüğü, Nihai Raporu , Proje No.: 0908.97.0201.
- Erdin, E. (2001: 30 Kasım 2001 Tarihindeki Tam Günlük Kati atık Teknik Gezisi Hakkında Bilgilendirme ve rapor, İzmir, Turkey.
- Erdin, E. (2008) 08 01 2008 Tarihindeki Tam Günlük Kati Atık Teknik Gezisi, İzmir, Turkey.

Toxikologische Untersuchungen zur Vorbereitung einer In-Situ-Sanierung

K.W. Wruss, O. Mann & T. Marosits
ESW Consulting WRUSS ZT-GmbH, Wien, Österreich

P. Schöberl
Wien Energie Gasnetz GmbH, Wien, Österreich

KURZFASSUNG: Der Einsatz eines mikrobiologischen In-Situ-Verfahrens wurde durch Abbauprobversuche im Labor evaluiert und optimiert. Die ESW Consulting WRUSS analysierte die in diesem Projekt als „Spezielle Analytik“ bezeichneten Parameter und war für die toxikologischen Untersuchungen verantwortlich. Ziel war es, durch die ausgewählten Sonderparameter und der extra dafür zusammengestellten Biotestbatterie, die Bioreaktor Abbauprobversuche des IFA Tulln analytisch zu ergänzen und toxikologisch zu begleiten. Die Proben der untersuchten Hotspots wiesen jeweils eine charakteristische Schadstoffzusammensetzung auf. Bei den analysierten Sonderparametern wurden unter anderem 16 Hetero-PAK gemessen und der ΣEPA-PAK gegenübergestellt. Bei einigen Probenahmestellen wurden sehr hohe ΣHetero-PAK Werte gemessen. Zusätzlich zu den chemischen Untersuchungen sind Biotests zur toxikologischen Bewertung herangezogen worden. In diesem Projekt wurde ausführlich das Verhalten einer ausgewählten Biotestbatterie mit realen komplexen Mischungen der vorliegenden Gaswerkskontaminationen untersucht. Generell korrelierte die ausgewählte Testbatterie sehr gut mit den beobachteten Schadstoffen. Durch derartige Untersuchungen können die Auswirkungen von In-Situ-Verfahren beschrieben und beurteilt werden.

1 EINLEITUNG

In einer Kooperation zwischen ESW Consulting WRUSS, Wien Energie Gasnetz und IFA-Tulln wurde der Einsatz eines mikrobiologischen In-Situ-Verfahrens durch Abbauprobversuche im Labor evaluiert und optimiert.

Die ESW Consulting WRUSS analysierte die in diesem Projekt als „Spezielle Analytik“ bezeichneten Parameter und war für die toxikologischen Untersuchungen verantwortlich.

Bei den analysierten Sonderparametern wurden unter anderem 16 Hetero-PAK gemessen, dabei handelt es sich um eine Auswahl die bzgl. des Standortes und ihrer vermuteten toxikologischen Relevanz von der ESW Consulting WRUSS getroffen wurde. Im Gegensatz zu den 16 EPA-PAK existiert hier noch kein standardisierter Summenparameter, da die Hetero-PAK in der Vergangenheit, obwohl sie mindestens ähnlich toxikologisch relevant zu bezeichnen sind und auch in nicht unerheblichen Konzentrationen vergesellschaftet mit den PAK auftreten, wenig beachtet wurden (Blotevogel 2008).

Ziel war es, durch die ausgewählten Sonderparameter und der extra dafür zusammengestellten Biotestbatterie, die Bioreaktor Abbauprobversuche des IFA-Tulln analytisch zu ergänzen und toxikologisch zu begleiten.

Da es sich um komplexe Verunreinigungsgemische im Grundwasser handelt, die im Zusammenwirken durch die chemische Charakterisierung nicht ausreichend beschrieben werden können, sind neben den chemischen Untersuchungen Biotests zur toxikologischen Bewertung herangezogen worden.

Durch derartige Untersuchungen können die Auswirkungen von In-Situ-Verfahren beschrieben und beurteilt werden. Der zusätzliche biologische Bewertungsansatz betont die Wirkung von Umweltchemikalien und weniger das Vorkommen der möglichen Kontaminanten. Bioverfahren, die die Wirkung von Schadstoffen auf Lebewesen bewerten, sind eine Voraussetzung, um Umweltbelastungen sinnvoll beschreiben zu können.

2 METHODEN

2.1 Analytik

Die GC-MS Analysen für die aromatischen Heterozyklen und die polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffe (PAK) wurden mit einem Agilent 7890A Gaschromatographen ausgestattet mit einem 5975C Massenspektrometer, nach einer durch die ESW Consulting WRUSS entwickelten und optimierten Methode durchgeführt.

2.2 Biotests

Diese von der ESW Consulting WRUSS zusammengestellte Testbatterie wurde so ausgewählt, um ein möglichst breites ökologisches Spektrum abzudecken. Zusätzlich wurde darauf geachtet, standardisierte Testsysteme zu verwenden, um eine möglichst gute Vergleichbarkeit und Reproduzierbarkeit zu bewerkstelligen.

2.2.1 Leuchtbakterien Test (*Vibrio fischeri*)

Bestimmung der Hemmwirkung von Wasserproben auf die Lichtemission von *Vibrio fischeri* (Leuchtbakterientest) entsprechend DIN EN ISO 11348-3. Die Tests wurden von der ESW Consulting WRUSS durchgeführt.

2.2.2 Kontakttest mit *Thamnocephalus platyurus* (Anostraken)

Für die Toxizitätstests wurde der Testkit „Thamnotoxkit F™“ von der Firma MicroBioTests Inc. eingesetzt. Die Tests wurden von der ESW Consulting WRUSS durchgeführt.

2.2.3 Algentest

Der Algentest nach ISO 8692 (2004) und OECD 201 (2002) zur Beurteilung von Chemikalien wurde am IFA-Tulln durchgeführt.

2.2.4 Daphnientest

Der *Daphnia magna*-Toxizitätstest nach DIN 38412 L30 wurde am IFA-Tulln durchgeführt.

2.2.5 *Salmonella typhimurium* Reverse Mutation Test (Ames Test)

Der Ames Test wurde in der Abteilung für Toxikologie der Seibersdorf Labor GmbH in Anlehnung an die OECD-Richtlinie 471 und die Council Regulation (EC) No 440/2008, Method B.13/14 von Mag. T. Wolf und Dipl.-Ing. A. Ipser durchgeführt.

2.3 Abbauersuche

Die Abbauersuche wurden anhand von speziell vom IFA-Tulln entwickelten Bioreaktoren von Mag. J. Ausserbrunner, MSc durchgeführt.

3 ERGEBNISSE

3.1 Analytik

Die in diesem Projekt als Spezielle Analytik bezeichneten Parameter umfassen:

16 EPA-PAK, 16 Hetero-PAK, BTEX, Cyanide.

Bei den analysierten 16 Hetero-PAK handelt es sich um eine Auswahl, die bzgl. des Standortes und ihrer vermuteten toxikologischen Relevanz von der ESW Consulting WRUSS getroffen wurde. Im Gegensatz zu den 16 EPA-PAK existiert hier noch kein standardisierter Summenparameter, da die Hetero-PAK in der Vergangenheit, obwohl sie mindestens ähnlich toxikologisch relevant zu bezeichnen sind und auch in nicht unerheblichen Konzentrationen vergesellschaftet mit den PAK auftreten, wenig beachtet wurden.

Die einzelnen Hotspots (HS) wiesen eine charakteristische PAK und Hetero-PAK Zusammensetzung auf. Aus den 16 ausgewählten Hetero-PAK der Speziellen Analytik wurde für die grafische Auswertung analog zu den 16 EPA-PAK ein Summenparameter berechnet. Dieser konnte dann der Summe 16 EPA-PAK gut gegenübergestellt werden.

Bei einigen Probenahmestellen wurden sehr hohe Σ Hetero-PAK Werte gemessen, hier ist besonders die Stelle HS1 zu erwähnen. Die Σ Hetero-PAK war teilweise größer oder häufig sogar mindestens in derselben Größenordnung wie die Σ EPA-PAK. Dies hebt die Bedeutung der bisher wenig beachteten Hetero-PAK hervor.

3.1.1 Hauptkontaminanten HS1 (Hotspot aus dem Bereich der ehemaligen Leichtölanlage)

EPA-PAK: Naphthalin, Acenaphthen, Fluoren, Phenanthren

Hetero-PAK: Benzofuran, Dibenzofuran, Benzo(b)thiophen

3.1.2 Hauptkontaminanten HS2 (Hotspot aus dem Bereich der ehemaligen Teerzisterne)

PAK: Fluoranthen, Pyren, Acenaphthen

Hetero-PAK: Carbazol, Methylidibenzofuran, Dibenzothiophen, Acridin

3.2 *Biotests*

Von der ausgewählten Testbatterie reagierten die *Vibrio fischeri* am sensitivsten auf die vorliegende komplexe Mischung von Kontaminanten. Besonders der Verlauf der Σ PAK und Σ Hetero-PAK konnte mit den EC20 und EC50 Werten der *Vibrio fischeri* sehr gut nachempfunden werden (Abb. 1 und 2).

Bei einigen Proben kam es zu einer deutlichen Aufspaltung zwischen den Lumistox EC20 und EC50 Werten. Dadurch wird sichtbar, dass der EC20 Wert der deutlich sensitivere Parameter des Lumistox-Testes ist.

Die Daphnien zeigen vor allem einen Effekt bei den sehr hohen Ausgangskonzentrationen bei denen auch noch der chemische Parameter Σ BTEX nachweisbar ist. Gegenüber den Σ PAK und Σ Hetero-PAK Parametern reagierten die Daphnien nicht sehr sensitiv, auch konnte gegenüber dem Parameter Σ Cyanide keine Korrelation gefunden werden.

Der Algen Test zeigte über weite Strecken des Versuches keine eindeutigen Effekte, er erwies sich als wenig sensitiv für die vorliegende komplexe Mischung von Kontaminanten. Nur bei den sehr hohen Σ Cyanid Werten, die bei den letzten Probenahmen bei manchen Probenahmestellen gemessen wurden, konnten eindeutige Effekte nachgewiesen werden. Bei diesen Schadstoffkonstellationen waren dann teilweise sogar die Algen EC-Werte sensitiver als der EC-Wert des Lumistox-Testes. Hierdurch sieht man deutlich die unterschiedliche Empfindlichkeit der Testorganismen auf umweltrelevante Stoffe.

Der Test mit den *T. platyrus* war in der angewendeten Testbatterie der am wenigsten sensitive. Es konnten nur wenige eindeutige Effekte beobachtet werden. Dieser Test korrelierte mit keinen der beobachteten chemischen Parameter.

Die Probe von HS1 war nicht mutagen im Ames Test, wohingegen die Probe von HS2 mutagen im Ames Test mit und ohne metabolische Aktivierung reagierte. Auch bei dieser Differenzierung werden die Grenzen der rein analytischen Betrachtung deutlich.

Generell korrelierte die ausgewählte Testbatterie sehr gut mit den beobachteten Schadstoffen, was sowohl für die eigens ausgewählte Testbatterie als auch die extra ausgewählten chemischen Parameter spricht. Bei allen untersuchten Proben, trat mit abnehmender Konzentration der untersuchten Schadstoffparameter eine Abnahme der Toxizität auf die untersuchten Testorganismen auf. Das lässt darauf schließen, dass wahrscheinlich mit keiner erhöhten Toxizität während der Abbauprozesse zu rechnen ist. Dies würde den Fortschritt des mikrobiologischen Abbaus begünstigen, da es dadurch nicht zu Selbsthemmungen des Abbauprozesses durch Toxizität kommt.

Alle Aussagen können natürlich nur auf die untersuchte Biotestbatterie direkt bezogen werden, diese wurde jedoch so ausgewählt, dass mit gewissen Einschränkungen eine allgemeinere ökotoxikologische Aussage möglich ist.

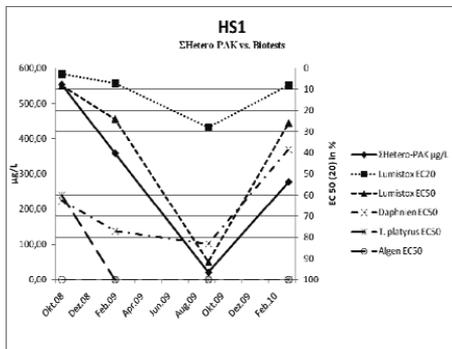


Abb. 1: Σ Hetero-PAK vs. EC-Werte Biotests aus Bioreaktor mit HS1 Material

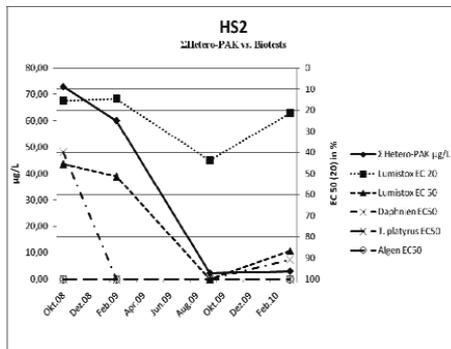


Abb. 2: Σ Hetero-PAK vs. EC-Werte Biotests aus Bioreaktor mit HS2 Material

4 GESAMTBETRACHTUNG UND AUSBLICK

Positiv zu bewerten ist, dass bei ähnlichen Schadstoffkonzentrationen – unabhängig von der Probenahmestelle und dem Probenahmezeitpunkt – relativ gleiche toxikologische Effekte mit den biologischen Testsystemen beobachtet wurden. Dies verstärkt die Vermutung, dass während des Abbaus die Toxizität mit den beobachteten chemischen Parametern ganz gut korreliert, und lässt auf eine gute Reproduzierbarkeit der angewendeten Biotests schließen.

Diese Aussage wäre aber ohne eine Kombination von biologischen Testsystemen mit den analytischen Untersuchungen, nur durch eine rein analytische Betrachtung, nicht möglich, da es sich hier um sehr komplexe Schadstoffgemische im Grundwasser handelt, die rein analytisch nicht vollständig beschrieben werden können.

Zusätzlich unterliegen diese komplexen Schadstoffgemische einer zeitlichen Veränderung und einem fortschreitenden Metabolismus durch Mikroorganismen, die durch analytische Methoden alleine nur sehr schwer und toxikologisch ungenügend beschrieben werden können.

Es ist nicht zulässig, die einzelnen analytisch untersuchten Parameter direkt mit den beobachteten toxikologischen Effekten der Organismen der Testbatterie in Verbindung zu bringen, da es sich bei den untersuchten Proben immer um komplexe Schadstoffgemische gehandelt hat, und die betrachteten Einzelsubstanzen nicht mit den biologischen Testsystemen untersucht wurden. Jedoch kann sehr wohl ein gewisse Beziehung bzw. ein gewisser Trend daraus abgeleitet werden und auf Korrelationen der gemessenen Konzentrationen mit dem Gesamtverhalten der biologischen Testsysteme hingewiesen werden.

Diese abgeleiteten Zusammenhänge werden zusätzlich dadurch unterstützt, dass es durch die Versuchsdurchführung zu schwankenden Konzentrationen der Kontaminaten gekommen ist, die im übertragenen Sinne wie eine negativ-positiv Kontrolle für die biologischen Testsysteme ausgelegt werden kann.

Durch die toxikologische Begleitung des Abbaues vom IFA-Tulln mit dieser Testbatterie konnte ein mögliches Verhalten während einer In-Situ-Sanierung simuliert werden.

Die Ergebnisse eignen sich sehr gut, um zukünftige Veränderungen im Grundwasser während und nach erfolgter Hot-Spot Sanierung zu beurteilen bzw. eine laufende In-Situ-Sanierung am Standort Gaswerk Simmering toxikologisch zu begleiten, z.B. durch die Beobachtung und toxikologische Beurteilung des Schadstoffverhalten.

LITERATUR

Blotvogel, J., Reineke, A.-K., Holländer, J. & Held, T. (2008) Identifikation NSO heterocyclischer Prioritäts-substanzen zur Erkundung und Überwachung Teeröl-kontaminierter Standorte. *Grundwasser* (1432-1165) Vol.13, 147 – 157.

Optimierung des PAK-Abbaues unter nitratreduzierenden Bedingungen

J. Ausserbrunner, J. Schritter, K.E. Scherr & A.P. Loibner

Universität für Bodenkultur Wien, Institut für Umweltbiotechnologie, Department IFA-Tulln, Österreich

P. Schöberl

Wien Energie Gasnetz GmbH, Wien, Österreich

KURZFASSUNG: Im Fokus der Untersuchungen stand die Förderung des anaeroben mikrobiellen Abbaues des mobilen Schadstoffanteils eines PAK belasteten Standortmaterials in einem simulierten Aquifer. Die Schwerpunkte lagen einerseits in der Etablierung eines PAK-Abbaues unter nitratreduzierenden Bedingungen sowie andererseits in der Erfassung bestimmender Eckdaten des biologischen Sanierungsverfahrens. Dazu wurden von einem ehemaligen Gaswerksstandort Proben aus dem anaeroben Aquifer entnommen und in Bioreaktoren einem mikrobiellen Abbau unterzogen. Es konnte gezeigt werden, dass der Zusatz von Natriumnitrat in geringer Konzentration eine Abnahme der im Grundwasser gelösten PAK bewirkt hat.

1 EINLEITUNG

Polzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK) stellen als permanente Belastung von Böden und Grundwasser ein hohes Gefährdungspotential für Ökosysteme dar. Sie bestehen aus zwei oder mehreren kondensierten Benzolringen und können sowohl einen natürlichen als auch anthropogenen Ursprung aufweisen (Haritash & Kaushik 2009), (Herwijnen 2003). Je nach Anzahl der vorhandenen Benzolringe zeigen PAKs mehr oder weniger hydrophobe Eigenschaften. Mit steigender Ringanzahl nimmt i.d.R. die Wasserlöslichkeit ab, die Kontaminanten werden verstärkt an die Bodenmatrix gebunden (Loibner 2003), (Johnsen et al. 2005). Gleichzeitig erhöht sich mit steigender Anzahl an Benzolringen die Persistenz gegenüber einer mikrobiellen Metabolisierung (Ling et al. 2010), (Shuttleworth & Cerniglia 1995).

Aufgrund ihrer (öko)toxischen, kanzero- und mutagenen Eigenschaften sowie ihrer ubiquitären Präsenz, kommt der Behandlung von PAK-Altlasten eine besondere Bedeutung zu, gezielte Maßnahmen zur Risikoreduktion sind erforderlich (Scherr et al. 2009). Für die Minimierung dieser Belastungen stellen mikrobielle Sanierungstechniken eine nachhaltige und kosteneffiziente Möglichkeit dar. Durch gezielte Zugabe der meistens limitierend vorhandenen Elektronenakzeptoren (EA) wird die autochthone Mikroorganismenflora stimuliert und ein biologischer Schadstoffabbau ermöglicht. Sofern aufgrund der geologischen Gegebenheiten durchführbar, sind In-Situ-Techniken unter ökonomischen und ökologischen Gesichtspunkten sinnvoller als Ex-Situ-Verfahren (Alef 1994).

Ein wichtiges Kriterium für eine erfolgreiche mikrobiologische In-Situ-Sanierung ist der optimale und effiziente Einsatz von geeigneten EA, wobei für klassische Verfahren Luftsauerstoff herangezogen wird. Organisch belastete Grundwasserleiter weisen jedoch meist anoxische Bedingungen auf. Dies führt neben der geringen Löslichkeit von Sauerstoff in Wasser zu einer ineffizienten Versorgung mit EA. Daher wird die Anwendung von Nitrat als alternativer Elektronenakzeptor (AEA) favorisiert. Hutchins et al. (1991) haben bereits vor 20 Jahren Nitrat als EA zur Sanierung eines mit Mineralöl-Kohlenwasserstoffen belasteten Aquifers eingesetzt.

Da die Datengrundlage betreffend anaerober In-Situ-Sanierungsverfahren für PAK-kontaminierte Standorte noch nicht ausreichend erfasst ist, wurden in der vorliegenden Arbeit die Anwendungsmöglichkeiten von Nitrat als AEA für den mikrobiellen Abbau von PAK untersucht. Es sollte geklärt werden, in wie weit der mobile Schadstoffanteil durch Zugabe von Natriumnitrat abgebaut werden kann.

2 METHODEN

2.1 PAK-kontaminiertes Material

Die kontaminierten Proben stammen aus einem anaeroben Aquifer eines ehemaligen Gaswerkstandortes. Dabei wurden zwei Kontaminationsherde (HS 1, HS 2) beprobt, wobei von HS 2 Proben aus zwei unterschiedlichen Tiefen entnommen wurden (HS 2.1, HS 2.2).

2.2 Versuchsaufbau (Bioreaktoren)

Es wurden sechs Bioreaktoren (1,5 m Länge, 0,25 m Ø) mit PAK-kontaminiertem Material aus HS 1 und HS 2 befüllt. Die verwendeten Bioreaktoren wurden unter anaeroben Bedingungen betrieben und, angepasst an die Grundwassergeschwindigkeit des Standortes, durchströmt.

Der Betrieb erfolgte in zwei Varianten. In der Kreislaufvariante wurde kontaminiertes Grundwasser durch den Reaktor geführt und rezirkuliert. Durch Nitratdosierung wurde eine Konzentration von ca. $1 \text{ g NO}_3^- \text{ L}^{-1}$ eingestellt. In der Durchströmungsvariante wurden die Bioreaktoren mit adaptiertem Leitungswasser (chemische Parameter angepasst an den Grundwasserzustrom am Standort) durchströmt, jedoch nicht rezirkuliert. Dadurch sollte die Mobilisierung bzw. Verfrachtung der an der Bodenmatrix gebundenen Schadstoffe analysiert werden. Die Durchströmungsvariante wurde bei unterschiedlichen Nitratkonzentrationen betrieben (bis zu 5 g L^{-1}). Zusätzlich zu den Schadstoffen (PAK, BTEX) wurden relevante Grundwasserparameter wie NO_3^- , NH_4^+ , NO_2^- , SO_4^{2-} , SO_3^{2-} , PO_4^{3-} , Na^+ , pH, O_2 , Leitfähigkeit und Redoxpotenzial wiederholt gemessen. Die spezielle Analytik sowie die toxikologischen Untersuchungen wurden von der ESW Consulting WRUSS unter der Leitung von Dipl.-Ing. K. WRUSS durchgeführt.

3 ERGEBNISSE

Ziel des Bioreaktorversuches war es, den mikrobiellen Abbau der löslichen PAK-Kontamination im Grundwasser durch die Zugabe des alternativen Elektronenakzeptors Nitrat zu fördern. In den folgenden Ergebnissen werden relevante Daten von sechs anaerob betriebenen Bioreaktoren (1 – 6) gezeigt und diskutiert. Dabei wird zwischen Bioreaktoren, die im Kreislauf (1 – 3) und jenen, die als Durchströmungsvariante (4 – 6) geführt wurden, unterscheiden.

3.1 Ergebnisse der Ausgangsuntersuchungen

Zunächst wurde vor dem Befüllen der Bioreaktoren das jeweilige Ausgangsmaterial (Boden und Grundwasser) umfassend charakterisiert. Ausgewählte Bodenparameter inklusive relevanter Schadstoff-Ausgangskonzentrationen der einzelnen Hotspots sind in Tab. 1 zu finden.

Tab. 1: Darstellung relevanter Parameter des verwendeten Bodenmaterials; Feststoffkonzentrationen beziehen sich auf Trockenmasse (TM).

Hotspot [HS]	Tiefe [m]	Partikelgröße		Sand [%]	Schluff [%]	Ton [%]	¹ AK Σ 16EPA-PAK		¹ AK Σ BTEX	
		> 2mm [%]	< 2mm [%]				Boden [mg kg ⁻¹]	² GW [mg L ⁻¹]	Boden [mg kg ⁻¹]	² GW [mg L ⁻¹]
HS 1	6,1 – 7,3	76	24	94	5,4	0,9	238	2,78	⁴ 13	61
HS 2.1	6 – 7,2	86	14	87	12	1,8	195	1,16	< ^{3,4} BG	< ³ BG
HS 2.2	9,7 – 10,7	65	35	87	11	1,6	94	1,35	< ^{3,4} BG	< ³ BG

¹ AK: Ausgangskontamination; ² GW: Grundwasser; ³ BG: Bestimmungsgrenze; ⁴ Werte aus Analysebericht Dezember 2008, ESW Consulting WRUSS

3.2 Ergebnisse der laufenden Untersuchungen

In einem Zeitraum von 14 Monaten wurden nach einer Etablierungsphase in definierten Intervallen Wasserproben aus dem Ablauf der Bioreaktoren entnommen, und auf essentielle Parameter (u.a. PAK) analysiert. In HS 1 wurde eine zusätzliche Kontamination mit BTEX (Benzol,

Toluol, Ethylbenzol und Xylol; Tab. 1) gemessen. HS 2.1 wies in Phase vorliegendes Teeröl auf. In folgender Tabelle (Tab. 2) sind neben den jeweiligen Start-Kontaminationen (Konzentration nach Etablierungsphase) zusätzlich die End-Kontaminationen, jeweils in der wässrigen Phase, sowie die relative Abnahme in % angeführt. Je nach Bioreaktor ergab sich ein Abbauezeitraum zwischen 376 – 390 Tagen.

Bis zum Ende der Datenerfassung Anfang März 2010 (Experimente noch nicht abgeschlossen) weisen die vorhandenen Ergebnisse der gelösten PAK auf einen positiven Effekt bzgl. des Einsatzes von Nitrat als AEA zur Degradierung von Schadstoffen in den Bioreaktoren hin.

Tab. 2: Angabe relevanter PAK-Kontaminationen im Prozesswasser (Grundwasser) betreffend Start- und Endkonzentration je Hotspot und Bioreaktor im Vergleich; alle Angaben beziehen sich auf $\Sigma 16$ EPA-PAK

Hotspot [HS]	Bioreaktor	¹ SK-PW [$\mu\text{g L}^{-1}$]	² EK-PW [$\mu\text{g L}^{-1}$]	Abbauezeitraum [d]	Rel. Abnahme [%]
HS 1	1	524	267	390	49
HS 2.1	2	139	106	386	24
HS 2.2	3	129	39	376	69
³ HS 1	4	442	³ 504	390	⁴ k.A.
HS 2.1	5	95	62	386	34
HS 2.2	6	79	38	376	52

¹ SK-PW: Startkontamination-Prozesswasser; ² EK-PW: Endkontamination-Prozesswasser;

³ Mobilisierungseffekt beobachtet; ⁴k.A.: keine Abnahme

4 DISKUSSION UND AUSBLICK

Für die mit HS 2.2 befüllten Bioreaktoren (Bioreaktor 3 und 6) wurde die höchste Schadstoffabnahme (über 60 bzw. 50%) beobachtet, obwohl beide Bioreaktoren mit 376 Tagen die kürzeste Laufzeit aufwiesen. Beide Reaktoren (3 und 6) gingen im Vergleich zu den weiteren Hotspots von der niedrigsten Ausgangskontamination betreffend Boden und Grundwasser (Tab. 1) aus. Ferner ist zu erwähnen, dass der Schwerpunkt der Schadstoffe vorwiegend im Bereich der 3-Ring-PAK (50% der Gesamtkontamination im Boden bzw. 60% in der Wasserprobe) lag. Betreffend der niedermolekularen Substanzen (2-Ring-PAK) ist anzuführen, dass vor dem Befüllen der Bioreaktoren sowohl in den Boden- als auch Grundwasserproben kein Naphthalin (< BG) nachzuweisen war.

Nur minimale PAK-Abnahmen waren in den Bioreaktoren von HS 2.1 (Bioreaktor 2 und 5) zu beobachten (Tab. 2). Eine mögliche Erklärung hierfür ist in der Präsenz einer aufschwimmenden Teerölphase zu suchen. Diese Phase stellt ein Reservoir für die Nachlieferung von Schadstoffen in das Grundwasser dar.

In der durchströmten Variante von HS 1 (Bioreaktor 4) wurde eine mit der Zugabe von Nitrat koinzidierende Zunahme des gelösten Schadstoffanteiles festgestellt. Im Gegensatz dazu zeigte die Kreislaufvariante von HS 1 (Bioreaktor 1) eine deutliche Abnahme der PAK-Konzentration (49%). Im Unterschied zu den weiteren Hotspots liegt im Falle von HS 1 auch eine Kontamination mit BTEX vor, die im Zusammenspiel mit einer Anhebung der Nitratkonzentration in der Durchströmungsvariante eine PAK-Mobilisierung (2- und 3-Ring-PAK) bewirkt haben könnte.

Aufgrund der vorliegenden Ergebnisse kann davon ausgegangen werden, dass die Verwendung von Nitrat als alternativer Elektronenakzeptor (AEA) zum mikrobiellen Abbau von PAK durchaus für eine Feldanwendung einsetzbar ist. Beachtet man, dass im Falle des Vorliegens einer Teerölphase aufgrund der Schadstoffnachlieferung mit verlängerten Sanierungszeiten zu rechnen ist und dass in Gegenwart von BTEX Nitrat in geringer Menge dosiert werden soll, um eine übermäßige Schadstoffmobilisierung zu verhindern, so steht eine effiziente und kostengünstige Sanierungsvariante für PAK-kontaminierte Aquifere zur Verfügung.

LITERATUR

- Alef, K. (1994) *Biologische Bodensanierung*. VCH Verlagsgesellschaft mbH, Weinheim, Deutschland.
- Haritash, A.K. & Kaushik, C.P. (2009) Biodegradation aspects of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs): A review. *Journal of Hazardous Materials* 169, 1 – 15.
- Herwijnen, R. van (2003) *Metabolic and cometabolic biodegradation of PAHs*. University of Amsterdam.
- Hutchins, S.R., Downs, W.C., Wilson, J.T., Smith, G.B., Kovacs, D.A., Fine, D.D., Douglass, R.H. & Hendrix, D.J. (1991) Effect of Nitrate Addition on Bioremediation of Fuel-Contaminated Aquifer: Field Demonstration. Vol. 29, No. 4-*GROUND WATER*.
- Johansen, A.R., Wick, L.Y. & Harms, H. (2005) Principles of microbial PAH-degradation in soil. *Environmental Pollution*, 133 (1), 71 – 84.
- Ling, W., Zeng, Y., Gao, Y., Dang, H. & Zhu, X. (2010) Availability of polycyclic aromatic hydrocarbons in aging soils. *Journal of Soils and Sediments*, 10 (5), 799 –807.
- Loibner, A.P. (2003) *Habilitationsschrift*. Universität für Bodenkultur, Wien.
- Scherr, K.E., Hasinger, M., Mayer, P. & Loibner, A.P. (2009) Effect of vegetable oil addition on bioaccessibility and biodegradation of polycyclic aromatic hydrocarbons in historically contaminated soils. *J Chem. Technol Biotechnol*, 84: 827 – 835.
- Shuttleworth, K.L. & Cerniglia, E. (1995) Environmental aspects of PAH biodegradation. *Appl Biochem Biotechnol* 54: 291 – 302.

Verköstigung bei der DepoTech



English Abstracts

The End of Waste Management

M. Prisching

University of Graz, Graz, Austria

There is a simple question: Where does waste come from? And how can one assess the development of waste supply during the next decades? Significant variables that determine the quantity of waste and emissions are: population, per capita national product, resource productivity, waste intensity – and then residual waste (in a broad sense) is what remains. This is expressed in the formula: $B * Y/B * R/Y * A/R = A$.

It is a definitional equation, which can be enriched with empirical content. This formula does not only explain the issues that have to be handled by waste management experts, it describes nothing less than the framework of the world during the next decades.

At the end, there is the A – which means „waste“. Waste is what we call „waste“. In nature there is no waste, because nature operates with cycles. Only human cycles are relatively imperfect, producing residuals like chemical substances in landfills and carbon dioxide in the air, with unforeseeable consequences. (B) On the left side of the equation, we start with the number of people – more people, more waste. The global population will grow up to at least 9 billion people. The growth will exclusively take place in less developed countries in urban areas – which means that there is a huge demand for resources. (Y/B) The second variable is GNP per capita: It signifies the modern economy and its growth path. Rich economies produce much more waste than poor countries. In spite of the fact that the national product is bad indicator for wealth, satisfaction and happiness advanced countries are chained to mechanisms of competition and growth, and they have shaped the consciousness of people according to the needs of a high throughput-level for goods. The prospects for further global growth are not bad, even after the economic crisis. But a satisfying growth rate of 3% would mean that at the end of the century the social product would be sixteen times the present. There is no viable or sustainable configuration imaginable if life styles are similar to the present. A lot of superfluous waste is produced by technical progress, by aesthetical change or by marketization, but at the moment an essential change is improbable. (R/Y) The third variable is resource productivity, the relationship of resource use and GDP. But one can produce and consume in a more or less efficient way. Considering available resources, the advanced countries have lived in illusions about available resources. But expectations remain high, perhaps they will be changed by „small catastrophes“. Considering the rising wealth all over the world, it will be important for survival to increase the productivity of resource use. The present style of production and consumption can fulfill the demands of one billion people, but nobody can imagine a world where 4 billion or, finally, 8 billion people could live in similar circumstances. The solution will not be „simpler living“ because there is no mechanism for implementing an alternative system, but it will be the high-technological perspective. (A/R) The fourth size is waste intensity. The consumption of resources has a certain amount of waste and emissions as leftovers, but this relationship depends on technological and social intelligence. It must be the goal of waste management to transform itself into resource management. At the end, the factor A should be eliminated – or all the residual matters should have a positive price.

If we develop a longer-term perspective of the dynamics of these variables in a globalized world, we are, at the end, confronted with the limits of this kind of civilization. However, along the sequence of these variables we can analyze the starting points, the levers by which an economically efficient, technologically advanced and sustainable economic system may be created.

Energy and Resources – Limits to Growth?

K.F. Rose

Strategy Lab GmbH, Vienna, Austria

Access to affordable energy and resources has always been fundamental to human development. After a short span of reduced prices and tensions in commodity markets, as a result of the global financial and economic crisis, we can again observe the first telltale signs of increasing likelihood of potential future shortages of some resources and energy. Such shortages would impede economic recovery and slow global growth. It has to be mentioned at this point, that we are talking about approaching the limits of our technical ability to meet increasing demand, and not the reaching of supply limits due to exhaustion of natural resources, as some commentators keep implying. To avoid interruptions and shortages we need to step-up our efforts and make the necessary capital investments to expand the resource base in line with expected global demand. It was a lack of investments due to a long period of low commodity prices, which caused tightness of energy supply and resulting price spikes shortly before the economic crisis. A large part of the expected global growth will come from the population giants in Asia, mainly China and India amongst others. Their rapid economic development is a main driver fuelling the increasing demands on global energy supplies. In order to satisfy their booming economies, all energy sources will be required, including fossil fuels and here in particular the use of indigenous and imported coal for power generation. To meet our emission control and climate change targets and at the same time provide affordable energy to increasing numbers of the world's population, will be challenging and require technological innovation and coordinated international action. Critical shortages in terms of fossil fuel reserves are not expected to occur within the next three to four decades, against popular belief of many adhering to the peak oil theory. There is also considerable scope to extend the lifetime of oil and gas resources by exploring and developing the vast additional resources of unconventional oil and gas. The latter has already made a significant impact on the US gas markets over the last couple of years. In order to reduce our dependency on fossil fuels as much as possible, we need to not only expand the introduction of renewable energy carriers, but also make a step change in our efforts to increase energy efficiency and re-use or recycle waste materials. Many new technologies related to renewable energies or electric mobility need rare metals. Since the current supply of rare earths is concentrated in only four countries (China, Russia, Brazil, Democratic Republic of Congo) and China accounts for 95% of global supply, shortages and rising prices can be expected. Again, this is not a question of a shortage of natural resources but one of technical supply meeting an escalating demand on the short to medium term. Since this is also an area of significant trade restrictions due to protectionism and barriers in form of export duties etc, the international community is called upon to try and implement measures and agreements under WTO that guarantee free trade of critical commodities like rare metals that are vital for the development of our new energy infrastructure. To reduce any new dependencies in terms of metals and mineral resources, the European Union has already recommended a series of measures aimed at securing sufficient supply of resources of critical importance for the high technology sectors of European industry. Those measures include specific emphasis on recycling and waste management. In addition there are other resources that are also critical for our future energy supply and that are already under significant stress. Water, land use and skilled labor are examples of resources that are needed in increasing quantities to make the transition into a new energy infrastructure and at the same time maintain the global growth of our economies. Any shortages in the resources listed above will slow down the transition speed and have a direct impact on our ability to meet climate change targets or bring energy to the estimated 1.5 billion people in the developing world that still have no access to electricity and are denied further development as a result.

Waste Management in Germany Contributes to National Supply with Raw Materials and Energy

K.J. Thomé-Kozmiensky & S. Thiel
vivis Consult GmbH, Nietwerder, Germany

Starting with the early “Waste Management Law” in 1986, waste management in Germany is developing from a disposal-system for unwanted materials (i.e. wastes) to a supply system for secondary raw materials and energy (i.e. resource management). During the last few years it apparently was also possible, to decouple economic growth from generation of waste, which is reflected by a 15% decrease in waste quantities between 2000 – 2006. A further decline in waste generation can also be expected in the future, but on the other hand the contribution of modern “resource management” to national supply with secondary raw materials and energy recovered from waste is significantly increasing.

In German society, it is generally agreed that priority has to be given to materials recycling before energy recovery. However, material recycling is limited by the quality achieved for recycling products, the costs of recycling technologies applied and the market situation, making recovery of energy in waste-to-energy systems (i.e. direct combustion of waste in MSW-incinerators or co-incineration of SRF in conventional power stations or industrial units) to a competitive alternative. Hence, material recycling is mainly focused on mineral materials (e.g. construction and demolition waste), paper, glass and metals. A brief inventory of waste treatment & recovery facilities in Germany is shown in Tab. 1.

Table 1: Waste treatment and recovery facilities in Germany

Type	Number
Sorting plants for Commercial waste	956
Composting plants for separately collected Bio-waste	813
Biogas plants for separately collected Bio-waste	85
Mechanical-(biological) Treatment plants (MBT)	62
Power Stations for Solid Recovered Fuel (SRF)	
• in operation	25
• under construction	11
Municipal Solid Waste Incinerators (MSWI)	67
Pyrolysis plant	1
Landfills	
• before 01.06.2005	346
• after 01.01.2006 (class II landfills)	196

Landfill-mining is discussed as a future source for secondary raw materials recovery too, considering the relative large amounts of recyclable materials deposited (i.e. 100 million tons of plastics and organic waste, 26 million tons Fe-scrap, 850,000 tons Cu-scrap, 500,000 tons Al-scrap).

At present, about 6% of the electricity generated in Germany comes from waste-to-energy systems. 2006, over 17 million tons of waste was incinerated in Germany, supplying communities and industry with altogether 4.62 million MWh electricity and 13.72 million MWh district heat. Only one MSW-incinerator with two combustion lines and 300,000 tons/year capacity can supply a city with 100,000 inhabitants with heat and power. But unlike wind and solar energy, energy from waste is permanent available and does not depend on weather.

Quo Vadis Waste Management? Opportunities and Threats of the Private Waste Sector

H. Roth & R. Pomberger

Saubermacher Dienstleistungs AG, Graz, Austria

External parameters are highly influencing the development of today's waste management. The economic crisis has led to a strong interference with raw material markets consequently followed by a crisis of secondary raw material and waste markets. In addition several industry sectors have been confronted with massive declines in production followed by decreasing waste quantities. Especially the automotive sector has been encountered by a quantity collapse of 50% in the fourth quarter of 2008 and the first quarter of 2009.

The impacts hit private waste management companies particularly in countries with high standards and high recycling rates. Excess capacities and pricing pressure have led to severe market problems. Especially the secondary raw material markets have been under high pressure. Amalgamation has been the logical consequence accompanied by efforts directed to expand the services for the public onto companies in ways of re-municipalisation and the restraint for waste delivery. This tendency highly violates the necessity and significance of the services for the public in terms of private companies as waste producers. Furthermore it impedes with the EU's claim for the development towards a "recycling society". Meeting the EU's targets within the new waste directive that contains the pentamorous waste hierarchy will be a big challenge under these circumstances. New forms of partnerships have to be found to make the collaboration between communal and private sector a win-win-situation again. For advancing EU's society to a "recycling society", even sensitive topics like cross-border waste shipment have to be discussed. Making domestic capacities available to countries with lower standards and severe waste disposal problems, leads to international improvements of the environmental situation. Improving the environment is a big issue of private waste management companies within the central & east European (CEE)- and south & east European (SEE)-countries as well. Transfer of know-how is an important factor of the private sector that promotes sustainable development within these countries. As Europeans it is part of our social responsibility to achieve the high standard regarding waste treatment all over Europe. The basis therefore is a strong home market and a fair collaboration between the communal and private sector. The success within the Austrian waste management sector leads to positive developments on an international level which in turn has positive effects on our national economic system.

With all these present and upcoming trends and challenges we should not forget thinking about and creating our future. It is part of being an entrepreneur to expect positive future developments at least in the medium term. The future doesn't build on confrontation but on cooperation between the market agitators within waste management. We have to think about possible solutions in terms of cooperation models where everyone is providing her or his strengths and knowledge. Only cooperation between the essential agitators (municipality, systems, waste management companies, industry) leads to further advancement of the complex waste management system. Some elements that will play an important role are: Public-Private-Partnerships to join forces, long-term raw material supply partnerships to ensure disposal security, solve conflicts between communal and private sector, know-how export into CEE- and SEE-countries to contribute to sustainable development on an European level, use of free domestic capacities through waste import from countries with disposal problems, building cooperative recovery and recycling networks, as well as partnerships with collection systems and many more.

The realisation of these approaches is visionary at the moment. However Austria's waste management sector has become one of the most successful systems within the last decades and together we have to continue in such a successful manner.

Recent Developments in Testing, Modelling and Environmental Impact Assessment for Soil, Waste and Construction Products

H.A. van der Sloot

*Hans van der Sloot Consultancy, Langedijk,
The Netherlands*

O. Hjelmar

DHI, Hørsholm, Denmark

D.S. Kosson

Vanderbilt University, Nashville, USA

Worldwide a growing awareness of possible environmental impacts caused by the increased recycling of waste has led to the need for tools to assess such impacts properly. The available single step leaching tests, like TCLP, DIN-S4 and EN 12457, are inadequate tools for such assessment, as they do not allow an evaluation of trends in release due to changing exposure conditions. For the proper characterisation of the release behaviour from soil, sediments, sludge, treated wood, compost, waste, wastes from the extractive industry, electronic waste and a wide range of construction products a limited set of basic leaching tests addressing specific aspects of release behaviour are now in place. For the granular materials from the above list, the combination of the pH dependence test (CEN/TS 14429; CEN/TS 14997; ISO/TS 21268-4 and Preliminary EPA method 1313) and the percolation test (CEN/TS 14405; ISO/TS 21268-3; CEN/TC 351 TS-3 and Preliminary EPA method 1314) are the main tools. For monolithic products both pH dependence test, percolation test (only first fractions to simulate pore water composition) and dynamic monolith leach test (CEN/TS 15863; CEN/TC 351 TS-2 and Preliminary EPA method 1315) are the relevant tools. In addition, the compacted granular leach test (embedded in CEN/TC 351 TS-2 and Preliminary EPA method 1315) is a tool to address release from non-permeable granular materials and non porous coarse granular materials.

A redox capacity test is a tool not yet standardized in CEN to assess reducing materials (NEN 7348). The pH dependence test addresses chemical speciation issues. The results of the pH dependence test are used in mechanistic modelling to quantify the chemical phases (minerals and sorptive phases) controlling release. This information is needed to make any success in the prediction of long term release behaviour from any of the above mentioned materials and products. The basic chemical speciation approach is the same for all materials, as in all cases mineral dissolution/precipitation, sorption on Fe, Al or Mn oxides, interaction with clay and interaction with dissolved (DOC) and particulate organic matter (POM) play a role. It is only the proportion in which specific release controlling phases contribute to the overall release behaviour that materials differ. Tools to quantify the relevant reactive surfaces are in progress (ISO/CD 12782 parts 1 – 5) in cooperation between ISO/TC 190, CEN TC 345 and CEN TC 292.

The chemical speciation modelling of a wide range of materials and products has progressed substantially allowing a better understanding of the controlling process, which in turn opens new possibilities for waste management and product improvement. The data handling and modelling tools are now advanced and become more and more user friendly in the database/expert system LeachXS (subscription fee). This expert system contains a significant amount of public domain leaching data that can be used as reference information for own test data of users. Expanding the database with worldwide data has already provided an international reference base for cement mortars, municipal solid waste incinerator bottom ash and coal fly ash. A LeachXS Lite version with the capability to compare one's own data with reference data is being released for free use.

In all sectors of our society the fields of soil, waste and construction are divided, whether it concerns the regulatory field, the development of standards or research organisations. It is time to stop the diverging trend and seek the common ground across the various fields to avoid multiple conflicting or confusing solutions to the same environmental impact problem.

International Waste Management in Transition – Current Developments in Arabic Countries

M. Nelles, A. Nassour, A. Majanny & A. Al-Ahmad

University of Rostock, Institute of Environmental Engineering, Rostock, Germany

For more than 15 years the chair of waste management and material flow of the University of Rostock has been intensively working in the Arab world. Most of the Arabic states are classified as developing countries with a total population of about 300 million people. Almost in all Arabic countries, general waste management concepts are still in the initial stage. Partly suitable laws were passed and some administrative structures have been established in the past.

Thus the technical implementation, management, monitoring and financing of appropriate waste management systems are still considered to be a major challenge. Against this background the state of the art and current developments of waste management concepts in Arabic countries are to be discussed in this article. Different solutions were established based on own experiences gained from current international waste management projects.

Most governments in Arabia have recognized the waste management problem and are exploring appropriate solutions. Nevertheless, the lack of know-how and the allocation of necessary financial funds represent the major weaknesses. The implementation of waste management projects in the Arabic countries differs, depending on the actual living standard, role of politics and international cooperation in the particular region. In most countries some technical systems for the collection, transportation and disposal have already been built. The major problems are still considered to be the suitable treatment of waste and the optimization of disposal logistics (e.g. the introduction of separate waste collection, reduction of costs, minimizing collection intervals, control, etc.). Thus landfilling of waste is still the most frequently used disposal method. In the entire Arabic regions practical experiences on different waste treatment concepts barely exist. Due to the inadequate conception, design and management a lot of closed down treatment plants today exist.

In Arabia, municipal or local private companies are responsible for the collection and transportation of waste. However, there is a clear trend towards the integration of international partners. European companies and scientific institutions can profit from the waste management situation in Arabic countries through the development of technically and economically feasible solutions, particularly for the treatment, recycling and energy recovery of or from waste.

The following solutions and waste management technologies are required in the Arabic countries: transfer stations, sorting plants, composting facilities for household waste and waste of animal husbandry, pre-treatment or incineration of hospital and hazardous waste, recultivation of old landfills, landfill remediation and degasification as well as utilization of the high calorific fractions e.g. as substitute fuel for cement industry.

In Tunisia and Jordan, the basic conditions for the establishment of the first hazardous waste centers are created and partially implemented or already put into operation. Moreover, Tunisia has built the first scrap-tire recycling center as well as the first biogas plant in the waste sector. Currently the project is still in the testing phase. Lebanon has built the first mechanical-biological waste treatment plant with an integrated fermentation step in Sida. Egypt has established a manufacturing facility for sorting plants and already built several treatment plants. Kuwait has built two plants for construction waste, which are operated by private companies. Problems occur in the utilization and recovery of manufactured products. In Jordan, several projects for separate collection systems are introduced. Finally in Egypt, Tunisia and Jordan, several composting facilities for the waste of animal husbandry were built.

The cooperation between science and economy is the best option for technology providers from Europe to explore the Arabic environmental market and to carry out initial pilot projects with reasonable expense. From the author's perspective these strategic partnerships contain a lot of potential which should be used more in the future.

Biomass Wastes-to-Energy in China – Biogas from Landfills or Anaerobic Digestion Plants?

B. Raninger¹, R. Li & X. Chen

Shenyang University of Aeronautical Engineering (SHENHANG), Institute for Clean Energy and Environmental Engineering (ICEEE), Liaoning Key Laboratory of Clean Energy (LNKLCE), P.R. China
¹ *GTZ, German Technical Development Cooperation, Eschborn, Germany*

H. Xu

Chief Engineer, China Urban Construction Design & Research Institute of MOC, Beijing, P.R. China

The Chinese Government considers biomass-waste energy as one of the pillars in China's renewable power supply strategy, which is targeting a renewable energy generation of 15% or about 600 GW in 2020 (National Development and Reform Commission NDRC, Medium and Long Term Development Plan for Renewable Energy in China, Beijing, Sept. 2007).

To dump municipal waste on landfills is the most widely used type of disposal in China, accounting for 80% of the "collected" MSW. In 2009 there were 447 engineered landfills in operation and it is estimated that there will be another 1,600 landfills, besides incineration and biotechnological treatment plants, required within the next 25 years (Xu 2008).

It has been evident that China has a great potential for landfill gas Clean Development Mechanism (CDM) projects. To satisfy the demand, a comprehensive CDM management mechanism was established and many CDM developers and Certified Emission Reduction (CER) buyers were focusing on landfill gas projects. As of 2010, 52 projects have been approved by NDRC. But only 20 CDM projects were registered by United Nations Framework Convention on Climate Change (UNFCCC) and only half of the projects can provide monitoring reports with an issuance success rate of in the average 13% (not included landfills which didn't submit at all monitoring reports), which is far below the estimated emission reduction (ER) in the project design document (PDD).

Considering these facts mentioned above, landfill simulation research was conducted at the biotechnological laboratory at ICEE to analyze the differences between Chinese and western waste's landfill behavior. It was seen that the traditionally used CDM biogas calculation models did not consider the given waste composition and that no differentiation was made between the bio-decay ability of the different organic fractions in the waste, as well as the landfill technology and operation mode applied. Finally it turned out that landfill gas collection cannot be conducted successfully as most of the COD is leached out during the hydrolysis and acidification phase through liquid effluents in an early stage and the remaining fast built biogas vents uncontrolled before LFG capturing is effective. Although at existing landfills, landfill gas (LFG) collection is a contribution to environmental protection, the waste management strategy has to be changed in a way that the high biogas potential of MSW can be used more efficient. Incineration of that low calorific MSW and composting, due to the lack of structure, material, are both inappropriate, but biogas from bioorganic municipal waste (BMW) is a solution.

In the agricultural sector between 2006 and 2009, about EUR 4 billion have been spent on public subsidies for constructing medium and large scale biogas plants (MLBGP) and so far about 8,000 installations were set up. However, the majority of these plants works below international standards and CDM is, due to the low performance as well not successful.

The German Technical Development Cooperation (GTZ) is currently conducting the "SINO-GERMAN Biomass Utilization Project", with the China Ministry of Agriculture (MOA) as partner, aiming to support the technical standard of newly build MLBGP, such as those financed by the Asian Development Bank. Inter alia promoting co-digestion in centralized biogas plants by using bioorganic municipal waste (BMW) (in cooperation with the Ministry of Construction, MOC) to increase biogas-production is one of the suggested strategies, and a 130,000 tons/year pilot project is on the way in Heilongjiang Province.

Waste Management in China – Status and Perspectives of Thermal Waste Treatment

T. Dorn & M. Nelles
University of Rostock, Rostock, Germany

S. Flamme
University of Applied Science Münster, Münster, Germany

D. Chen
Tongji University Shanghai, Shanghai, China

K. Wu
Hefei University, Hefei, China

Economic and social progress in the People's Republic of China has also led to growth and increasing diversity – of waste. Though waste incineration does not yet play a major role in China's disposal strategy, currently 16% of MSW is burnt away while more than 80% still goes into landfill. The limitation of land resources, water table contamination, fire- and explosion hazards as well as residential unrest due to foul odors lead to a growing number of waste incineration plants (WIPs). In 2009, 47 plants were in operation, 32 using stoker grates and 15 running on fluidized bed boiler combustion technology. Within the framework of a study of Chinese WIP's, 30 plants were shortlisted for visits in April and May 2009. Telephone interviews and direct contact to operators during the annual convention of the WIP Association in Shenzhen showed that many of the plants do not allow visitors. As a result, only 15 of the 47 plants currently in operation (32%) could be visited. Discussions with plant operators gave valuable insight into operational techniques as well as problems and solutions. The average daily disposal capacity per combustion line is 340 tons/day, with grate furnaces operating on a slightly higher daily capacity (345 tons/day) than fluidized bed furnaces (314 tons/day). Most of the plants were designed for a calorific value of 5 – 7 MJ/kg. In actual practice only a value of < 5 MJ/kg is achieved due to the high water and organic content of waste. To ensure a complete combustion, co-firing of coal or pre-drying of waste in the bunker is required. Heatrecovery for district heating is unknown, as heating is not common in southern China (south of the Yangtze River) and tariff and supply regulations are missing. All plants cover their costs through tipping fees and co-generation fees. Many of the plants that do not allow visitors and thus could not be viewed, belong to operators who have certain reference plants which they proudly display. Operators are quite selective about whom to show which plant, because most of the plants are running with a much higher coal co-firing content than officially admitted. According to plant operators, some of the plants need to burn a higher coal content in order to generate enough electricity to render the whole group's operation economically viable. Waste incineration has been recognized by the Government as a "Renewable Energy Source" and achieves an electric energy charge of approx. 0.55 RMB/kWh. The ordinary tariff of hydropower is approx. 0.22 RMB/kWh, and 0.33 RMB/kWh for coal-fired power respectively. So while plants that "only" incinerate municipal waste just manage to cover their costs, a WIP owner achieves a 60% higher profitability on his coal-fired plant by mixing in municipal waste. By that it becomes clear why, since 2005, more and more fluidized bed boilers have been put into operation.

With regards to problems mentioned during WIP operation, these were corrosion within the flue gas system (40% of plants), treatment of leachate water of the bunker (20% of plants), internal energy consumption (electric efficiency: 20% of plants), service and maintenance (13% of plants) and problems caused by the high water/organic content of waste (grate furnaces).

In the autumn of 2005, the Chinese Academy of Social Sciences collaborated with a team of foreign experts to write a report on "Chinese Strategies for Promoting Circular Economy: Priorities and Policy System". Even though official figures have not yet been released, indications are that goals set were not fully met. A growing awareness at various governmental levels of the detrimental effects of pollution on China and an eagerness to learn from other countries have continued to make achieving these goals a priority. To this extent China's efforts should be encouraged by foreign companies and nations, with help provided wherever possible. In terms of the environment, we are not separate countries, in different parts of the world. In terms of the environment we are one globe – with one common problem.

Mechanical-Biological Waste Treatment – Experiences from a Pilot Project in Maringá, Brazil

P. Chlan, F. Budde & P. Degener

ARGE BIOPUSTER, Vienna, Austria

The city of Maringá was founded in 1947 and is located in Southern Brazil in the federal state of Paraná. Maringá has approx. 320,000 inhabitants who annually generate about 100,000 Mg of household waste collected by the municipal garbage collection program. This waste was brought to the municipality's owned disposal site until the end of 2009. Furthermore, in Maringá, as in many Brazilian cities, "catadores", self-organized waste collectors that either collect the recyclable material directly from the producer (households, small enterprises and plants) or take it from the disposal site and bring it to the recycling facilities, are active.

In 2006, ARGE BIOPUSTER conducted a survey about pre-aeration in the Maringá disposal site in preparation for a renaturation program. It soon became apparent that standard treatment of the daily accumulation of approx. 300 Mg of fresh garbage was the city's most urgent task. This was especially true since for several years an official notification was pending, which prohibited untreated disposal of waste dumped in the landfill. The engineering office of Hartung & Partner from Braunschweig was invited to work out a proposal for treatment of the fresh waste. In preparing the concept, in addition to considering the basic political and economic conditions, region-specific technical and social aspects also had to be considered. In order to fully meet the requirements, the engineering office planned a mechanical biological waste treatment plant (MBT), which was based on existing proven technologies and works without high-tech equipment. The objectives were to create steady work for the "catadores", to produce compost from the organic-rich household waste to be then used in neighboring sugar cane plantations as a substitute for mineral fertilizers and to obtain high calorific components as substitute fuels.

According to an extensive comparison of technologies available worldwide, the city decided to adopt the recommended concept and assign a 6-month pilot project in which the suitability of the process could be demonstrated from a technical and economic standpoint in order to make it possible to implement and transform the program into a long-term continuous operation.

Starting early in 2008, the facilities were built, and then put into operation in April. By July 2008, the MBT was treating all the city's daily accumulating household waste. Approx. 120 "catadores" worked in three shifts to sort the recyclable waste. After the successful pilot project, extension of operation was ordered for another six months. After this, the city administration attempted to allocate discretionarily a 20-years contract based on the "unique features" of the BIOPUSTER®-process; however this failed due to legal tender issues and the allocation procedure had to be tendered publicly. Because it could already refer to an existing facility at the disposal site, ARGE BIOPUSTER with the Brazilian partner BAL Biopuster América Latina believed it was submitting a competitive tender that was in the technical and economic interest of the city.

After the bidding opened, and in the bidding procedures that followed, we achieved second place in this procedure. However, the first-place bidder was disqualified due to a lack of documentation. But the reviewing office also found (invented) a procedural error in the BAL documents; moreover, at the same time there was a legal ruling against the disposal site in an so far open case that had been ongoing for 9 years, whereby it had to shut down and all the work at the disposal site, including operation of the existing MBT had to be stopped. Thus, the contract went to the third bidder, which now dumps the waste in a quarry, neither authorized nor equipped as a waste disposal site.

Landfilling of Solid Waste and Landfill Operation in the Marmaris Region

E. Erdin, Ş.B. Yılman & G. Akıncı

Dokuz Eylül University, Faculty of Engineering, Environmental Engineering Dept., Buca/Izmir, Turkey

E.B. Özkaraova Güngör

Ondokuz Mayıs University, Faculty of Engineering, Environmental Engineering Dept., Samsun, Turkey

A modern wastewater treatment plant, a sanitary landfill, and a packing waste separation units were established in “The union of Marmaris Environmental Protection, Construction of Substructure Foundations and Operation”. Yearly 50,000 tons of solid waste are entering the plant since 2003. About 10,000 tons of total waste is the valuable packing waste and 40,000 tons of total waste is other garbage and solid waste. Currently, the landfill is divided into two sections, with estimated volumes and landfill capacities of 650,000 m³ and 12 years, as well as 350,000 m³ and 7 years, respectively. Total landfill capacity is estimated as 19 years. However, there is another reserved area available for a third section with a 650,000 m³ capacity, depending on further development and trends.

As expected for a touristic region, the number of population increases in the summer months, which also leads to an increase in municipal waste. Monthly average of municipal solid waste amount coming to the solid waste collection facility in 2007 was highest in August (approx. 7,200 kg) and lowest in February (approx. 2,100 kg). The operation of landfill is done by spreading the unloaded municipal wastes towards the front of the cell. The steel-wheeled compactors with trash blade place the wastes in 50 cm layers with a slope of 3 : 1. The density of wastes increases from 0.3 ton/m³ to 0.8 ton/m³, after a five-time compaction by the compactor. A thin layer of soil about 30 cm is daily placed on the waste to prevent its exposure.

The leachate generated within the operating unit is collected by the leachate collection system, which has a liner implemented according to the permeability requirements of the Solid Waste Control Regulation. The collected leachate is transmitted to a pond for recirculation and further treatment. Especially in the dry summer months leachate is recirculated to the completed units of the landfill, thus helping to prevent the drying of solid waste mass by introducing extra moisture into the waste body, which is also working as a trickling filter.

Landfill gas collection and their treatment before emission to the atmosphere by means of natural absorption way through the landfill construction technique was also put into practice. Vertical, gravel-packed interceptor trenches have been used for gas drainage. These trenches were placed into the unit with 40 m intervals assuring overlapping of the radius of influence. The gas generation rate used in the project calculations of Marmaris sanitary landfill was 17 m³/ton/year. The trenches were made of Ø 90 mm perforated HDPE pipes placed into a 60 cm diameter cage with 2 x 2 cm grids. The trenches were filled with gravel (mesh number 22).

Sustainable Resource Management in the Styrian Waste Management Plan 2010

I. Winter & W. Himmel

Styrian Provincial Government, Specialized Division 19D – Waste and Material Flow Management, Graz, Austria

The Waste Management Plan 2010 of the province of Styria (Austria) refers to all non-hazardous municipal waste fractions plus other waste fractions, which are collected via the municipal collection systems, too. According to the Provincial Waste Management Act, the Styrian Provincial Waste Management Plan has to include the collected amounts of waste, the waste treatment facilities, a forecast of the future amounts of waste, objectives on sustainable waste and materials flows management, and strategies for waste avoidance and waste treatment. At the same time, the achievement of the previous objectives and strategies is assessed.

Whereas the previous Styrian Provincial Waste Management Plan 2005 urged the change from traditional waste treatment to a sustainable waste and material flow management, the Styrian Provincial Waste Management Plan 2010 launched the vision that Styria takes on a pioneering role in sustainable resource management by 2020. The strategic pillars of this vision were deduced from the “three pillars principle” of sustainability: environmental, economic and social. The Styrian approach to waste management is, however, based on the principles of the new EU waste directive (Directive 2008/98/EC), which defined the new waste management hierarchy (avoidance, reuse, recycling, recovery of energy, disposal) and emphasized the urgent need for improved resource protection.

Styria has already reached a respectable level of waste management. The total utilization rate for the municipal waste fractions is 79% (65% recycling and 14% energy recovery). Over the period 2003 to 2008 the amount of municipal solid waste increased by only 10%, whereas the average increase of all municipally collected waste fractions over this 5 years were 18%. In contrast, the increase of the separately collected recyclable fractions was above average (e.g. plus 32% for organic waste, and plus 24% for recoverable municipal waste and packagings together). The ratio of municipal solid waste to the total municipal waste decreased from 31% in 2003 to 29% in 2008.

According to the Styrian Provincial Waste Management Plan 2010, Styria is now committed to further improve the sustainable management of resources, including soil, landfill capacity, raw materials, water, energy, and climate. In summary, the following objectives were set:

- Consistent measures for avoidance and reuse of waste,
- Decreased resource consumption and increased resource recovery in manufacturing and recycling processes by means of material flow analyses,
- Ecologically and economically sound waste collection and treatment with simultaneous consideration of social aspects and
- Increased public awareness and understanding of sustainable resource management.

Scenario Analysis Waste Management in Bavaria 2030

S. Kreibe, M. Schneider & S. Müller

bifa Environment Institute GmbH, Augsburg, Germany

Sustainable management requires long-term strategies. Whether consciously or unconsciously: strategic decisions often are based on personal preferences and the narrow view of current discussion topics. Perception is mainly focused on short-term trends and does not provide a good basis for long-term planning. Here, only a systematic approach can help. Therefore, to be prepared for tomorrow, the Bavarian State Ministry for Environment and Health asked bifa Environment Institute to take a look at the future of Bavarian waste management. bifa made use of the scenario technique and integrated key stakeholders and experts in the process to obtain methodologically sound results. In the course of the project interviews with citizens, 30 detailed explorations with experts and seven workshops were conducted. Altogether, a total of 60 experts were involved in the work: they come from commercial and municipal waste management, waste research and consulting, manufacturing industry, trade, sustainability experts, youth researchers, climate researchers, experts for raw material markets, or internet experts.

The application of the scenario analysis software SINUS Szeno Plan has been linked to interview methods and group processes, which mobilize creativity and open horizons. That way, a lot of important trends, interdependencies, strategies and possible developments of waste recovery operations and market conditions were identified.

One main result of this process was about 600 influence factors. These were aggregated to 24 political, economic, social, technical and ecological key factors, which are crucial for the development of Bavarian waste management to the year 2030. They include factors such as public awareness of environmental issues and behavior, the design of collection and sorting systems, the development of commodity prices or the structure of the legal framework.

These key factors were discussed in workshops and then for each factor possible directions of development were defined. This newly developed set of factors with individual trends was bundled into scenarios. Scenarios are not predictions, but solid and sufficiently probable pictures of futures. They can be seen as borders which define a corridor for future developments and used for strategy development.

Then it was investigated, how waste management structures and specific municipal waste flows like residual waste, bio waste or packaging waste can look like in these futures.

Finally, for these material flow scenarios and waste management structures an eco-efficiency analysis (i.e. an analysis of environmental and cost impacts) was accomplished to determine the ecological and cost effects of current waste management structures in these futures and to identify strengths and weaknesses. For this an already existing model of the Bavarian disposal structures was adapted and used.

The core results of the work are four scenarios that are described and investigated with regard to their effects on waste management structures and ecological impacts:

- Scenario 1: Policy first: policy as the engine of sustainable management,
- Scenario 2: Markets first: markets drives innovation,
- Scenario 3: Glocalisation: regionalisation of the European Community law and
- Scenario 4: Sustainability last: politics of the day rather than strategy.

These scenarios and the detailed results about the surrounding conditions, the behavior of core stakeholders, the effects on waste flows and ecology and costs are a sound basis for the development of long range strategies. They can be used not only by the Bavarian State Ministry for Environment and Health but also by interested companies and other governmental authorities.

Municipal Solid Waste Management Policies and Problems in Naples

S. Romano

Regional Environmental Center for Central and Eastern Europe (REC), Szentendre, Hungary

In our current globalised world consumption patterns have significantly increased resulting in huge quantities of waste produced, impacting our environment. If the initial phase of a good – production – has mainly an economic driver, followed by consumption – which mainly reflects the social pursuit for comfort – the final phase has a significant environmental impact, besides the social and economic ones. The concept of waste management has therefore entered the current vocabulary not only of the environmentalists, experts, politicians, but also of common people, increasingly affected by efficient or poor waste management. Over the last decades waste started to be associated with management because of the need for plans and methodologies to dispose of waste, for which specific policies are necessary. In order to look into the whole process one single case will be depicted; the case of Naples which, in 2008, became infamous for its patent poor waste management. This case study will highlight the different phases of waste cycle, the involvement of different stakeholders, whether from the governmental – central and local – or the private sector, as well as the citizens themselves, and, last but not least, an examination of the legal framework regulating waste management.

The overall goal of the paper is to investigate why waste management policies failed in Naples and what measures are necessary to tackle the political and environmental deterioration. Several hypotheses will be advanced and consequently inquired into in order to unravel the reasons of Naples' problems concerning waste management:

- the lack of the political will to properly enforce and comply with waste management regulations,
- the lack of clarity and overlapping of competences of different public organs jeopardize the efficiency of environmental management in Naples,
- the lack of controlling and monitoring of entities in charge of waste collection facilitates corruption in waste management at public and private levels and
- the lack of involvement of citizens in the waste management decision-making process at public levels deters the identification of community concerns and needs regarding life conditions.

The complex analysis will narrow down the waste crisis in Naples to one key concept: political inefficiency, which has allowed private interests to gain ground in the public arena. In order to achieve real results, a strategic plan should be developed targeting both the short and the long term, both at political and technical level. The short term solutions should be introduced to immediately start the process of correcting and repairing the damage produced by years of waste mismanagement. But long term measures are necessary to address the problem at its core. Solutions should be aimed at improving the performance of the political class – primarily the actions of local administrators – and at devising technical measures to improve waste management.

Impact of the Economic Crisis in 2008/09 and Lessons Learned

W. Hauer

Engineering office HAUER Umweltwirtschaft GmbH, Korneuburg, Austria

The economic development from end of 2008 to 2010 presents itself as inconsistent: The private consumption of consumer goods remained virtually unchanged from previous years. The consumption of durable goods recorded significant growth 2008 – 2009.

GDP declined from 2008 to 2009 by about 4%, which results from constant private consumption and a decline in industrial production by around 15%. This decline in industrial production, however, was associated with a decline of freight traffic by about 30%, which was much above average. The amounts of industrial waste decreased more than the industrial production too.

While respecting the different developments can be derived two thesis:

Thesis 1: “Those processes with the highest marginal cost (in money and other resources) will be abandoned as a first – in accordance with marginal consideration of the last unit”.

Thesis 2: “In times of growth have been accepted extremely high marginal costs. The strong growth from 2004 to 2007 was characterized by particularly high specific consumption of resources (high marginal costs)”.

New growth needs decreasing marginal costs, with a lower marginal use of resources (resource consumption per additional unit of output). This is the opportunity for growth

Future developments are to be measured on the marginal costs (use of resources per additional benefit), not on averages!!

Here, business methods should be used in the assessment of resources other than money

The desires for economic growth are in opposite of the desires to call for a reduction of resource consumption and for reduction of emissions. Reduction oriented and growth oriented strategies and policies are in opposite

How can these contradictions be resolved? An active resource policy can act as intermediary between these conflicting requirements. The resource policy is therefore at the heart, without which a supply of energy and materials can not be secured for long periods.

Reduction oriented policies can only be successful if they are an integral part of growth-oriented policies. Every single action of a growth oriented policy is to check to see if it is not contrary to a reduction oriented policy.

Reduction oriented policies must therefore be used as a filter in which every action of a growth oriented policy is examined. Only those measures can pass the filter which are not in contradiction with reduction oriented policies. The policies must not be irreconcilable antagonists, but must be considered integrative.

The decision to promote growth or reduction oriented policies is therefore not relevant. The neglect of one side also implies a weakening of the other side. Both sides depend on each other – at least considered the long term. In all decisions syntheses of the two policy areas are to be found

The economic development of recent years was not sustainable. A new economic development is needed. Both approaches to growth and to reduction oriented policies are available in large numbers. It's time to merge the concepts into a synthesis and to realize it and thus proceed in a sustainable future.

The Capacity Model as an Assessment Tool for Secondary Raw Material Markets

H. Klampfl-Pernold, R. Pomberger & G. Schmidt
Saubermacher Dienstleistungs AG, Graz, Austria

On the basis of the well-known life-cycle-concept the capacity model presents an explanation approach for the interdependencies between the primary and the secondary raw materials market alongside the life-cycle of different waste materials. Depending on site capacity and waste amount the price for a certain waste material is determined either by the disposal market or the energy and raw material market. Consequently the price is based either on the disposal and/or treatment costs or on the price of the substituted primary raw material price. Depending on the position of the different secondary raw materials within the capacity model there are different strategic implications and considerations for regulating the product and service programme on an individual firm's level. Companies within the waste management industry are able to seize their chances for enlargement of their business segment as well as the possibility to prolong their own value chain in a more efficient way.

To be able to cope with materials that have been defined as waste it is necessary that at least one of the economic agents recognizes the value or benefit of the waste. In doing so the waste gets a positive evaluation and an appropriate demand is induced. Defining waste as a resource that is re-inserted into the economic system cannot be distinguished as worthless any longer because its application saves other primary resources and energy. Hence such a re-definition produces multiple interdependencies with other industries. In matters of interdependencies to markets that underlie substantial variations, interlinking waste industry into the raw materials industry makes it vulnerable to prevalent changes that have their seat within the latter. The necessity arises for an adequate explanatory model like the capacity model.

Following an abductive approach the capacity model offers the basis for discovering hypotheses in regard of the interdependencies between the primary and secondary raw material markets. In doing so it takes on the insights and findings of basic and within the scientific community well accepted models, namely the s-curve and life-cycle-model, and assigns them to the object of investigation. Therefore the capacity model builds a basis for the understanding of the whole life-cycle of different substitute fuels and secondary raw materials. With an onward market maturity of different products from waste additional site capacities with an adequate recycling potential are developed. Prices inevitably converge to the price of the substituted primary raw material in the long run. With an advancing development of the product from waste the correlation to the primary raw materials market raises and the price difference to the substituted raw material declines with rising site and recycling capacity.

In countries that are highly developed in terms of waste management, companies don't only fulfill a disposal function but a supply function. Being an important partner for the producing industry the waste management companies in such developed countries are strongly affected by the price developments within the primary raw materials market. Nevertheless the capacity model shows that positive price developments are possible for a number of secondary raw materials. The model has been tested with the help of price comparisons for different primary and secondary raw materials. First results show great promise whereupon further research will show to what degree the model allows for future oriented statements.

Eco-Efficiency in Day to Day Life

W. Neumann

W. Neumann Consult, Oberbözing, Switzerland

The climate change by the exhaustion of greenhouse gases also challenges middle-sized enterprises to efficiently use energy and sustainably use environmental treasures such as unpolluted soil, water and air.

By an eco-efficiency analysis according to DIN ISO 14001, the business areas are detected that allow a maximal protection of environmental treasures and maximal energy saving by a minimum of investments and efforts.

In this example of a middle-sized excavation and recycling enterprise, the logistics of long-haul transport of contaminated soil is identified as the business area where the change from truck to train transport promises the greatest yield of energy savings and the reduction of CO₂ with a minimum of efforts.

However, the challenge is the combination of the flexibility of truck-transport with the efficiency of train transport.

This challenge is met by the construction of 20-foot-containers with standard outside measures but otherwise specialized for loading, transport and unloading of hazardous wastes.

These containers can be used as the transport element in a combined logistics system truck-train-truck. This system is flexible enough to handle the transport of hazardous wastes from any excavation site to any treatment plant.

Container terminals may even serve as short term intermediate stock so as to buffer truck or train delays.

Finally the enterprise succeeds in transferring 62,250,000 tons-km/year from truck to train, thus avoiding the emission of 7,200 tons of CO₂.

The Obligation to Offer Waste Regarding Commercial Waste: Risks to a Resource-Oriented Waste Management

R. Pomberger

Saubermacher Dienstleistungs AG, Graz, Austria

M. Eisenberger

Umweltrechtsconsulting, Graz, Austria

Commercial and industrial waste mixtures are not a particular type of waste in Austria, although substantial amounts are collected and recycled. Together with municipal waste from households they underlie the obligation to offer waste which differs from region to region. It is the ambiguous term of municipal waste that leads to conflicts in practice between communal and private waste management companies. On the one hand the collection and treatment of commercial waste is a historically based core business of private waste management companies; on the other hand, communities are trying to integrate commercial waste into existing communal collection systems with varying intensity.

The expansion of treatment capacities during the last years in combination with a decline in waste amounts because of the overall economic climate lead to a rising interest in waste streams from commerce and industry. In this course, economic and political interests seem to outweigh arguments that would establish an environmental and technological reasonable and resource oriented use in an optimized way. The resource potential of commercial waste mixtures is considerably higher regarding both material and thermal recycling. Hence, the separated collection and treatment of commercial and municipal waste is a substantial contribution to a valuable use of resources. Several studies underpin this argument. Therefore the material and thermal resources within the raw material "commercial waste" should be increasingly utilized in future.

For achieving this aim it is necessary to solve the definition problems. In contrast to municipal waste, the federal law regarding waste management does not define commercial waste. Therefore the waste key number SN 91 101 summarizes municipal waste as well as similar commercial waste. Furthermore, non similar commercial wastes are not mentioned at all. However the federal waste management law does give the target of resource conservation as well as the basic principle for waste recycling. Even the European Union defines waste as a resource and follows the objective of being a "recycling society". A first step to solve the underlying problems would be the introduction of a particular waste type for recyclable and sortable commercial and industrial waste mixtures. In this respect the amount of waste is a practicable demarcation-criterion. If the objective of turning into a recycling society is taken seriously, commercial waste has to be seen as a raw material and a resource and should be encouraged by legislators. Therefore the obligation to offer waste regarding commercial waste is a risk and in respect to a resource-oriented waste management, counterproductive.

Life Cycle Assessment of Recycling Strategies in Automotive Engineering

D.J. Hofer, H. Rabitsch & E. Haberschreck
MAGNA STEYR Fahrzeugtechnik AG & Co KG, Graz, Austria

While global energy and raw materials demands are growing due to rising world population and emerging of new markets engineers in all industries, politicians and companies try to create more efficient solutions to solve the problem of shortage of resources.

Automotive industry therefore focuses on reduction of emissions, lightweight design and expanding the overall efficiency of the whole product life cycle of vehicles. A great challenge for new car's engineering is to find out the most efficient and environmental friendly product alternative during vehicle development. MAGNA STEYR has therefore developed innovative tools and processes for Life Cycle Assessment (LCA) used in every phase of vehicle and component engineering.

With simplified LCA in feasibility and concept phase of vehicle development it is possible to find out the most ecologic product alternatives by using input-/output data for the investigated system.

In the following serial development phase advanced data quality is available via International Material Data System (IMDS) and specific process data sent by suppliers. This ensures the evaluation of the best ecological product alternative following the methodology of descriptive LCA acc. to ISO 14040.

Results of LCAs done by MAGNA STEYR show that not only the environmental aspects during use phase of a vehicle is relevant for its environmental performance but also impacts during raw material extraction, manufacturing of components, assembly of vehicles and recycling of end of life vehicles have to be considered.

For example regarding the global warming potential (in kg carbon dioxide equivalents) material extraction, manufacturing and recycling for new vehicle concepts like electric vehicles are as relevant as the use phase. This is caused by the need for complex electronics like innovative battery systems and lightweight materials and their higher environmental impact compared to standard materials used in common vehicle concepts. The advantage of new vehicle concepts is a better efficiency and reduction of emissions during the use phase resulting in lower environmental impacts through the whole product life cycle compared to the impact of common vehicle concepts.

Innovative recycling strategies have to be considered for future end of life vehicles and their complex new material compositions. Design for Environment including cost efficient dismantability and high material quality out of Post Shredder Technologies are main targets for vehicle engineers enabling recycling companies to achieve high recyclability and recoverability rates for end of life vehicles.

Another great possibility to reduce environmental impacts of vehicles and their components is to use more high quality secondary materials. Design for Environment at MAGNA STEYR means getting more recyclates into new engineered vehicles and reducing production waste as well as manufacturing process energy demands. The result is a high saving of resources and energy identified by LCAs.

Only a reduction of environmental impacts through the complete vehicle's life cycle results in an ecological optimized and "green" product. The use of secondary materials and the implementation of innovative recycling strategies in vehicle's engineering helps to create environmental friendly cars for a sustainable future mobility.

Characterization of Waste Materials Originating from Supermarkets

M. Barth & G. Kreindl

University of Leoben, Institute for Sustainable Waste Management and Technology, Leoben, Austria

R. Pomberger

Saubermacher Dienstleistungs AG, Graz, Austria

In some parts of Austria, commercial and industrial waste are collected and treated along with household waste, resulting thus in the lost of detailed information about such streams.

In order to fill this gap, waste materials from several grocery stores in the city of Vienna and its nearby suburbs were collected with the specific aims of quantifying the residues of waste and biowaste bins, characterizing the discarded fractions and proposing potential uses of compostable materials.

The research begun with the sampling of residues and biowaste from ten grocery stores (store waste) located in the Vienna urban area on two different occasions.

For each sampling campaign, the store waste was collected separately and then directed to a laboratory. There, it was sorted, weighted and analyzed on a “as-is” bases. The net mass of the sorted material was 1,300 kg for the residual waste and 700 kg for the biowaste on both campaigns.

Finally, the material was classified into 18 categories: only organic matter, wrapped organic matter, wood, paper, plastic (2-D), plastic (3-D), plastic packages with fillings, glass, glass packages with fillings, textiles, metal, metal boxes with fillings, hazardous waste, packages made out of different materials without fillings, packages made out of different materials with fillings, inert materials, small fractions and sorting-rest.

As a result, it was found that, on average, more than the half of the sorted residues contained mostly compostable material: “only organic matter” accounted for approx. 70% and wrapped organic matter for approx. 23%. The remaining 7% consisted of various recyclable materials and residues.

The present study showed finally that residual and biogenic wastes originated in supermarkets have different composition from those originated in households. Therefore, on this basis, it was recommended to re-evaluate the current collection system and treatment of supermarket waste streams.

REDWAVE XRF-Resource Recycling with X-Ray Fluorescence in Waste Management

M. Weiss & J. Felber

BT-Wolfgang Binder GmbH, Gleisdorf, Austria

In the last recent decades the waste management developed off waste disposal towards waste treatment, waste recovery and recycling. Even though the waste collection is on a high standard and many different waste streams are collected separately, an after-treatment is necessary. Each waste stream is more or less polluted, which makes it obligatory to treat the collected waste in certain plants. BT-Wolfgang Binder GmbH is a general contractor specialized in mineral and environmental technology and has developed different sensor-based sorting machines with technologies such as Near Infrared Spectroscopy, Infrared-Transmission and Line Scan Camera. A new sensor-based sorting system based on X-ray fluorescence was developed by BT-Wolfgang Binder GmbH in collaboration with Innov-X Systems

The REDWAVE XRF system is capable of identifying and separating different types of materials by measuring difference in their elemental composition with X-ray fluorescence. When materials are exposed to high energy, electromagnetic radiation (X-ray), electrons are ejected from the atomic shell. Free spots get filled up by an electron transfer from outer shells, which causes the emission of radiation (photons). The radiation produced is characteristic for each element. By measuring the radiation with special detectors, it is possible to determine the elemental composition of materials. The sorting criteria can be based on one element, multiple elements or a ratio of two elements. For the separation of leaded glass and glass ceramics out of recyclable material stream of recovered glass, the elements lead, zirconium and zinc are used simultaneously while sorting brass and stainless steel, respectively is done by using a ratio of two distinguishing elements.

Sorting material is constantly fed over the entire sorting width of a conveyer belt by a vibratory feeder. The XRF sensor then performs an ultrafast elemental analysis, regardless of its physical properties such as thickness and colour or the presence of labels or other impurities. If the chemistry of a material meets the set ejection criteria a signal is sent to the ejection unit. High speed valves and air jets, operated by compressed air, then reject that piece of material.

In general all solid materials, which contain a specific and characteristic element, can be analyzed and separated. The technology of X-ray fluorescence is therefore not limited to one material class or application but can be used in a wide variety of fields:

- Glass: Separation of leaded glass and glass ceramics.
- Metals: Sorting of stainless steel (e.g. 1.4571 and 1.4301), non-ferrous metal (e.g. brass), discarded metal, etc.
- Ores: Sorting of ores with different contents of metals, separation of ores polluted with objectionable inclusions (e.g. mercury), etc.
- Minerals: Sorting of different minerals according to purity grade.
- Plastics: Colour independent separation of PVC.
- Electronic scrap: Separation of electronic scrap coated with bromine from shredded electronic scrap, etc.
- Quality control: REDWAVE XRF is also applicable as online quality control in above mentioned areas as well as where a characteristic element is existent. According to requirements different elements as search key can be adjusted. These elements are continuously identified and evaluated then recorded, giving assurance of a quality material.

The Austrian Waste Prevention Programme 2011

H. Reisinger & H.-J. Krammer
 Umweltbundesamt, Klagenfurt, Austria

The Waste Frame Directive (Dir 2008/98/EC) in article 29 requires from EU-Member-States to prepare waste prevention programs till 12 December 2013 at the latest. The Austrian Lebensministerium decided to provide the Austrian Waste Prevention Program in the frame of the next Federal Waste Management Plan already by mid 2011.

The paper presented at DEPOTECH 2010 describes the corner stones on which the waste prevention program is built. Starting with a vision of how the Austrian material flow and waste management system should work in the year 2020, strategic objectives and the focal areas (fields of action) are defined. For each of the focal areas a number of measures are selected based on technical analyses, expert judgment and stakeholder discussions.

The focal area “Prevention of construction and demolition waste” contains measures to:

- further develop the “building pass” as building material information system,
- further disseminate the techniques of waste preventive building construction and life time extension (by pilot projects, education and training and public procurement) and
- apply selective demolition as means of urban mining.

The focal areas “Product oriented substance flow analysis” and “Minimisation of hazardous substances” aim for the identification and substitution of products containing hazardous substance or critical metals.

The focal area “Waste prevention in enterprises” contains direct measures of supporting cleaner production and a review of the required contents of obligatory waste management concepts.

The measures of the focal area “Waste prevention in households” concentrate on the information, inspiration and education of the broader populace on waste prevention techniques and options of immaterial consumption.

The focal area “Prevention of food waste” contains measures to:

- Inform, train and motivate the food industry, retail system and services (including kitchen, restaurants, hospitals, etc.) to refrain from causing avoidable food waste,
- Remove existing barriers for redistributing excess food from the retail sector to social poor and
- Raise the awareness and knowledge level with privat households what they are doing with food and how to make food consumption more efficient.

The focal area “Re-Use” contains measures to:

- Promote the demand for re-use products,
- Increase the capacity and efficiency of the Re-Use sector by fostering co-operation and providing guidelines and
- Improve the marketing of re-use products and establish quality assurance systems.

The emphasis of the waste prevention programme lies with creating and disseminating information for experts in planning and industry as well as for the wider populace. Further emphases lie with awareness raising, system organisation, research and development and funding thereof. But also one or the other ban may be the result of the programme. In total the initiatives aim more at improving the system Austria on the long term than at achieving fast gains.

Re-Use in Austria: Regional Networks to Support “Preparation for Re-Use”

M. Meissner & C. Pladerer
Austrian Institute of Ecology, Vienna, Austria

Due to the European waste framework Directive 2008/98/EC stakeholders in the area of waste management show interest in activities related to the preparation for re-use. Social integration enterprises, active in this field at local level, are a sustainable approach to contribute to the goals of the directive. Regional driven processes, like in Upper Austria or Styria, enable the development of existing offerings. The potential for re-use products was calculated in these processes to 3.000 Mg for Upper Austria respectively 3.400 Mg for Styria.

Activities in the area of re-use reached new attention at stakeholders of waste management and social economic enterprises. The framework set within the European Waste Framework directive has to be amended through national and/or regional activities.

The main aim of socio economic enterprises to qualify and integrate persons for the labour market and helps to unburden the public funds. Repair and disassembly of products are measures that contribute to the policies of waste management.

One of the key issues is the participatory approach and therefore the involvement of enterprises and their knowledge when talking about development. Stakeholders already offer almost all necessary tasks at local level. Main objective of the process is therefore the collection of these competencies and elaboration of rules to share those within a network.

Cooperation between socio economic enterprises and stakeholders in the field of Waste management is a sustainable measure when preparing products for reuse. Regional activities like ReVital or the project in Styria ensure that regional funding structures can be used to contribute to aims of the framework directive. Acting as a network increases the offered competencies for all partners. Regional shops offer products with a high cost-effectiveness for persons with lower income.

Although regional solutions find their strengths on regional level, the approach to find the regional proper system can be used in any region and will lead to awareness across borders.

Re-Use in Austria

S. Eisenriegler

Reuse and Recycling European Union Social Enterprises RREUSE, Brüssel, Belgium

The Waste Framework Directive 2008 as the fundamental legislation for future waste management throughout the European Union determines reuse as a package of measures for prevention and reduction of waste, which has to be promoted by the member states. The specifications of the WFD 2008 have to be converted into national law by the end of this year and put into practice right after. An expert group invited by Austria's Life Ministry (ReUse Platform) scrutinised Austria's current waste legislation and the allocation of reusable waste at the (municipal) collection centers as well as questions of quality assurance.

To boost the reuse or recycling of products and materials at a significant economy of scale within the EU, a fair and transparent market is essential, based on agreed minimum standards, certification schemes where appropriate, within proportionate legal framework conditions. Numerous studies and pilot projects concerning reuse have been made in Austria already. Up to now reuse is only poorly exercised that way the WFD 2008 regulates reuse by law. Even reuse of WEEE scarcely takes place in spite of the priority of reuse (of whole appliances) in the WEEE directive and the Austrian WEEE ordinance. A RepaNet-Conference in 2007 collected the most important Stakeholders and achieved acceptance of the reuse position of our attorney at law. The Austrian Life Ministry initiated the ReUse-Platform.

Initiated by Austria's Life Ministry the ReUse-Platform was an early step to start implementing European law (the Waste Framework Directive) into the Austrian waste legislation. Focussing reuse a unique stakeholder process was started in 2008 lasting for one and a half years.

Proposals to increase the reuse quotas of WEEE in Austria were developed. An analysis of the current situation concerning the reuse of WEEE involving all stakeholders took place. Criteria for minimum standards of quality assurance for the entire process chain were formulated by means of communication and information exchange. Technical, economical and judicial framework conditions were compiled.

After the implementation of a central steering committee for the definition of the objectives three technical working groups (law, collection and allocation, examination and maintenance) were put in place to develop concrete, detailed solutions. Involved stakeholders were dedicated experts from the Life Ministry and the Ministry for Employment, Social Affairs and Consumer Protection, from the municipal waste management system and private waste management companies, from the central WEEE coordination body, from the Austrian chamber of commerce, from the associations for the Austrian cities and communities, from the reuse sector, the Austrian WEEE systems, from the producers and external experts.

Consensual achievements:

Technical, commercial and judicial framework conditions for reuse of WEEE in Austria as well as minimum quality standards for reuse activities were developed. An action plan for the improvement of reuse of WEEE in Austria and the initiation of concrete projects and co-operations were determined: Reuse has to be raised significantly and safeguarded at this high level. The Austrian umbrella for Social Economy RepaNet was selected to build up the necessary network structures, to develop a brand and a quality label for reuse and to be the accreditation body for future reuse activities in Austria.

Re-Use of Electric and Electronic Devices: The Pros and/or Cons

R. Brüning

Dr. Brüning Engineering, Brake, Germany

B. Rosemann

University Bayreuth, Bayreuth, Germany

B. Enderle

Allen & Overy LLP, Frankfurt, Germany

K. Schmidt & T.S. Spengler

TU Braunschweig, AIP, Braunschweig, Germany

M. Plumeyer

Siemens AG Healthcare Refurbished Systems, Forchheim, Germany

Although in Germany the most relevant regulations implementing the WEEE- and RoHS Directives entered into force in 2006 already, the currently practised recycling and disposal of electrical and electronic equipment (EEE) does still not comply with the requirements of an environmentally sound waste management and the newly introduced waste hierarchy. There is an obvious need for technical and special guidelines to support the stakeholders in the implementation of their duties (such as the “e-industry” assuming the responsibilities to take back, test and prepare for reuse, recycle and dispose of EEE, the operators of recycling and disposal plants and the municipalities collecting B2C-equipment and preventing the creation of WEEE by offering reuse opportunities). For this purpose, the German Association of Engineers (Verein Deutscher Ingenieure e.V., VDI) established a specific Guideline Committee on the Recycling of EEE. Specialists from industry, science/research, administration and law firms belong to the committee, who contribute their work on a pro bono basis. The objective is to elaborate and compile practise-tailored and state of the art recommendations for the stakeholders which comply with the legal requirements. Following the logistic chain, the guideline was divided into seven parts – each published in a separate sheet.

Given the importance of ReUse a specific section of the guideline is dedicated to this topic. With the intention of further deploying ReUse, the guideline gives recommendations for the ReUse of EEE and WEEE and their components. To support the players in the ReUse market the guideline addresses the following aspects:

- Legal aspects,
- Technical aspects and
- Economical and ecological aspects.

The guideline VDI 2343 – part “ReUse” provides comprehensive assistance concerning ReUse of (W)EEE and their components. In particular, questions of brand image, selling and distribution strategies and market development for reused products are considered. The ReUse section also includes definitions of basic standards for selection, testing and treatment of reusable EEE and further sets out different ways of ReUse using industrial examples like – Good Refurbishment Practice – of the medical equipment industry.

Conclusion: There is still a lot of challenging work to do for the guideline committee. At present, the possibility exists for cooperating in this guideline. Interested people can contact the chairman directly.

Waste – End of Waste – By-Products in the View of the Waste Framework Directive

M. Eisenberger

Umweltrechtsconsulting, Graz, Austria

Waste – in any aspect a problematic product. In the view of the new Waste Framework Directive, the existing Austrian legislation and the future to be legislation it is foreseeable that the terms waste, end of waste and byproduct and their interpretation will lead to practical problems.

The Waste Framework Directive determines the term “waste” in a clear and simple way. Waste means any substance or object which the holder discards or intends or is required to discard. However, quite some substances and objects, such as uncontaminated soil and other naturally occurring material excavated in the course of construction activities, are excluded from the scope of this directive. The discarding intention or the actual discarding of substances or objects are called “subjective waste term”, whereas the requirement to discard is called “objective waste term” According to Austrian regulations (AWG 2002) substances or objects are supposed to be treated as waste if one of the requirements (subjective or objective) are met. However, in case that the substance or object is new or used according to its “normal” purpose, it will never be seen as waste.

Certain specified waste ceases to be waste when it has undergone a recovery operation and complies with specific criteria which is developed in accordance with the following conditions.

- The substance or object is commonly used for specific purposes,
- A market or demand exists,
- The substance or object fulfils the technical requirements for the specific purposes and meets the existing legislation and
- The use of the substance or object will not lead to overall adverse environmental or human health impacts.

Trough the Waste Framework Directive certain substances or objects may be regarded as not being waste but instead By-Products if certain conditions are met

- Future use of substance is certain,
- Substance or object can be used directly without further processing,
- The substance or object is produced as an integral part of a production process and
- Further use is lawful.

The Latest German Landfill Directive – Sealing System Requirements Assessed from a Technical and Scientific Perspective

T. Egloffstein & G. Burkhardt

ICP Ingenieurgesellschaft Prof. Czurda und Partner mbH, Karlsruhe, Germany

In the latest landfill regulations which have been in force in Germany since 16th of July 2009, there has been a clear paradigm shift from the specifications for a conventional system to requirements for the efficacy of sealing systems. Thus the previously required proof of equivalence for alternative sealing systems as compared to conventional systems, stipulated since TA Abfall (Technical Guidelines on Waste) (1991) and TA Siedlungsabfall (Technical Guidelines on Municipal Waste) (1993) have been in force, no longer applies. This proof of equivalence could hardly be substantiated anyway, since the conventional systems were considered as functional for an immensely long time without this having to be demonstrated, but where in contrast this was partially required for alternative systems. Now, only so-called sealing components are stipulated, for which certain basic requirements (impermeability, mechanical resistance, reliability, manufacturability) have to be observed. Unfortunately, the requirements were not set for all systems in the same way, so that today there is still a certain imbalance between the various materials and systems. For all systems and materials, however, approval by the Federal Institute for Materials Research and Testing (for geoplastics) or a suitability evaluation by the LAGA Ad Hoc AG – Landfill Technology – (The German Interstate Working Group on Waste Processing, Ad Hoc Working Party) (for mineral materials and systems) is required.

The New Austrian Landfill Ordinance

M. Iordanopoulos-Kisser

Consultant for Environmental and Waste Management, Chemical and Engineering Office, Mauerbach, Austria

A. Ramer

Fernwärme Wien GesmbH, Vienna, Austria

The Austrian Landfill Ordinance 2008 implements the requirements of the European Landfill Directive (Council Directive 1999/31/EC of 26 April 1999) and Landfill Decision (Council Decision 2003/33/EC). These European regulations contain requirements for the acceptance criteria of waste at landfills. So needs each waste a basic characterization before it is accepted at a landfill. In the new Austrian Landfill Ordinance of 2008 special attention was given to these waste acceptance criteria. The focal points of this Ordinance will be discussed in this paper.

The waste owner has to order a basic characterization from an authorized lab prior to the delivery of the waste to the landfill. If chemical analysis has to be performed, a sampling plan according to EN 14899 has to be developed by the lab. Annex 4 of the Austrian Ordinance contains detailed frameworks for sampling plans for waste intended to be landfilled. It contains different models depending on the type and amount of waste. As it is one of the requirements of the European Landfill Decision to know the variability of relevant parameters of a waste stream, Annex 4 demands to take more than one sample of the waste and analyze the relevant parameters. While the mean value of all samples has to meet the limit value of the respective landfill class, the results of the analysis of each single sample has to meet the so called tolerance values, which are a certain percentage higher as the limit values of the landfill. These special requirements cover the fact of heterogeneity of waste.

Annex 4 prescribes in detail inter alia the number of samples to be taken and the amount of waste, out of which the samples are taken (scale). This scale varies depending on the type and amount of waste. As the outcome of the analysis decides if the waste can be accepted at a landfill, the scale has an influence on the acceptance criteria too and therefore should be the same for all types of waste coming to a landfill.

Data of a waste stream that has been measured for more than ten years using different kinds of sampling show no significant difference when using the new method of sampling prescribed in the new Austrian Landfill Ordinance.

The End of Waste Quality According to Current Law and Judicature Regarding Construction & Demolition Materials from Buildings

W. List

Lawyer, Tutor, Vienna, Austria

The boundary between waste and non-waste is still in dispute in the European Union as well as in Austria.

This matter is treated in the law directives 2008/98/EG about waste in Art 6. The problem of the end of waste is also important for the execution of the decontamination law; some million Euro AISAG-contribution more or less, by the use of building rest material in the landfills, show us the necessity of a right answer.

You get building rest materials which can be utilized by destroying circulation areas, for example: streets, roads, parking spaces, airports, rails and also by damaging high-, deep- and civil engineering buildings. Conditioned building materials can be used by the building of streets and roads used as trench fillings or by the building of noise preventive walls in the process of underground improvements, in landfills, as drainage material or also as an areafilter or as a raw material substitute by the production of cement.

Building rest materials which are a product of damages and can be utilized are waste in the subjective sense. They are old substances until the end of the utilization process.

The end of waste is essential for the EuGH – you must get a product corresponding to the raw material, which has the same features as the raw material and can be environmentally used concerning the same preventive measures.

According to Art 6/RL valid after the 12th of December 2010 they are certain claims

- the material or article should be used for certain purposes,
- there should be a market or a need for this product,
- the material or article should fulfill the technical criteria for the certain purposes and should correspond to the legal rules and norms for this certain product and
- the use of this material or article should not have a negative influence on the environment or upon the health of the population.

Both, the European law maker and the EuGH judicature as well as the Austrians discuss about the end of conditioned waste materials and want to find an answer. The production of secondary raw materials from waste means in fact the end of primary waste materials as far as the secondary raw materials can be compared to the primary raw materials; they also should not contain dangerous substances according to waste law.

The utilization of building rest materials is a good example for the end of waste. Building rest materials will be prepared according to certain quality standards. At the end of the process building materials should be the result, which corresponds to the quality norms A and A+ of the federal waste management. The production of this building materials, which will be guaranteed used, means the end of waste which is used for the production of the used building materials.

What's Left in Residual Waste?

C. Daehn

Bavarian Environment Agency, Augsburg, Germany

Based on the bavarian waste management law the 96 administrative districts and district-free cities are responsible for the disposal of waste due to the german law for closed substance cycles the "Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetz". These corporations have to assure the disposal of the arising waste and to do an annual report. This report has to contain data about the character, origin and source of the arised waste and its recycling or disposal. These data are compiled to the bavarian annual waste report (Abfallbilanz) by the Bavarian Environment Agency (LfU). Based on the analysis of this annual waste report since 1991, there is no significant change in the magnitude of the total waste amount (500 kg/habitant/year). Compared to the past the amount of the waste disposed is cut in half and the amount of the waste recycled is duplicated. The Bavarian recycling rate has been constant with more than 70% constant over the last 10 a. To raise it is not possible without major effort.

The population density has a substantial influence on the amount and composition of the arising waste: Residual waste amounts are much higher in urbanised areas compared to rural areas. Even if in urbanised corporations the highest reduction of residual waste can be achieved. Besides, there are further significant differences not only in total waste amount thus in the recyclable fractions and in residual waste: In most cases the differences are due to differences in the waste removal offer of the individual corporation. For example a biological waste collection in a pick-up system reduces the residual waste and achieves a higher amount of recyclable fractions.

Basically, the collection of recyclable fractions in pick-up systems leads to higher amounts of these fractions compared with brings systems. In the last years this pick-up systems has been developed and optimized. 78 from 96 corporations offer for 79% of the Bavarian population a separate biological waste collection with pick-up system. The collection of lightweight packaging (plastic, aluminium, tin plate and composite packaging) too in most cases is raised by pick-up systems (yellow bag or yellow ton). At the time 55% of the population from 65 corporations are connected to such a system. Further the "waste paper ton" is offered to 81% of the bavarian population in 78 corporations.

That waste separation is done well by the population which is shown by residual waste sorting campaigns. If there are separation tools like pick-up systems for waste fractions like biological waste, waste paper and lightweight packaging waste the results are much better. To reach an enhancement in waste recycling the best way seems to be the development of the pick-up systems to more collection success although there is less sorting accuracy compared with the bring system. Using special tariff rate systems (weighing or identity systems) the amount of the residual waste could be reduced further. But the quality of the recyclable fractions could debase and the risk of illegal dumping could arise. To avoid this it would be safer to develop the collection systems and to make it more simple and plausible. A way to do this is could be to collect plastic packaging together with other plastic materials.

A study arranged in large housing estates showed that even with difficult conditions an improvement of waste separation can be achieved. Finally the expectancy on progression of the recyclable fraction recovery from Bavarian residual waste should not be too high as there is a high level of separate collection and recycling by now.

Optimisation of Disposal Logistics in Austrian Companies

H.-J. Dornbusch

INFA GmbH, Ahlen, Germany

W. Herbst & D. Kapsamer

Municipality of the City of Salzburg – Waste Management Office & City of Wels, Urban Administration, Municipal Service/Waste Management, Salzburg/Wels, Austria

Waste management is in a permanent state of development because of the technical demands placed upon it and the nature of its organisational framework. In recent years, the amount of waste from separate collection has greatly increased. The heightened complexity of disposal logistics is combined with an increased discussion about achieving higher economy in every field of waste management.

The public waste companies in the cities of Salzburg and Wels, as well as in other Austrian companies, have also asked themselves how they could reach higher performance and increased economy. The consulting company INFA – Institute for Waste, Waste-water and Infrastructure Management GmbH in Ahlen, Germany, was commissioned to investigate the current situation and to find possibilities for optimisation.

After carrying out a detailed survey of the current situation, INFA made an analysis of the companies' strengths and weaknesses. Based on this, possibilities for optimisation were identified. The ideas were discussed with the companies' management and staff. In order to meet the requirement for the real-world application of the optimisation, the framework for a new tour-planning was determined and is presently being put into practice using the INFA tour-planning software DSPE.

The increased complexity of disposal logistics and economic considerations intensify the demand for better organisation of disposal logistics in the collection sector. Because of the individual character of local and company-specific frameworks, there is no generally valid model for disposal logistics. It is for this reason that a detailed specific analysis of the current situation, combined with a strengths and weaknesses analysis is necessary.

IT-Based Waste Generation Forecasting on Municipality and District Level

P. Beigl & S. Lebersorger

BOKU-University of Natural Resources and Life Sciences, Institute of Waste Management, Vienna, Austria

The sufficiently exact estimation of waste generation trends is relevant for waste management planning, e.g. the capacity planning of waste treatment facilities. A review of diverse waste management plans shows that the estimation of historic and future waste generation amounts is rarely based upon well-funded information. If forecasts are done, they are mostly limited to trend extrapolations. In exceptional cases, consensus based expert opinions are considered. A weak point in most waste generation estimations is the ignorance of existing socio-demographic and economic forecasts. A further critical point is that the estimations on decision-relevant small regions (i.e. municipalities and districts) have been implemented only rarely.

The motive for this project was the update of the Styrian waste management plan. Beside a status update, an estimation of future trends of the municipal waste generation was foreseen. The data will be used as basis for planning of waste management infrastructure and measures.

A forecasting model was developed for European cities and regions with rapid growing economies within the framework of a 3-year lasting EU-project. The methodological framework is appropriate for smaller regional units. However, an adaptation to the regional settings was necessary.

The aim of the project is a waste generation forecast for selected municipal waste streams in the province of Styria (Austria) till the year 2020. The developed forecasting model is focused on:

- Waste streams: Beside the municipal waste generation (as total) the generation of relevant sub-streams (e.g. waste paper, biogenic waste) are investigated.
- Forecasts for municipalities: Estimations are thus done down to municipal level.
- Identification of influencing factors on waste generation: As intermediate result within modelling, the significance of socio-economic indicators (e.g. age structure, household size) and waste management parameters (e.g. collection system design) was assessed.
- Use of long-term, demographic forecasts

During development of the model, following steps have been carried out:

- Inquiry and check of socioeconomic and waste management related data: The majority of the data was based on the waste database of the Styrian Provincial Government. Additional inquiries were done concerning waste management measures. The data have been checked for plausibility and prepared for evaluations.
- Model development: Based on an analysis of data in time-series and cross-sections, significant influencing factors were identified. Subsequently, the forecasting models were developed and validated.
- Implementation of forecasts: A software tool was developed to ease the use of the model in connection with the database. Scenarios were defined and a forecast was made.

The final model for forecasting the total municipal waste generation included household size, municipal tax revenue per capita and the percentage of buildings with solid fuel heating system as independent variables.

The development of the forecasting model represents a novelty versus prior approaches. It enables, beside other aspects, the use of socio-economic forecasts and the use on regional level. Need for further research exists concerning the transferability on other regions, the refinement of forecasts for single waste streams and the application for monitoring purposes.

Optimized Use of Resources in Recycling and Waste Management by RFID

S. Löhle & A.I. Urban

University Kassel, Department of Waste and Environmental Technology, Kassel, Germany

A smart labeling of electrical and electronic equipment based on the Radio Frequency Identification (RFID) technology can close the lack of information that is limiting the accepted treatment processes of waste from electric and electronic equipment (WEEE). By connecting product- and information-streams using a transponder (also called tag) it is possible to transfer specific product information into waste management processes.

Nowadays manufacturers are obliged to provide required product information to the recycling companies corresponding to the German ElektroG. But still there is a deficiency of information, in particular on valuable substances like precious metals and materials that are present in traces. Furthermore electrical and electronic devices have to be labeled optically according to the ElektroG. Labeling these products with a RFID-tag complies the mentioned regulations and ensures the transmission of additional electronic information.

A unique identification number that is transmitted by RFID-tag allows authorized access on a database that contains useful specific product information, for example details on contained materials, hazardous substances or even detailed instructions for disassembly and refurbishing. This enables recycling companies to improve collecting and treatment processes during the end-of-life phase with the objective to gain a high quality and quantity of sorted fractions, components and assemblies.

Concerning the decreasing availability of resources and increasing costs of raw materials the utilization of new and innovative technologies like RFID will be more and more significant to assure a waste management that works efficiently in terms of resources. Smart labeling of electrical and electronic devices can be one important part of a waste management that focuses on the maximization of quantities and qualities of recycled materials instead of minimizing costs of treatment processes.

Challenging NIR-Sorting of Mixed Industrial Waste

G. Kreindl

University of Leoben, Institute for Sustainable Waste Management and Technology,, Leoben, Austria

The application of sensor-based near infrared(NIR)-sorting technologies in the field of separating recyclable fractions out of mixed packaging waste and blown bottle fractions are currently state of the art. Intelligent sensor-based sorters linked with special high resolution camera systems working with IR-spectra meet the standard in nondestructive material detection.

The paper also deals with different sorting technologies in the field of commercial waste fraction and gives a brief overview of innovative sorting technologies in terms of separating secondary raw materials.

Beside this field of application in nearly all accurately defined waste streams with a high average of secondary raw materials the hidden resources of commercial waste fractions are not to be underestimated. The amount of mixed industrial refuse in Austria is more than 2 million tons/year. This equates to 4% of the total incoming amount of all waste fractions.

In the course of a practical research project together with Saubermacher Dienstleistungs AG the Institute for Sustainable Waste Management and Technology (IAE) work on a concept separating recyclables out of high-calorific and middle-calorific refuse coming out of a commercial waste splitting plant.

To discover the resource potential of commercial waste multiple manual sorting analyses have been done to characterize the material composition. As a result different fractions like inert materials, metals, textiles, beverage PET-bottles, paper/cardboard, wood, other organics, hazardous waste, plastics, composite materials have been defined. The analytical roundup as shown in the paper described the allocation of different fraction within the input material. In addition to this characterization experiments and documented tests on small scale gave information about optimized parameters and the adapted setup for the NIR-sorting plant (bench-scale). The next step was to verify the received parameters and to make a scale-up to a large scale plant.

The analysis of the NIR-sorting results on a large plant showed that some parameters and adjustments have to be revised. Overall the result of the sensor-based sorting pointed out, that secondary raw materials in different commercial waste streams exist in a certain amount and can be identified with the aid of the NIR-technology. The challenge in the near future is to increase the purity of the separated fractions and to make them accessible to the secondary feedstock market. All these efforts have the priority objective to save primary resources as well as to increase the value added chain of waste management companies.

IR-Analysis Method for the Determination of Organics in Mineral Wastes

H. Müller, G. Weißbach & M. Kolbig

Hochschule Magdeburg-Stendal (FH), Magdeburg, Germany

During the filling process of mining pits filling and the reclamation of landfill sites large quantities of mineral building materials are required. For this effect mineral waste is mainly used. The amount of organic matter is particularly limited, as it is reduced over time and thereby contribute to the formation of gas can also cause subsidence.

For this reason, the waste products are examined, before they are used for chemical and physical properties (e.g. loss on ignition, total organic carbon (TOC), respiration activity in four days (RA₄) to determine suitability for the utilization.

The tests are direct, not representative and yield results only after few days. In addition, by means of the conventional methods only limited statements on the actual biodegradability could be provided.

An alternative fast and reliable method of the above investigation is to determine parameters by means of IR-analysis technique.

Therefore, a new indirect method of analysis was developed which do not directly measure the results are not directly, but calculate them.

The conventional methods for the determination of ignition loss, TOC, RA₄ and the organic substances of mineral waste should not be replaced by the IR technique under any circumstances.

The advantage of the alternative IR technique is in the very rapid analysis and additionally identifying the composition of individual fractions of waste.

Characterising & Investigating a Shredder Sand by Beneficiation Methods

H. Flachberger, A. Oberrauner & A. Schmid
University of Leoben, Institute for Mineral Processing, Leoben, Austria

The profession of a mineral processor is the dry or wet processing of primary and secondary raw materials in order to produce marketable/saleable products showing defined quality properties. This definition being (hopefully) internalized by generations of Leoben's graduates shows that a mineral processing engineer can mainly use two sources of information in order to find the perfectly suitable processing-model: The characterization of the feed material (ore, shredder light fraction, etc.) and the survey/study/analysis of the required product qualities (iron-content in hematite-concentrate, copper-content in metal-product, etc.).

This paper describes the conducted tests in order to examine the processability of a shredder-sand, using well-established methods to characterize the feed material and a selection of laboratory-scale-tests applied in mineral processing. In the future, this task will be faced more frequently as processing companies have to comply with the recycling quotas in the European Union's End-of-Life Vehicles directive until 2015.

The accomplished tests showed that the beneficiation of secondary raw materials in general and the beneficiation of the analysed shredder-sand in particular bear varied challenges for the mineral processing techniques mainly based on physical separation principles. This challenge was – in case of the shredder-sand – caused by its residues' heterogeneous composition and especially its agglomerating fluffy fraction which caused problems and made an intense feed-preparation necessary. Finding partly unconventional ways – compared to established beneficiation flow-sheets from processing primary raw materials – turned out to be fully appropriate in this case which is demonstrated by using a flotation cell as the first step in the beneficiation-process.

Testing/Analysing the shredder-sand demonstrated once again that the key to produce marketable/saleable products of defined quality lies in performing the basic processes of mineral processing: liberation (comminution) – classifying – sorting/separation.

A detailed characterization of the feed material enables the discovery of properties which could be used in separation processes. Furthermore, the degree of liberation is an important basis for choosing the suitable processing technique.

The properties "density", "susceptibility" and "surface conductivity" turned out to be useable for separation. The calculation and display of the "Henry-Reinhardt-diagrams" confirmed the assumption that the analysed elements Fe, Cu and Pb were especially enriched in the high density fraction (in particular in the density fraction $> 3.12 \text{ g/cm}^3$) – the metal-fraction. Furthermore, the diagrams indicated that the metal recoveries were increased in the density fraction $< 1.3 \text{ g/cm}^3$ which can be explained by the fact that small pieces of metal may be introduced into pieces of wood as well as into textile- and synthetic fibres by preliminary processing steps.

Established beneficiation-methods as magnetic-, electrostatic- and density separation offer a great potential for processing complex residues of secondary raw materials. This was proved by the conducted investigations of a shredder-sand by reaching high recoveries at presentable metal-contents in the significant/important products.

Treatment Options for a Heavy Fraction on the Example of the MBT-Plant Oberpullendorf

M. Meirhofer, S. Pieber & E. Fercher
Bioenergy 2020+ GmbH, Pinkafeld/Graz, Austria

A.-M. Ragoßnig & L. Brooks
University of Applied Sciences, Pinkafeld, Austria

Recent legal framework concerning climate change drives waste contractors to find new ways to optimize treatment processes in order to maintain economic feasibility while securing environmental standards. A big challenge is the appropriate handling of heavy fractions gained from ballistic separation steps as they are included in mechanical-biological treatment concepts. These waste-streams often contain high contents of carbon from massive polymers, wood and undefined organics and therefore cannot be landfilled as they do not comply with the criteria defined in the landfill ordinance (i.e. threshold for upper calorific value of 6,600 kJ/kg DS).

This conference contribution presents results from experiments that have been conducted to test the performance of sensor based sorting as well as that of a jigger for the treatment of such a waste stream. Concluding opportunities and limits of the processes are elaborated.

The tested waste stream amounts to 4,000 tons/year. The aim of the experiments was to separate the high calorific parts of the waste stream from the low calorific and inert parts such that the low calorific/inert output stream would comply with the upper calorific value criteria as defined in the landfill ordinance. The results of the manual sorting served as a reference and enabled the comparison and evaluation of the different sorting strategies taking into account the composition of the samples.

The analysed sensor based sorting process used a NIR sensor system with multiplex technology (wave length range: 1,400 – 1,900 nm). The processed waste with a particle size of 20 – 80 mm, which had already undergone several steps of treatment such as milling, sieving, separation of metals as well as a short dynamic rotting process, was precisely characterised by hand sorting before the actual start of the experiments. In a first run of the sensor based sorting, the settings for an adequate sorting result were identified. Those settings were varied in a row of experiments to enhance the quality of the passing (i.e. inert and low caloric materials such as stones, glass, ceramics, metals, etc.). The applicability of the jigger was evaluated in a single large scale experiment.

Due to the specific characteristics of the waste-stream which was used for the experiments the stipulated threshold for the upper calorific value could not be met with the sensor based sorting experiments. This was caused by a limited ejection of polymer (small particles and dark polymers) and wood-particles as well as other undefined organic components (putrescible). The reason can mainly be found in problems with the correct recognition (dark polymers, putrescibles), their small particle size (polymers), unfavourable particle geometry (wood) and dirt covering the surfaces. Theoretic considerations have shown that increasing the ejection rate of dark polymers up to the level of bright polymers would allow for complying with the upper calorific value threshold as stipulated by the landfill ordinance.

Compared to the sensor based sorting, the jigger could better cope with this specific waste stream in terms of yield and purity of the output streams. However, using water for that treatment is disadvantageous as the waste water and the sludge have to be treated or disposed of.

Due to the limits and disadvantages of the treatment processes investigated an evaluation of further, alternative treatment processes is foreseen. As a first additional step sensor based sorting experiments using a different NIR sensor system with a wider range of wavelengths up to 2,500 nm and object detection will be conducted. Additional experiments using density separation (dry phase) are also foreseen.

Change of Paradigm on Waste: From Disposal to Recovery and Efficiency

W. Kletzmayer

Österreichische Shredder, Lambach, Austria

F. Neubacher

UV&P Umweltmanagement-Verfahrenstechnik Neubacher & Partner Ges.m.b.H, Vienna, Austria

In our consumption-driven societies, the pattern regarding waste is “out of sight – out of mind”. Due to global growth in population and new technologies for industrial production and transport a change of paradigm is necessary for the protection of the environment and survival of humanity on earth. The absolute validity of the 1st and 2nd Law of Thermodynamics cannot be altered, neither by political decisions nor bureaucratic rule. “Think globally – Act locally” (e.g. the logo of UV&P, since its start in 1991) and “The target of 100% Recovery” (Association of Austrian Shredders, since 1991) must become the guiding principles in technical planning and economic decisions. Switzerland and Austria have been the first countries with a legal ban on disposal by dumping wastes in so-called “landfills”, particularly of materials exceeding 5% TOC (Total Organic Carbon). Prevention and Re-use are the priority, although impossible to measure in quantitative terms. In waste treatment the priority must be recovery of materials (recycling, incl. down-cycling in accordance with 2nd law of thermodynamics) and the recovery of energy at the highest possible efficiency (includes appropriate choice of location). These basic principles are now increasingly considered also by the EU commission and its revisions of the EU Waste Framework Directive, incl.

- Life-cycle approach to look beyond the pollution caused by waste and to consider its potential contribution to a more sustainable use of natural resources and materials,
- Simplifying existing legislation as a major priority along the principles of the Commissions “better regulation” initiative and
- Improvement of incineration based on a revision of the IPPC Directive to set “an ambitious benchmark” to improve energy recovery.

Due to growth in world population and thus growth in global consumption and production it is obvious that resources will become increasingly scarce and a basis for serious future conflicts. The legendary statement of the Chinese leader Deng Xiao-Ping should be a warning to us: “The Middle East has the oil, China has the rare earths”. The crisis for raw materials will be the next crisis after the financial crisis. The EU and particularly countries like Austria are short of raw materials for production. Thus efficiency, recycling and recovery are absolutely necessary. It is not acceptable that potential wastes are disposed in landfills or exported into countries with inadequate facilities for recovery and no legal restrictions on waste disposal. A change of paradigm in waste management is necessary. The “eco-bonus” for scrapping of old cars in Austria is a good example for change of paradigm and has been very efficient and successful:

- Reduction of fuel consumption and thus reduction of CO₂-emissions,
- Improvement of air quality due to reduced emissions of PM 2.5, HC, CO, and NO_x,
- Improvement in safety with less injuries and loss of life in accidents due to the significantly better safety standards of newer cars,
- Recovery of various metals and other materials (e.g. rubber) as well as energy from incineration of shredder residues in waste-to-energy facilities already available in Austria,
- No export of scrap cars to developing and economically emerging countries with typically extremely high air pollution and lack of medical facilities for treatment of human injuries from more frequent and more severe accidents with unsafe older vehicles.

The “eco-bonus” of 750 Euro/car granted by the finance minister has also been profitable to the budget due to high tax revenues for new cars and improved resource recovery in Austria.

De-Contamination of Small Waste Electrical and Electronic Appliances (sWEEE) in Austria

M. Tesar

Environment Agency Austria, Vienna, Austria

S.P. Salhofer

BOKU University of Natural Resources and Applied Life Sciences, Vienna, Austria

Treatment requirements for WEEE set in Directive 2002/96/EC include the removal of hazardous components. To date, no comparative analysis of achieved removal has been undertaken for small WEEE. In this paper, de-pollution during treatment in Austrian facilities is analysed.

The content of selected components containing hazardous substances in sWEEE was determined. Based on hazardous substance contents of these components, a hazardous substance inventory for mixed sWEEE obtained by separate collection was established. Data on the quantities of components containing hazardous substances actually removed by Austrian treatment plants were obtained from a survey undertaken in 2007/8. The amounts actually removed were then compared with quantities estimated in the sWEEE mixture treated by the respective treatment plant. Since a substantial part of sWEEE is still not collected separately but ends up as residual waste, corresponding quantities of hazardous substances ending up in residual waste were estimated for comparison.

The results reveal that only a part of components containing hazardous substances is removed during treatment of separately collected sWEEE in Austrian treatment facilities with a high variation between the plants analysed. The overall rate of removal ranged from 72% (estimated value for batteries) to 21% (estimated value for LCD-panels). This leads to substantial quantities of hazardous substances entering subsequent mechanical treatment processes, which is particularly relevant in terms of dispersion of pollutants (contamination of output fractions, emissions). Easily releasable pollutants, such as Hg from LCD-backlights, Cd from batteries or highly contaminated dust in general, furthermore pose substantial health risk for plant workers. Low removal rates of printed circuit boards, batteries or toner cartridges also reduce quantities of recyclable valuable materials (precious metals, plastics).

Furthermore, the results show that the quantities of hazardous substances being introduced into MSW by sWEEE, which are subsequently forwarded to incineration or mechanical biological treatment processes, are even higher than those being not removed during treatment of separately collected sWEEE.

Since removal (and proper thermal treatment or disposal) of hazardous components is the only available option aimed at minimizing negative environmental impacts due to dispersion of pollutants during subsequent mechanical treatment of sWEEE, the results indicate the need for increasing collection rates of sWEEE on the one hand and for measures to ensure the achieving of sufficient levels of de-pollution during sWEEE treatment on the other.

Recycling of CRT Glass – Results of a Market Study and Future Scenarios

A. Michels & S. Gäth

ECOWIN GmbH, Wettenberg, Germany

S. Grieger

ENE – Ecologynet Europe GmbH, Wiesbaden, Germany

Aim of the project was to investigate current sources and arisings of waste CRT glass in Germany as well as to explore the current situation of the collection, treatment and applications of CRT glass. On the basis of the current situation, it was the aim to estimate future development of CRT glass recycling. Estimations for the German sales market as well as the recycling market were done. Furthermore, current applications and options for CRT glass were assessed. On the basis of the findings, future steps, need for research and market trends are derived and discussed.

Results show sharply decreasing sales markets especially in Europe and Northern America. The international production of new CRT declines in the next very few years, resulting in a decreasing demand of recycling CRT cullet and affecting the recycling market in Germany.

German arisings of waste CRT appliances are estimated to decrease from a peak of about 120,000 tons/year today to the closing of the recycling market between 2025 – 2035, leaving a market life time of about 15 – 25 years.

The recycling market has developed since WEEE-Directive was implemented into Germany. Several recyclers had built up technologies to dismantle and separate CRT glasses. Currently only ten recyclers who treat CRT glass could be identified in Germany or the very neighboring countries, whereas various recycling companies dismantle CRT devices.

German legislation affects CRT recycling in several ways. The most important German regulations are ElektroG and AVV (Abfallverzeichnisverordnung). Other regulations do not refer to CRT glass in special, but affect recycling and recovery options, like VerpackV, DepV, VersatzV. Furthermore, LAGA (Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Abfall) gives recommendation in their communication M31 (handout LAGA) and affects application of CRT glass in construction and building materials with M20.

Beyond that background, current recycling paths for CRT glass are identified to be closed-loop recycling to CRT production in Asia, mine filling and application as slag former in smelters. Closed-loop recycling accounts for more than 85% of the total arisings of CRT waste at present. Other recycling options are available or basically possible, but have no significant mass input today.

Future options for waste CRT glass are described. Very few options for leaded funnel glass could be identified. The use of funnel glass in the production of heavy concrete for radiation shielding elements should be investigated thoroughly. Smelters in Germany will not have the capacity to cope with the arisings, European capacities will possibly be sufficient, though.

Some promising options could be identified for the application of high-quality panel glass. But it will be important to ensure absolute lead and contaminant free quality without risks. For quality insurance, an independent institution is suggested, that acts as quality control association for different qualities of CRT glass.

Future research should concentrate on the currently available recycling options for CRT glass and investigate the aspects of application of CRT glass in different products. Technical as well as environmental questions have to be answered. Minor effort should be forced into the development of totally new applications for CRT glass, as the time horizon is assumed to be short. New applications and adjunctive investments have to be market ready in the next very few years to pay back in a decreasing market.

Resource Efficiency in Recycling – The Case of Rare Metals

V.S. Rotter

Technische Universität Berlin, Berlin, Germany

The demand for precious metals by manufacturers of electrical and electronic equipment (EEE) has increased significantly over the past few years. In the USA in 2007, 6% of the mined gold (USGS 2008) was used for manufacturing EEE. Precious metals occur in printed circuit boards as a component of complex material mixtures, as they are mixed with or connected to other metals in various components (Hagelücken 2006). Looking at the end-of-life, specifically in small Waste Electrical and Electronic Equipment (sWEEE) due to its sizes and its specific functions high concentrations of precious metal can be expected (for the definition for sWEEE cf. Chancerel & Rotter 2009). As a consequence precious metals are not distinctly located in end-of-life electronics such as in cars and not equally distributed in the waste stream. Components like printed circuits boards (PCB) represent between 0 – 30% of the mass of EEE and contain most of the precious metals used. But also a bias between the mass relevance of appliances and their relevance for certain trace metals is obvious. Mobile phones and PC are approx. 6% of the total mass of sWEEE but for in total 39% of the gold (estimation for 2007). This article aims at:

- Quantifying actual recycling and recovery rates for trace metals,
- Analysing reasons for metal losses in the recycling chain and
- Showing attempts to value metal losses from an economic and environmental perspective.

The life-cycle of electronic equipment consists of mining, refining, production and manufacturing, followed by the use phase and the end-of-life phase. After generation, end-of-life phase (WEEE management) can be divided into following steps: (1) collection, (2) pre-processing and preparation for reuse and (3) reuse, recovery and final disposal. Chancerel et al. (2010) showed that metal losses can be observed at each step of the process chain. While collection is a general loss of raw materials contained in sWEEE, pre-processing technologies are for trace metals rather unspecific since they focus on the recovery of mass relevant fractions (Chancerel et al. 2009, Meskers et al. 2009). At the very end of the life-cycle we have very specialized metal recovery from complex material mixtures with high recovery rates. Nevertheless, it has to be acknowledged that for metals with lower market prices the end-processing recovery rates are, often for thermodynamical reasons, significantly below. In order to evaluate the process efficiency not only in the context of the fulfilment of legal requirements, but also under economic and ecologic considerations, two additional parameters had been defined. The Gross Intrinsic Value (GIV) describes the economic material value contained in any type of waste without considering processing and recovery costs. Total Material Requirement (TMR) is an indicator developed by the Wuppertal Institute. It is defined as the sum of abiotic and biotic materials needed for and erosion caused by the production of a material (Ritthoff et al. 2002). The results show a clear correlation between economic value of metals and the environmental impact of their primary production and emphasize that low global recycling rates for trace metals are a major challenge in improving resource efficiency through recycling. As a consequence, resource efficient strategies of waste management have to be defined beyond mass oriented recycling rates. Some cornerstones of this strategy are:

- Prevent the use of “critical” metals,
- Increase the product life-time,
- Design for collection and recycling,
- Improve collection and optimize pre-processing and
- Develop metallurgical processes for metals with low recovery rates.

Recovery of Rare Earths from Nickel Metal Hydride Batteries

S. Luidold & H. Antrekowitsch

University of Leoben, Nonferrous Metallurgy, Austria

Nickel metal hydride batteries (NiMH batteries) are mainly used for applications with extensive power requirements, such as toys, remote controls, power tools, audio-, photo-, and video equipment and even electric as well as hybrid vehicles. These rechargeable batteries contain anode materials with the compositions A_2B_7 , AB_2 or AB_5 . The letter A stands for lanthanum, cerium, praseodymium, neodymium, titanium and zirconium, whereas B represents vanadium, nickel, chromium, cobalt, manganese, aluminium and tin. Consequently, depending on their design the cells consist of about 6 – 10% rare earths (RE) such as La, Ce, Nd and Pr in addition to various other valuable metals.

The existing recycling processes on industrial scale recover nickel as pure metal or in form of ferroalloys. The elements of the rare earths are in most cases transferred to the slag due to the use of pyrometallurgical process routes. The development of an adequate recycling method should enable the economical winning of rare earths besides other valuable metals (Ni, Co, etc.) because the availability of RE is uncertain since China has a monopoly for their production.

The realized literature research showed that primary and secondary batteries are unsorted collected with the exception of starter batteries. Furthermore, the separation into different chemical systems (NiMH-, Li-ion-batteries, etc.) is both expensive and incomplete. Therefore a recycling process for nickel metal hydride batteries must be robust against contents of other battery systems in the feedstock.

The pyrometallurgical treatment of NiMH batteries for the recovery of iron, nickel and cobalt in form of an alloy is unfavourable because it causes the slagging of the RE. The recovery of them from such slags by hydrometallurgical methods needs additional efforts. The obtained ferroalloy (FeNiCo) forms a low-grade product and its further processing to iron, nickel and cobalt needs several supplementary process steps. Thus, the executed investigations target to a hydrometallurgical separation and recovery of the rare earth respectively the other valuable metals.

Initial tests with nickel metal hydride batteries (Duracell 2650 mAh) indicated the required crushing ratio to achieve a sufficient high yield of the valuable metals in the subsequent leaching step. The following series of experiments included a leaching step under extreme acidic conditions, a filtration of the insoluble residue, and an increase of the pH-value to precipitate various compounds, preferably rare earths. The leaching was carried out with sulphuric acid or hydrochloric acid whereas sodium hydroxide solution, ammonium hydroxide, calcium oxide or magnesium oxide was used to increase the pH-value. The solids formed thereby at distinct pH-values were filtrated, dried, weighted and analysed. The objective of these investigations was on one hand the complete dissolution of the metallic fraction of NiMH batteries and on the other hand the recovery of the RE by precipitation with high yields and sufficient low impurity contents. Further research will deal with the treatment of the remaining solution to recover other valuable metals (Ni, Co, etc.) and to enable closed loops of the solutions.

Processing of Metal Chips and Waste Materials as Secondary Raw Materials

F. Duspiva & A. Kügele

ATM Recyclingsystems, Fohnsdorf, Austria

A. Schmid

University of Leoben, Department of Mineral Processing, Leoben, Austria

ATM Recycling Systems offers a high quality metal recycling technology, which is specifically customized to the requirements of waste companies, recycling companies, or metal processing companies. The company was founded in 2002 and took over the company Arnold Maschinenbau in Knittelfeld. For more than 70 years, the former company Arnold Maschinenbau had concentrated on technologies for scrap processing and offered a relatively wide range of products, e.g. briquetting presses for chips, different types of packaging presses, scrap shears and breakers for castings and railway tracks. But the range of products of this company was clearly focused on the briquetting press. However, a backlog demand in research and development, design and of course in the sales area was noticed during the takeover. From the market's point of view, a positive association was and still is linked to the name Arnold Maschinenbau and is also used in the name of the present company, ATM (Arnold Technology for Metal recycling). In recent years, all production lines were revised and brought up to date with respect to technological progress and also in terms of the new CE directives. In early 2008, the company moved to the new production site in Fohnsdorf/Austria. At present, the company employs about 50 employees and is operating in the ASCO group. The plants are completely produced at the location in Fohnsdorf and over 90% are exported worldwide. Even today, ATM focuses on briquetting, the company is one of the global market leaders in high technology briquetting.

Briquetting is already a familiar and proven method to make chips transportable and further processing efficient. During briquetting, the chips, dusts or sludges are usually fed by a laterally arranged automatic feed into the press bush and, by this procedure, already pre-compressed. After that, the stamp moves forward, sometimes even cutting off chips when passing over the feed opening, and then compresses the chips in the compression chamber. The compression chamber is the most highly stressed part of the press. On the one hand, it is enlarged up to 0.2 mm due to the enormous discharge pressure of up to 5,000 bar, which is applied by the stamp on the front of the briquette. This mechanical load has to be compensated by the elasticity of the bush wall. Additionally, heavy wear will occur at the compression chamber wall when the briquette is discharged.

In this case, years of know-how in engineering and materials science are most important in order to find the optimum construction material with regard to toughness and hardness.

Briquetting is an important contribution to the field of press agglomeration of various waste materials to produce secondary raw materials. This technique allows the simultaneous briquetting of various types of metallic and non metallic materials, both to achieve higher product prices and to create optimal conditions for the use of the products in following processes. Thereby, various factors have to be taken into account in order to imply all criteria.

The Avoidable Energy Crisis

H. Kopetz

Austrian Biomass Association (ABA), Vienna, Austria

There is a certain probability, that Europe will face an energy crisis in the form of skyrocketing fuel prices and interruptions in the supply of oil and gas within the coming 15 years. Whether the probability of such a crisis will increase or decrease in the coming years, depends to a large degree on the energy policy, implemented by the governments.

Why this threat of an energy crisis?

The modern energy system is capital intensive. It comprises many installations to warrant the supply of primary energy such as oil, gas or coal, other installations for the conversion of these primary energy carriers to heat, electricity and transportation fuels and finally devices to use the final energy for the different energy services. Obviously it takes long time to change the structure of this energy system.

Due to the declining production of oil and gas in many countries of the world, due to new limitations by the global climate policy, due to the increasing demand for fossil fuels by countries on the way of development, the future supply with fossil fuels will differ widely from the experiences of the past. Yet in many decisions on energy matters, these future changes are barely taken into account and there is a strong tendency to follow a business as usual scenario. This underestimation of the future interruptions and changes in the fossil energy system is one of the main reasons for a possible energy crisis in the years to come.

How can an energy crisis be avoided?

The first step to avoid an energy crisis is the development of a concept for a sustainable, secure energy system in the future. Such an energy system can only be attained on the basis of renewable energy sources in combination with energy saving and a better efficiency in the conversion processes. Austria especially has the potential to demonstrate the transformation of the existing energy system to a sustainable system based on renewable energy sources such as hydropower, wind, solar thermal, biomass and photo voltaic (PV) within a few decades, thus avoiding all negative effects of an European energy crisis. The development of such a concept and its rapid implementation is the best strategy against a future energy and climate crisis.

Who is responsible?

Everybody has to contribute its share to reach such a sustainable energy system: the house-owner, the scientist, the political decision maker, the manager of a company. The focus on a rapid deployment of Renewable energy sources would also create many new incentives for innovations, technological breakthroughs and improve the competitive position of the economy and the society as a whole.

Climate Change Scenarios 2050 – Challenges for the Waste Management Sector

U. Lahl & B. Zeschmar-Lahl

BZL Kommunikation und Projektsteuerung GmbH, Oyten, Germany

By 2050, the industrialized countries will have to achieve a reduction of GHG emissions up to 80 – 85% referring to 1990. This target range will also have impact on carbon going into material use. Actually, material consumption of carbon has already reached a similar level as its use as energy source, and will gain more importance. In Germany, about 250 million Mg of carbon have been utilized for energy purposes and 228 million Mg for material use in 2000. Material use is dominated by the agricultural sector (assimilation of atmospheric carbon), followed by manufacturing industries and wastes. So the previous focusing of climate balances on the energy and industry sectors has to be reconsidered.

For future scenarios, the non-energetic use of carbon should be taken into better account because it leads to a continuously growing carbon pool in the technosphere. Carbon materials are used for e.g. thermal insulation, plastics substitute metals e.g. in car industry, increasing amounts of building materials are made of organic materials, mainly of fossil origin, all forming at present a growing carbon pool. At the end of product life, in 20 or 30 years, this carbon will end up in the waste sector. Using today's treatment and disposal techniques, it will be released as CO₂ emissions to atmosphere, and this will lead to an increase in CO₂ emissions. In 2050, a 95% scenario of today's waste management would be sufficient to miss the reduction objective mentioned above. So the new task is to manage these materials without considerable CO₂ emissions. Actual questions are:

- Does climate change policy in 2050 in the western industrialized countries stand or fall with overcoming waste incineration?
- Can we imagine a year 2050, when MSWI plants perform input controls because the combustion of fossil share is limited to say 10% of all carbon burnt at a monthly average?
- Can, under these considerations, landfilling experience a revival, as a carbon sink?

If in this scenario landfills are still closed for combustible wastes, material recycling would be the winner. Fossil carbon shows no climate impact as long as it is kept in the material cycle. The most important measures to reduce greenhouse gas emissions will then be to extend the entire service life and increase the recycling rate of plastic products. And material recycling will then be performed technically more advanced than today because there exists an economic basis for it. Then waste management will be „in line“ with climate protection. Can such a scenario work technically and economically?

In the future, the waste sector, or perhaps the resource management of carbon material flows, will turn out to be a core area in the chemical sector to achieve climate protection goals. The discussion of sector goals will come, so the waste management sector should be prepared, because it will be included in this discussion, especially if its impact on climate protection becomes more aware in broader political public life. For this discussion, a better understanding of today's carbon cycles, especially the material use, is needed as basis. Already today, strategic thinking about the significance of managing carbon streams and the potential of waste management and its innovative actors is necessary to meet the future challenges.

CCS – Reasons and Potentiality

D. Wappel & J. Draxler

The University of Leoben, Institute for Process Technology & Industrial Environmental Protection, Leoben, Austria

The main target of this work is to show the potentiality and the reasons for Carbon Capture and Storage (CCS) to reach the climate targets.

Since it is proven, that the greenhouse effect is caused by men, different ideas and technologies were considered to reduce CO₂ emissions and in the course of that the impact of global warming. Basically those arrangements are:

- Energy savings,
- Efficiency raise,
- Renewable Energy,
- Nuclear power,
- Substitution of coal with natural gas and
- Carbon Capture and Storage.

Worldwide around 80% of the used energy is produced from fossil fuels, with coal representing the easiest and biggest energy resource for power generation. Due to the increasing energy demand in the next years, especially in developing countries, this dependency will remain or even increase in the next decades. Currently renewable energy sources are not able to cover the energy demand of our civilisation. Thus, carbon dioxide mitigation by carbon capture and storage is among others a feasible and necessary option to significantly reduce the level of carbon dioxide emissions. CCS describes the technology where CO₂ is captured and concentrated from an industrial source (e.g. power plant), compressed to high pressure, transported to a suitable storage location and then stored away from the atmosphere for a long period of time. The main advantage is that CCS would allow the necessary fossil fuels to be used with low emissions of greenhouse gases.

Although no obligatory climate targets are fixed yet, leading experts claim, that the CO₂ emissions have to be reduced by at least 50% by 2050. This reduction would lower the impact of global warming and the temperature increase could possibly be limited to 2 °C by 2100. It is clear that CCS cannot be the only solution to reach the ambitious climate targets, rather CCS has to be seen as one important part of a mixture of different technologies. These technologies contain all the mentioned arrangements, including an increase of renewable energy sources.

Currently Carbon Capture and Storage is in the stage of pilot plant testing, were three different technologies can be distinguished:

- Post-Combustion Capture,
- Pre-Combustion Capture and
- Oxyfuel Combustion.

These different technologies of CCS, including state of the art and their advantages and disadvantages will also be explained in this work.

Boundary Conditions for Carbon Capture and Storage (CCS) Projects

H. Hofstätter

Montanuniversity Leoben, Chair of Petroleum Production & Processing, Leoben, Austria

In order to guarantee the integrity of CCS boreholes during the injection period and the subsequent period of time separate precautions must be taken which are beyond the standards in hydrocarbon production and storage.

In case of a recompletion of an existing hydrocarbon production or underground gas storage borehole there must be considered that materials selected for completion are not necessarily CO₂ resistant. For new CO₂ injection wells proper material selection can be considered already in the planning stage. Basically Open Hole and Cased Hole completions can be considered for CO₂ injection wells.

In order to be in compliance with HSE (health, safety and environmental) standards and regulations additional monitoring systems must be in place compared to conventional hydrocarbon production. These measures will be required in order to consider for the requirements from the chemical and physical point of view. It also must be considered that CO₂ is a colourless and almost odourless gas which is heavier than air and lethal at a certain concentration.

There are numerous individual items to be considered during recompletion of a wellbore which substantially differ to conventional workover operations on hydrocarbon wellbores. Special precautions have to be considered already before the workover operation.

In this paper it is assumed that the approval by the authorities is in place and that the focus of the CO₂ injection is storage rather than tertiary recovery (enhanced oil recovery).

The STOP – criteria define those boundary conditions which interrupt or terminate the CO₂ injection as long as they are exceeded. The injection process must be continued only as soon as the parameters match the desired criteria.

CO₂ Reduction Potential and CO₂ Reduction Costs of German WtE-Plants by Improvement in Energy Efficiency

B. Bilitewski & C. Wunsch

TU-Dresden, Institute of waste management and contaminated site treatment, Dresden, Germany

J. Jager & M. Hoffmann

TU-Darmstadt, Institute IWAR, Darmstadt, Germany

The primary target of waste incineration is the environmentally compatible disposal of wastes. In doing so, climate relevant greenhouse gases in form of Carbon dioxide were released. The secondary target is to use the energy released by the combustion and to use it to produce electricity and heat. These amounts of electricity and heat partly substitute fossil fuels like oil, coal or gas.

In the year 2007 the greenhouse gas (GHG) balance of the 66 Waste to Energy (WtE) plants in Germany was almost equalized. Depending of the combusted wastes, their composition and their fossil carbon part, different amounts of GHG emissions were released. For the average German Input of WtE plants a specific emission factor of 0.362 Mg CO₂ equivalents per Mg waste was calculated. With the waste input of 17.8 million Mg approx. 6.45 million Mg of GHG emissions were released. In addition 0.35 million Mg of GHG emissions were emitted by the usage of natural gas and fuel oil for start-up and close-down procedures, for supplementary firing and for the reheating of the flue gases in front of the selective catalytic reduction. In aggregate, approx. 6.8 million Mg of GHG emissions were released. However, depending on the used substitution scenario, between 6 – 8.6 million Mg of GHG emissions were avoided by the delivery of electricity and heat, even the majority of this WtE plants are running since decade's and the equipment components for the power generation are often not state of the art any more.

By improvement in the energy efficiency, respectively by enhancement in the delivery of electricity and heat, with an investment of 1 billion Euros or annually 120 million Euros depreciation costs, between 2.2 – 3.9 million Mg of GHG emissions can be avoided additionally. This amount is again varying depending on the used substitution scenario. According to that, in the weighted average over all techniques to improve the energy efficiency of WtE plants, the specific CO₂ reduction costs amounting to 31 – 54 Euro/Mg avoided GHG emission. Referring to the implemented techniques the specific costs are calculated to 22 – 95 Euro/Mg avoided GHG emission. In comparison with other technologies for energy production, encouraged by the German Government, the CO₂ reduction costs at waste incineration in Germany is low.

In due consideration of the recovery of secondary ferrous and nonferrous metals out of the waste incineration slag, supplementary 0.6 million Mg of GHG-emissions can be avoided.

Diagnostic Methods for the Corrosion Potential of Alternative Fuels

M. Pohl, D. Bernhardt, S. Ncube & M. Beckmann

TU Dresden, Institute for Energy Management, Professorship Combustion, Heat and Material Transmission, Dresden, Germany

W. Spiegel & W. Müller

Company. CheMin, Augsburg, Germany

The consideration of fuels only by laboratory analysis in view of deposit layer formation and corrosion potential is not conclusive.

The fuel is applied in a technical combustion unit and is influenced by the corresponding process conditions. It is then converted from a fuel to flue gas in relation to the respective operational control plant parameters.

For example, alkaline- and heavy metals and halogen compounds can be formed in different compositions depending on the process conditions. Relevant for the deposition layer formation and corrosion potential are only the definite conditions, which at respective concentration and steam pressure by the prevailing temperature on the hot surfaces – effect the deposition formation.

The process conditions from technical combustion units can be modeled closely in test facilities and pilot plants.

From the sampling of the flue gas along the flue gas paths (cooling) information about the elements and compounds can be attained and thus an assessment in view of the deposit layer formation and corrosion potential can be determined. In this paper a method was presented, in which fuel (in kilogram range) was combusted in a Batch-Reactor under realistic process conditions and through the use of a deposition layer probe-particles (rough, fine, solid and partly liquid) were collected from the flue gas path. The mineralogical and chemical analyses of these particles provide a statement about the deposit layer formation and corrosion potential.

In this case, it is a question about the transference of the real industrial plants already proved ASP-Investigations to pilot and test facility plants – with the aim to assess fuels before their application in real industrial plants.

Operational Experiences on Bromine-Based Mercury Abatement in USA and Europe

B.W. Vosteen

Vosteen Consulting GmbH, Köln, Germany

The paper will describe a new technology based on mercury bromination, as achieved by bromide addition to the coal or waste feed prior to or during its combustion. Bromine is highly active in oxidizing the mercury in the boiler flue gas, and the simple addition of small amounts of bromine compounds, such as NaBr or CaBr₂, can provide reliable oxidation of the mercury, which substantially facilitates the problem of dry or wet mercury capture in existing air pollution control systems (co-benefit mercury capture).

Over 5,000 MWe of US utility coal-fired boilers are currently under contract license to use this technology for the control of mercury emissions in USA.

In Germany, the technology is commercially applied at 4 chemical waste incineration plants with CURRENTA in Leverkusen-Bürrig, Dormagen and Uerdingen, and at 4 communal sewage sludge incineration plants of EGLV in Bottrop and of Town Karlsruhe in Karlsruhe-Neureut.

Alstom Power has been granted from Vosteen Consulting GmbH an exclusive marketing rights license for joint exploitation and commercialization of this technology for fossil fueled boilers, thermal waste treatment units, and other thermal processes in the United States and Canada.

And Austrian Enenergy and Environment AG (AE&E), Raaba/Graz, with its many Affiliates as Von Roll Inova, has been granted a similar, but non-exclusive marketing rights license in Europe.

For time reasons, operational results from those German waste and sludge incineration plants will be reported only.

Treatment Principle for Residues from Waste Incineration Plants

H. Grech

Federal Ministry of Agriculture, Forestry, Environment and Water Management, Vienna, Austria

In Austria in the last years as a result of the construction of many waste incineration plants the amount of residues strongly increased. Due to the relevant metal content of these residues the recycling of metals is the order of the day. Therefore the Federal Ministry of Agriculture, Forestry, Environment and Water Management writes down a regulatory framework in this field in the Federal Waste Management Plan 2011.

In compliance with the treatment principle for residues from waste incineration plants it is allowed to use the mineral fraction of the residues in bonded and unbonded base layers.

In doing so a separation of metals has to be carried out in such a way, that the following limit values can be achieved:

- for the ferrous metal portion 1% ds and
- for the non ferrous metal portion 0.8% ds.

In addition limit values for the total content of Pb, Cd, Cr, Ni, TOC and the elutable fraction of Sb, As, Pb, Cr, Cu, Mo, Ni, Cl, SO₄ have to be met.

Prior to landfilling of residues from waste incineration plants a separation of metals has to be carried out too. The above mentioned limit values for the metal portions have to be aimed for.

The treatment principle in the Federal Waste Management Plan 2011 is an important basis in terms of resource efficiency regarding residues from waste incineration plants.

In the medium and the long term the next step will be the determination of the requirements in a waste treatment obligations ordinance and the landfill ordinance 2008 respectively.

Potential of Recoverable Waste in Tyrolean Landfills

J. Knapp & A. Bockreis

University Innsbruck, Unit of Environmental Engineering, Innsbruck, Austria

Natural reserves of many resources are decreasing and for selected resources, such as some metals, there might be a shortage of supply soon. The more costly it becomes to supply these resources the more their prices will increase. Combined with increasing prices for secondary raw materials the focus gets on resources contained in landfills and their potential for recycling. At some point it will become economically feasible to recover untreated wastes from former landfills to reuse them as resources, for instance metals or even organic compounds to be used for energy production. Therefore the amount and the quality of wastes in older landfills are of interest. Especially in combination with long and cost-intensive aftercare the reconstruction of landfills with recovery could be of economical interest.

For this paper Tyrol, a Federal State of Austria, was selected as a case study to assess the potential of recoverable wastes landfilled in Austria. Based on available data a theoretical estimation of the potential of recoverable wastes in Tyrolean landfills for future use as secondary raw materials was made. Therefore information published by the Government of Tyrol, the Austrian Government and the Environment Agency Austrian was evaluated and in addition the operators of Tyrolean landfills have been interviewed to identify as accurate as possible the amounts and types of waste landfilled in Tyrol. On the basis of comparative data from landfills in Germany the economic potential of recoverable wastes from Tyrolean landfills was estimated.

The collected information can be summarized as follows: Since 01.01.2009 it is forbidden to landfill untreated waste in Tyrol, and the last four landfills for residual waste in Tyrol closed with the 31.12.2008. Within the last 60 years more than 20 landfills (larger than 14.000 m³) for residual waste have been operated in Tyrol. The oldest one started its operation in 1942. It can be estimated that more than 12 million m³ of waste have been disposed of in these landfills. The types of landfilled waste are mainly municipal, commercial and construction waste, but also industrial waste, sewage sludge, excavated soil and hazardous wastes are included.

Considering the relatively high amount of metals in the waste in Tyrol nearly half of the cost of the remediation of a landfill could be covered with the recovery of the metals (depending on the fluctuating prices of the secondary raw materials). Furthermore the needed energy could be obtained from the thermal recovery of the still remaining fraction with high calorific values. The further focus is on the closer examination of some specific Tyrolean landfills regarding their remediation in ecological as well as economical way.

Potential of Resources in Selected German Landfills

S. Gäth & J. Nispel

Justus-Liebig-University, Institute of Waste and Resource Management, Gießen, Germany

The resource potential of landfills is one source in Western Europe to encounter the depletion of raw natural materials. In this background the Institute of waste and resource management analyses two landfills with regard to the question, under which economic and environmental conditions it's possible to dismantling a landfill as a raw materials warehouse.

The approach consists of four core elements:

- Which resources are in a landfill and where they are?
- How will be the prices for raw materials in the future?
- Which technical requirements are necessary and fit for practice?
- Conflation of the first three steps and creating a decision model.

The first landfill ran from 1973 to 2001. In this time 3.3 – 4.1 million tons of waste were deposited. A primary estimation comes to the result that the potential of metals amounts 99,000 – 140,000 tons. Also the composition of recoverable materials is dominated by organic matter (307,000 – 429,000 tons), glass (215,000 – 310,000 tons), plastic (210,000 – 290,000 tons) and paper (180,000 – 220,000 tons). Furthermore, the whole high-calorific fraction has an energy potential of 14 – 19 million gigajoule.

In relation to the actually scrap prices, the economical potential of metals could be 66 – 92 million Euro. On the other hand, the costs of dismantling are between 99 – 164 million Euro. So we can say that landfill mining isn't economic at the moment but surely in future.

At the second landfill the Institute of waste and resource management analyses removed waste in-situ. In relation to the fraction > 35 mm plastics with 37 weight-% and sorting residues with 18 weight-% are dominant. The average potential of metals amounts up to 10 weight-%. Also textiles and minerals were found with about 10 weight-%.

At present, the study of the economical potential of metals also comes to the conclusion, that the costs of dismantling are markedly higher than the benefit. In future it's possible to cover this deficit by better marketing opportunities of secondary raw materials. Also greenhousegas emission certificates could be a source of financing.

The Long Road to a Resource-Optimized Sewage Sludge Treatment

U. Frei, C. Christen & A. Rothbart
Rytec AG, Münsingen, Switzerland

In Switzerland the direct use of sewage sludge as a fertilizer in agriculture has been forbidden by law since October 1st 2006. Dried or dewatered sludge has been burned in cement kilns or municipal waste incineration plants. Both treatments exclude the re-use of nutrients in the sludge.

In 2007, the canton of Zurich started a decision-making process to develop the sludge treatment of the future. Two premises were stated in a cantonal governmental decree: The future treatment must allow for a (future) phosphorus recovery and the renewable energy content in the sludge should be used as efficiently as possible.

All plant operators of sewage treatment plants and municipal solid waste incinerators accepting sewage sludge have been invited to participate in an open decision-making process to identify the most beneficial sewage treatment for the canton as a whole.

In January 2007 Rytec AG got a mandate to moderate this process. After individual interviews, the planning group was invited to develop the future strategy in a series of workshops. The result was surprisingly simple: one single sludge treatment facility for the whole canton of Zurich (approx. 100,000 tons of dewatered sludge per year) should be established in a yet to be specified location. Alongside the main process, the following specific questions had to be confirmed in independent sub-projects:

- It is possible to store the sludge ash in a mono-compartment on standard landfills.
- The energy balance of the overall treatment chain should be positive if managed well.
- The digestion of the sludge on the wastewater treatment plant is an overall benefit.

As a result of the discussions, the group communicated the following insights to their respective political superiors:

- There is an imminent need for action in the canton of Zurich (aging installations).
- Planning for infrastructure plants usually takes 4 – 5 years, institution-building needs approx. 3 – 4 years (can be in parallel).
- Economies of scale are very important in waste treatment.
- Unused excess heat of other processes could be used to maximize the use of the renewable energy in the sludge.
- Transport (cost and ecological considerations) are often largely overestimated, logistics will be an important but mainly organisational task.

The discussion process was soon to be followed by action: After a general feasibility study in 2008, a 360 °-review of possible sludge treatment alternatives meeting the given requirements in 2009, some 5 different locations competed for the future sludge treatment facility. Again the group defined the range of criteria, the scaling and respective weights of the different dimensions before mandating detailed technical projects per location. In spring 2010 the planning group unanimously proposed one location to be responsible for the future sludge treatment.

Rytec AG has been part of this process in different roles: as a process moderator along the whole process, in the role of the coordinator of the various sub-projects, and in the preparation of communication materials. On the practical side, Rytec AG has been conducting the feasibility study and (for a number of locations) developing the basic engineering for the final evaluation.

„Urban Mining“ on Our Door Step: P-Fertilizer from Sewage Sludge Ash

H. Mattenberger, J. Gasparin & L. Hermann

ASH DEC Umwelt AG, Vienna, Austria

Three important aims to be reached at the ASH DEC pilot plant in Leoben (AT) were the optimization of components and aggregates, the proof of their suitability for continuous operation as well as the fine tuning of the chemical recipes. Two important adaptations concerning the plant components and the process became necessary to ensure a continuous production process: The change from pelletized material to unpelletized material as input material into the thermal reactor and the application of a different flue gas cleaning system. Relevant experimental campaigns showed that the important parameters removal of heavy metals and enhancement of phosphorus availability to plants could be reached when scaling-up the process from lab and technical scale to semi-industrial scale. Hence ASH DEC is right at the threshold for the industrial implementation and plans the realization of its first PhosKraft® plant with 32,000 tons/year in 2011/12 in Germany.

Combustion Residues – Characterization and Utilization

M. Mocker, I. Löh & F. Stenzel

ATZ Entwicklungszentrum, Sulzbach-Rosenberg, Germany

Residues from combustion processes contain metals and minerals, which are important raw materials in our society. In Germany, combustion residues fall primarily from the incineration of coal and waste. Ash and dust from biomass combustion are still relatively insignificant, but their relevance is increasing.

While wood ash is already being reutilized more frequently in local cycles, the exploitation of other residues from combustion processes is far more unspecific. They are found, for example, in the construction industry, as an aggregate in the gypsum and cement industry, for reclamation in surface mining or in mine stowing. The residues of waste incineration are predominantly used in the road and landfill construction. At this kind of utilization some substances in combustion residues are tolerated only, instead of feeding them to adequate reuse. Furthermore recyclable fractions are unrecoverable placed in mine filling or widely disposed. These raw materials are not available for future utilization options, which are possible at technical and economical feasibility of recovery processes. In this regard a rethink must follow. Thus the residues from the mono-incineration of sewage sludge, phosphorus-rich and valuable source materials for fertilizers are increasingly being deposited in exactly known areas of landfills. This will facilitate the access to the deposited ash in the future and in the sense of urban mining the recovery of phosphorus may be possible.

Due to the spectacular growth of bioenergy, additionally to the traditional wood-fuel assortments, more and more alternative fuels are coming into focus. This entails an extensive characterization of their combustion residues in order to identify those suitable for recycling options. The ATZ Entwicklungszentrum operates several combustion test rigs to analyze combustion and emission behavior of waste and biomass fuels and characterize the combustion residues. The test results of five fuels (artificial waste mix, refuse derived fuel, sewage sludge, barley straw and wheat bran) are exemplary presented.

In addition to the bottom ash, fly ash and filter dusts should also be taken again under the spotlight for their recycling potential. High concentrations of heavy metals could be regarded rather as resources than as harmful substances. The renaissance of suitably adapted recycling processes will perhaps be interesting for economic reasons in the near future.

For a future optimization of the utilization of incineration residues, changes in the configuration of the plants have to be considered. Based on developments here explained, a model incineration plant was designed. The plant shall favor the production of secondary raw materials from the combustion residues. An adjustment from wet to dry ash removal affords an easier recovery of iron, copper and aluminum in higher purity. The remaining slag is still reactive and could be used for specific chemical reactions, especially for biogas upgrading, before it is used as an inert material. Fine and heavy metal contaminated slag fractions can, together with fly ash, supply a downstream recycling procedure. Examples to mention are acidic extractions or melting processes under reducing conditions.

Certainly in some cases, further research and development activities are needed to make the process technically and economically feasible. The strong price variation in commodity markets made it clear how quickly the threshold can change to profitability. Ideally marketable recycling methods should be available to counter the foreseeable shortages in the next bull market. In the first place, ecological reasons explain that metals and minerals should not be lost in combustion residues. The extraction of secondary raw materials from as many sources as possible is ultimately an important prerequisite for the path to a sustainable industrial society.

Engineering, Construction and Commissioning of a Flash-Reactor Pilot Plant

F.M. Dobay, A. Schönberg, A. Werner, N. Delfs & H. Raupenstrauch
University of Leoben, Chair of Thermal Processing Technology, Leoben, Austria

The development of processing routes for the treatment of metal and metal oxide contained residues, particularly dusts and slag, becomes a major environmental issue. Economical recycling of waste materials and the creation of saleable products are more and more important since dumping of these substances is complicated and expensive. The dusts from the iron and steel industry with high contents of heavy metals also contains zinc, which is an interesting commodity. The high contents of zinc of the dusts are a consequence of processing automobile scrap in the steel industry. The isolation of zinc from the dusts and its utilisation is important due to economical and ecological reasons. A very promising process for zinc recovery is the so called flash-reactor process. The Chair of Thermal Processing Technology at the University of Leoben designed and built a pilot plant in cooperation with the voestalpine Group.

The main components of the plant are the dosing system for the dust, the burner unit and a reaction chamber situated below the burner unit. The dust is inserted through the dosing system into the burner unit and is mixed with oxygen. The oxygen is inserted through a ring line around the burner unit. The dust/oxygen mixture is directly fed to a fuel gas/oxygen flame between the burner unit and the reaction chamber, where the dust is immediately slagged. This slagging process produces a flue gas, which contains gaseous zinc. Due to the reducing process conditions thermal post-combustion of the flue gas is required. In that way the gaseous zinc is oxidized to solid zinc oxide. The deslagging takes place at the lower end of the burning chamber. The goal of this process route is on the one hand to convert the dust into a slag bath and on the other hand to remove zinc in form of a ZnO-dust concentrate.

The activation of the pilot plant (July 2010) was a success and many findings and insights could be gained. Aim of the pilot plant is the optimization of the process concerning dust feeding and dispersing, operation temperature and pressure as well as atmosphere and furthermore precipitation of the ZnO-dust and flue gas cleaning with focus on high product yield and quality and to minimize energy and costs.

Resource Tunnel Excavation

D. Resch & R. Galler

Montanuniversity Leoben, Department for Subsurface Engineering, Leoben, Austria

About 200 km of tunnel are being designed or built in Austria at the moment. This will create large quantities of excavation material, and this has so far mostly been used for filling or tipped. The recycling of excavation material can save natural resources of mineral raw material. Recycling can also reduce the negative impact of a tunnel construction site on the environment, for example through the reduction of transport distances and areas for landfill.

The Gotthard and Loetschberg Base Tunnel projects in Switzerland have demonstrated for the first time the practicability of reusing excavation material as concrete aggregate on a large scale. For example, up to 35% of the excavation material at the Gotthard Base Tunnel has been recycled and used as aggregate. Based on investigations in Switzerland, the research project "Recycling of Tunnel Excavation Material" has been investigating the reuse of excavation material under the geological conditions in Austria since November 2008.

The possible reuse of excavation material at twelve tunnel construction projects is being evaluated in a project supported by the Austrian Research Promotion Agency (FFG), which will run until November 2011. In addition to the support of the FFG, the project is being financed with the support of eminent client organisations and construction companies concerned with hydro-power station and tunnel construction in Austria.

The aims of the research project are defined as maximum reuse of the excavation material produced, optimized profitability of materials handling overall and the minimisation of environmental impact caused by material transport and recycling.

In order to be able to make statements about the reuse of tunnel excavation material with as much general validity as possible, tunnel projects were chosen from various geological zones in Austria. These are tunnelling projects for road, rail, metro and hydropower.

The reuse of excavation material depends greatly on the rock properties, the demand for mineral raw materials within a defined distance from the tunnel project and the method of excavating and preparing the material. The profitability of recycling and the distance the material has to be transported also have to be demonstrated or compared, and the same applies to the CO₂ balance.

Glass Fiber Reinforced Plastics: Scenario to Re-Use the Fiber Fraction

D. Pico & A. Bartl

Vienna University of technology, Institute of Chemical Engineering, Austria

Glass fiber reinforced plastics are construction materials which show an excellent quality profile since they combine high strength with low density. Thus, light weight constructions are possible and during the use-phase of products a large portion of energy can be saved. As a matter of fact in field of automotive parts in and particular rotor blades for wind power plants a superior growth rate is expected within the next years. However, in spite of these distinct advantages the disposal of end-of-life glass fiber composites is still an unsolved question.

Landfill represents the current practice to get rid of end-of-life glass fiber composites. It is the most simple and nearby solution. Based on European (e.g. directive 99/31/EC) and national legislation (e.g. deposition ban in Austria and Germany) landfill will soon have to be replaced by more intelligent solutions.

The first choice in order to avoid dumping of plastics represents incineration with energy recovery. However, combustion of glass fiber reinforced plastics causes two main problems. On the one hand the caloric value is quite low since the glass fiber content is up to about 70%. On the other hand glass will become soft at temperatures prevailing during incineration processes and subsequently form rather low melting bed ashes. As a matter of fact severe malfunctions of incineration aggregates, in particular fluidized bed reactors, might occur.

From an economic as well as an ecological point of view a process that can recycle both the plastics and the fiber fraction is highly recommended. A significant portion of fiberglass reinforced plastics use epoxy resins due to superior properties. This superior quality, in particular high temperature as well as chemical resistance, burdens any recycling process. Epoxy resins cannot be dissolved in any feasible solvent and cannot be melted due to its cross-linked structure. Thus, in order to decompose the polymer relatively high temperatures are required which commonly destroy the mechanical properties of glass fibers.

It is striking that already in the 1950's a method was described which can regain the original strength glass fibers that after a thermal treatment. It seems that these studies have been forgotten. Based on the literature the experiments have been repeated. It turned out that a recovery of strength is indeed possible. However, it was only possible to regain the original strength to a certain extent. Furthermore, for the most important glass fiber, E-glass, the effect was not observed.

Since the possibility to regain the strength of glass fibers that have been exposed to a high temperature during the recycling process offers a large economical and economical potential. Thus, the tests which are in a rather early stage will be continued.

A New Austrian Strategy for Groundwater Risk Assessment at Contaminated Sites

B. Wimmer

AIT Austrian Institute of Technology, Seibersdorf, Austria

G. Döberl

Environment Agency Austria, Vienna, Austria

Within the project “Contaminated Site Management 2010” intending to revise and adapt new strategies for investigating and remediating contaminated sites in Austria, a new strategy to improve groundwater risk assessment has been developed.

During the past risk assessments regarding ground water at contaminated sites only referred on laboratory test methods analysing the total content of contaminants and using a batch leaching test at a liquid/solid ratio (L/S) of 10. Practical experiences at the majority of contaminated sites frequently underpinned the limitations of these tests in assessing the extent of soil water contamination and the risk of groundwater pollution.

The objective of the new strategy is to characterize the actual mobilization of contaminants and the long term release. The technical report describing the strategy sets out for a combined approach to take account of contaminant and soil properties, to choose laboratory test methods correspondingly and to analyze contaminant mass flows, which is supported by introducing hydrological aspects.

The choice of laboratory test methods was primarily focused on identifying the mechanism of release, which in general is controlled by solubility and limited by availability (e.g. due to strong adsorption on soil particles).

The test methods included to the guideline are specific for three groups of contaminants:

- Inorganic contaminants (e.g. heavy metals),
- Organic pollutants with low volatility and
- Organic pollutants with high volatility (VOCs).

The standard test for determining the concentration of inorganic contaminants is a batch leaching test at $L/S = 2$ according to DIN 19529. Additionally at a limited number of samples a batch leaching test at $L/S = 10$ has to be performed. As an alternative pore water can be collected with suction cups or centrifugation or a percolation test according to DIN 19528 can be performed up to a $L/S = 3$. If the batch test shows that the desorption of the contaminant is limited by availability, the percolation test has to be performed up to a $L/S = 10$.

For low-volatile pollutants also the percolation test according to DIN 19528 shall be applied. Regarding volatile contaminants results of soil vapour samples shall provide the basis to calculate pore water contamination referring to Henry's law.

Additionally the guideline introduces the use of sorption isotherms to derive pore water concentration based on total content data.

Finally an instruction is included how the contaminant load and mass flows within the unsaturated zone can be calculated at an annual basis. For that purpose also a method is included to estimate the amount of seepage water at the contaminated site.

The appendices of the guideline provide an overview on data characterizing the physico-chemical properties of the most relevant contaminants and examples how to apply the recommended approaches.

The technical report regarding the revised strategy for groundwater risk assessment at contaminated sites will be made available at the homepage of the Environment Agency Austria (www.umweltbundesamt.at; German language only).

Site-specific Assessment and Remediation of Groundwater Pollution in Austria

D. Müller & S. Wehls

Environment Agency Austria, Vienna, Austria

M. Ortmann

Kommunikalkredit Public Consulting GmbH, Vienna, Austria

Site remediation projects during the last 20 years made evident that it is often hardly feasible to remediate groundwater pollution at contaminated sites completely. Therefore investigation and remediation in future will need to be understood as a continuous process of increasing knowledge at a specific site to optimize measures within a cycle of learning and adaptation.

Up to now “remediation targets” are usually understood as meeting specific limit values like for drinking water. Applying solely such quality criteria induces often intensive and costly activities like removing the source completely or long-lasting pump-and-treat measures. One crucial prerequisite for site-specific remediation is to broaden the understanding and differentiate a hierarchy of “remediation targets”, being a qualitative description of the intended environmental status of a contaminated site, and “target values”, which provide quantitative criteria and need to be defined assuming site-specific conditions. Moreover “target values” for groundwater remediation at contaminated sites should not only stick to concentrations, but also consider contaminant mass flows, geometrical criteria like the plume length as well as criteria to describe the future behavior of a plume.

The selection of remediation targets requires a full characterization of the source and the actual plume (geometry, concentrations and mass flow sequentially) as well as a forecast on mobilization and attenuation processes. To derive site specific remediation targets and subsequent target values as a next step is an iterative process, which needs to be performed together with a feasibility study for identifying any suitable technology and remediation alternative. According to the new key objectives for site remediation in Austria published in 2009 a time horizon of one generation (20 years) is the general boundary condition regarding the planning process and the comparison of alternatives on the basis of a cost-effectiveness-analysis. The final choice of a technical solution and the description of generic “remediation target” are complementary and prerequisite for defining target values on different criteria (e.g. contaminant concentration, mass flow, plume length).

Discussing adaptive approaches future remediation projects should not any more stick to monitor a given technical solution but the remediation phase should continue being a process of learning cycles. Referring to monitoring data project audits should be performed at regular intervals to verify the progress in remediation and identify possible means of technical adaptations and optimization. Besides defined target criteria such audits should be made comprehensive by assessing further criteria to characterize the effectiveness of measures (e.g. specific energy use) and controlling observed changes, in particular losses of effectiveness over time. Providing a revised forecast the feasibility of meeting the site-specific “target values” within the defined and remaining period of time shall be checked. To any remediation project staying on track and having a reasonable progress such audits will be a routine until the end of the planned overall remediation period. Observed deviations in progress might trigger an optimization or the adaptation of other measures. Furthermore adaptations of “target values” shall be possible if contamination has been reduced significantly and a characterization of the general environmental status of a site is satisfactory as defined by the qualitative “remediation targets”. At sites where neither “target values” nor the general “remediation targets” can be met and no optimization or adaptation is feasible, the cessation of a remediation is possible if significant human health and environmental risks are unlikely even at the long-term.

Exposure Assessment of Humans at Contaminated Sites

T.G. Reichenauer & W. Friesl-Hanl

Austrian Institute of Technology GmbH – AIT, Department Health and Environment, Environmental Resources and Technologies, Seibersdorf, Austria

T. Dörrie & D. Müller

Environment Agency Austria, Dept. Contaminated Sites, Vienna, Austria

In Austria no guideline for site specific human risk assessment based on an assessment of exposure by contaminated sites exists up to now. The Austrian Standard ON S 2088-2 (issued 2000) was the first to describe a general protocol and generic criteria like trigger values for the risk assessment of contaminated sites. These screening values can be regarded as conservative, which is due to their generic nature.

To facilitate a site and use-specific exposure assessment of contaminated sites in Austria, a guidance document to provide a tool for site specific human risk assessment is under development. In this guideline risk characterisation is based on the calculation of human exposure via different pathways (e.g. direct exposure to contaminated soil, consumption of vegetables grown at the contaminated site, etc.). The considered exposure pathways include oral, inhalative and dermal exposure of humans.

The starting point for the identification of potential exposure pathways on a contaminated site is a classification of land uses. Four different categories of land use were defined, each linked to likely “activities” and characterised by involved exposure pathways:

- Residential areas,
- Agriculture and horticulture,
- Recreation areas and
- Industry, business and traffic areas.

Regarding “playgrounds” no site specific risk assessment has to be performed, but the Austrian Standard ON S 2088-2, which also provides generic trigger and intervention values, needs to be applied.

The guidance provides a set of predefined exposure scenarios combining the usually most relevant exposure pathways for every land use category but also allows freedom for site-specific adaptation.

Apart from the land use the potential exposure pathways at a site are also defined by the properties of contaminants. The guidance describes typical contaminants and the physical and chemical features that define their potential exposure pathways. Combining potential exposure pathways with respect to land use as well as to contaminants the relevant site specific exposure pathways are identified. In order to establish investigation and risk characterisation as a coherent system information regarding sampling strategies and a description of important principles for sample treatment and analysis is provided. Equations for calculation of the exposure by relevant pathways are given together with exposure parameters (e.g. biometric data, exposure times) to facilitate a uniform approach. Accordingly the oral, dermal and inhalative exposure can be calculated and compared with available toxicological exposure limits. In addition the pathways contributing most to any exposure can be identified and considered for site specific risk management and a possible focus for measures.

Environmental-Economic Assessment of Remediation Measures

M. Ortmann

Kommunalkredit Public Consulting GmbH, Vienna, Austria

G. Döberl

Umweltbundesamt GmbH, Vienna, Austria

According to the legally binding main objective of contaminated sites remediation, the choice of remediation measures at contaminated sites has to be made mainly based upon ecological aspects. In order to ensure an optimum use of national economic resources, economic aspects have to be included in the considerations regarding the choice of remediation measures – all the more so, as financial resources for contaminated sites remediation will continue to be limited also in the future, whereas the number of remediations is expected to increase. A comparison of remediation measures regarding their ecological and economic impacts should be based on clear environmental-economic criteria and methods. However, up to now there have been no generally accepted basic principles for assessing the described aspects, nor have there been any standardized assessment instruments for transparent environmental-economic assessment. Therefore, the aim of this work is to establish a basis for the environmental-economic assessment of remediation measures and to derive recommendations for adequate assessment instruments.

Following the definition of requirements which a future assessment instrument should fulfill, an international literature research was conducted to provide the basis for subsequent work. The purpose of this research was to present the state of knowledge regarding the methodologies applied in environmental-economic assessment as well as existing assessment instruments, and to discuss their pros and cons. The identified approaches were discussed with a view to their suitability and applicability in a wider circle of external experts during a workshop. Based on these discussions, possible assessment instruments were selected and evaluated in terms of their suitability for environmental-economic assessment at contaminated sites. In doing so, the general framework for planned applications and the necessary input data was studied, including their required accuracy, structure and availability. In particular, approaches for the specification of a system of defined goals and objectives were elaborated.

One of the results obtained from this work is the recommendation that an assessment instrument should be developed, on the basis of a modified cost-effectiveness analysis, for the environmental-economic assessment of remediation measures at contaminated sites. The advantage of this method – in comparison to other possible systems – is mainly its flexibility regarding adaptation to the specific requirements of the future management of contaminated sites in Austria. Moreover, the method features easy handling, good transparency in general as regards process and algorithm, as well as a methodologically suitable integration of the cost factor into the assessment.

Modern Underground Work Methods for the Hydraulic Protection of Contaminated Areas and Landfills

R.M. Conrad

Consulting Engineer, Regensberg, Switzerland

Aware of the fact that environmental consciousness has generally grown up during the last two decades, active ecology groups in cooperation with the media are more and more demanding the total remediation of hazardous waste landfills and contaminated areas. In many cases, there exist considerable reasons for not responding immediately to such challenges. Some contaminated areas are too widespread, others are already built-over, and some one's content is so dangerous and/or toxic, that a remediation without large-scale protective measures is unimaginable.

During a long period, generally used measures to protect groundwater from emissions of toxic liquids have been limited by drilling some shallow wells in order to obtain a hydraulic depression. Practical experience has however shown that there are considerable numbers of wells required to construct a reliable protective diaphragm, and this can be very expensive in construction, operation and maintenance.

Today, modern underground construction methods allow the implementation of less expensive and nonetheless efficient protection systems. As an alternative solution in comparison to lines of water wells, the downstream area of many landfills can be efficiently protected by means of a so-called "funnel-and-gate-system", this consisting of a concrete diaphragm with a filter gate to collect and/or treat contaminated liquid emissions. Dewatering of landfill contents can also be realised by a special double-shaft system, which will separately be presented on DepoTech 2010.

Besides, hydraulic protective diaphragms are now much easier to realize, instead of simply drilling water well lines, by using the horizontal directional drilling procedure. This HDD method has originally been invented for pipeline construction without open pit excavation. By means of HDD drillholes with filter pipes it is possible to construct vertical protection screens against liquid emissions, as well as horizontal dewatering screens under landfills or contaminated areas. By cement grouting through HDD drillholes, it is even possible to obtain a considerable basis sealing of a landfill.

The classic collector (radial) well system, well known as a very efficient system for groundwater supply, has compared to drilled wells not frequently been realised for water table lowering in contaminated sites. The pipe jacking work to construct common collector well drains was limited to loose gravel and sand, and therein to a drain length of not more than 60 m. Recently, a new collector well construction method has been presented with drains established by rotary drilling. This system allows to drive the piping through sandstone and other hard rock at lengths of 150 m and more.

Where a total remediation of contaminated areas with a high danger potential is required, the combined implementation of interactive measures is normally the best solution to protect the environment from emissions during excavation. In such cases, it may be sufficient to choose those methods which are effective during remediation work, but can be easily removed or neutralized after completion.

In-Situ-Treatment Methods for Chromate Contaminations

P. Müller

University of Leoben, Institute for Sustainable Waste Management and Technology, Leoben, Austria

The potential toxicity and mobility of chromate – an hexavalent chromium species – led authorities to strictly regulate its environmental concentration. For this reason, various techniques to remediate contaminated soils have been developed while others are in an early development stage. This pace in development is due to the complexity of the chemical interactions involved, such as oxidation/reduction, adsorption/desorption and precipitation/dissolution. They have to be known before applying any remedial action. Additionally, such processes can be biologically enhanced, either directly through metabolic processes or indirectly as microorganisms modify their geochemical environment. Finally, in aqueous environments, redox potential and pH drive chemical equilibrium and chromium speciation and thus also play an important role during remediation. Besides being its most stable forms in water, hexavalent (Cr^{VI}) and trivalent (Cr^{III}) chromium exhibit very different characteristics: while the cationic trivalent form is considered to be an essential trace element, the anionic one, as chromate, is a noxious compound for humans, known to be carcinogenic and very mobile, especially in water. The objective of remediation is, thus, mainly focused on the aqueous reduction of its hexavalent state, in order to precipitate it out of solution. To achieve this, site specific conditions have to be evaluated properly, for, as a matter of principle, a common remediation strategy is often impractical. In water, chromate can be reduced to the trivalent state by supplying the solution with an electron donor such as Fe^0 , Fe^{II} , Mn^{II} , S^{2-} , CH_4 or reducing organic compounds. Converting Cr^{VI} to Cr^{III} may, in turn, influence the redox and pH conditions, leading to increased precipitation of Cr^{III} . Additionally, oxic conditions in soil in combination with Mn(III,IV) and microbial methabolism may reoxidize Cr^{III} back to Cr^{VI} . However, aged precipitates are not as likely to undergo oxidation than freshly precipitated Cr^{III} . Cr^{III} is the principal form of Cr retained by sorption. The efficiency of the immobilization depends on the sorption characteristics of the soil, including its clay content, iron oxide and aluminium content and the amount of organic matter. Increasing pH values favors the adsorption of the cationic Cr^{III} onto the soil surfaces offering more negatively charged places to attach. High organic content also enhances sorption. Precipitation kinetics in clay, sand, iron and manganese bearing soils is fast. Cr^{VI} is very soluble, although it can be adsorbed to the soil surface if pH is low. Other anions such as Cl^- , NO_3^- , SO_4^{2-} and PO_4^{3-} compete with Cr^{VI} for adsorption sites. Sorption of Cr^{VI} becomes less important as the concentration of competing anions increases. For instance, it is assumed that the adsorption of Cr^{VI} in groundwater is negligible. As for precipitation, Cr^{III} will mainly precipitate as amorphous chromium hydroxide $\text{Cr}(\text{OH})_3$ or as a mixed solid phase with iron $(\text{Fe,Cr})(\text{OH})_3$. However, other factors as pH, complexation with organic substances and the presence of other ions in solution affect the Cr solubility. Organic compounds, for instance, can complex dissolved Cr, making removal by precipitation or adsorption difficult. Natural precipitation of Cr^{VI} is not a major removal mechanism. Bacteria, algae, yeasts and fungi are capable of reducing Cr^{VI} to Cr^{III} by catalyze redox reactions, by enzymatic extracellular reduction, intracellular reduction and precipitation, as well as nonmetabolic reduction on bacterial surfaces. Cr^{VI} decontamination using plants (Phytoremediation) is also a topic in research, even though it is limited to minor and shallow contaminations. As it is convenient to classify in-situ-treatment methods it is not always possible for chromate remediation, because of the complex physical, chemical and biological interactions involved. Therefore, most remediation strategies combine multiple technologies and mechanisms. For this brief outline treatment technologies are organized in toxicity reduction methods, removal treatments and containment technologies.

Promotion of Anaerobic Microbial Degradation of TPH in Groundwater

D. Todorovic, A.P. Loibner & K.E. Scherr

University of Natural Resources and Applied Life Sciences, Department IFA-Tulln, Division Environmental Biotechnology, Tulln, Austria

Organic compounds such as total petroleum hydrocarbons (TPH) are widespread contaminants in the environment, posing a serious risk to the ecosystem via contamination of soil and groundwater. For remediation of such contaminated environments biological in-situ-remediation methods using oxygen have been reported to be highly efficient measures. However, most of the contaminated aquifers become anaerobic over time due to the depletion of oxygen in natural attenuation processes. The deficit in oxygen supply in the saturated zone, caused by its low solubility in groundwater (10 mg/litre at 15 °C) states an essential limitation for the efficient biological turnover of organic compounds.

By contrast, supporting anaerobic biodegradation processes offers the possibility to circumvent this limitation. Biodegradation of organic contaminants without oxygen is the result of anaerobic bacterial respiration, occurring at a slightly to strongly negative redox potential. Therefore, a substitute of oxygen, an alternative electron acceptor (AEA) is required. Several naturally occurring substances qualify as AEA, and their application offers the potential of promoting and enhancing natural degradation processes. Anaerobic biodegradation of hydrocarbons at PHC contaminated sites seems to be a more promising alternative.

In the NUTZRAUM project, the anaerobic biodegradation of fuel oil at a contaminated industrial site was investigated in-situ. Nitrate was used as an alternative electron acceptor in order to promote and enhance naturally occurring degradation processes. For this purpose, a fuel oil contaminated aquifer was treated by injecting groundwater supplemented with AEA and nutrients to stimulate indigenous populations of TPH degrading microorganisms. Tracer tests with sodium fluoresceine was used to assess the dispersive behaviour and dilution of added AEA and nutrients. For process monitoring, a set of parameters including amongst others the redox potential, electron acceptor concentration, pH, dissolved oxygen, conductivity, pollutant concentration and toxicity was periodically investigated. The results of the in-situ-validation indicated very efficient nitrate consumption by the indigenous micrograms population.

The project NUTZRAUM is funded by the Austrian federal Ministry of Agriculture, Forestry, Environment and Water under administration of the Kommunalkredit Public Consulting GmbH.

Innovative Remediation of the Contaminated Site “Tuttendorfer Breite”

G. Luschin

Federal Company for Site Remediation (BALSA GmbH), Vienna, Austria

R. Adami

Bilfinger Berger Bauges. m.b.H., Vienna, Austria

The contaminated site „Tuttendorfer Breite“ is located approx. 10 km north of Vienna, at the south end of Korneuburg near the river Danube, spreading over 180,000 m².

On this area, a mineral oil refinery was operating from 1927 until 1961.

Mainly because of bomb attacks during World War Two, the factory equipment was severely damaged. Due to this, large quantities of mineral oil and mineral oil products were soaked into the underground, which, as a consequence, contaminated the subsoil as well as the ground water.

Nowadays, the larger part of the area has been overbuilt with warehouses and circulation areas.

In August 2005, BALSA was authorized with the complete realization and carrying out of remediation measures by the Ministry of Environment.

After having obtained the necessary legal authorizations, the tendering and award procedures (published all over Europe) concerning the planned remediation measures were put through in 2007. The joint-venture Arge Tuttendorfer Breite under the technical management of Bilfinger Berger Baugesellschaft m.b.H. was awarded with the contract for the complete remediation works including detail design and operation of the remediation system for 10 years.

After intensive investigations of possible remediation measures, an innovative treatment of the mineral oil contamination was chosen by BALSA.

In a first step, the funnel – a 1,165 m long slurry wall in downstream direction of the ground water – was built in order to prohibit further expansion of mineral oil hydrocarbons. The ground water stream is hereby enforced to flow through the seven gates filled with a special filter material for the retention of mineral oil (principle of “Funnel and Gate”).

Eight rehabilitation wells were constructed at the dug-out hot spots within the area enclosed by the slurry wall, where the oil phase swimming on the ground water is sucked off by pumps. The catchment areas of the wells are revealing the entire contaminated zone.

In addition, a biological in-situ-treatment of the contaminated subsoil is performed by adding nutrient and inserting oxygen into the saturated and unsaturated subsoil, activating the naturally present microorganism in order to enforce the degradation of contaminants.

Due to the very complex ground water flow along the nearby river Danube, the dimensioning of all technical system sections was fixed by means of calculation of a numeric ground water model.

The efficiency of the remediation measures will be verified during the operating time of the system by means of elaborate hydraulic and chemical checkups within and outside of the site. The program consists of continuous reading of groundwater levels and regular analysis of water quality.

A logistical challenge during the erection of the remediation system have been the nearby rails and the highway, as well as the warehouses situated on the site, which had to be in full operation in each project phase.

The construction of the mentioned systems was realized from July 2008 to July 2009. Operation and surveillance of the remediation measures are planned to last 10 years, however, will be continued until the defined remediation targets have been achieved.

Remediation of the Landfill at Bonfol – First Practical Experiences

R. Luttenbacher

Gesamtprojektleiter bci Betriebs-AG, Bonfol, Jura, Schweiz

The hazardous waste landfill at Bonfol in the Canton of Jura, Switzerland, is a heritage of our past. The chemical industry of Basle, amongst others, had been deposited there its production waste during 16 years before the landfill was closed in 1976. Today we face the challenge of disposing of 114,000 tons of hazardous waste from the former landfill professionally and sustainably.

BONFOL REMEDIATION: TECHNICAL ASPECTS

The bci Betriebs-AG was commissioned with the remediation project of the landfill site. This team of eleven specialists from different disciplines is responsible for the planning and realisation of the definite remediation project. Since there is only little experience worldwide in the remediation of such industrial waste landfills in the size of the present one, this team is actually playing a pioneering role in the domain of contaminated site remediation.

The definite remediation takes place in five phases over a period of approx. 10 years:

- Phase I (2006 – spring 2007): Detailed planning of all aspects.
- Phase II (spring 2007 – winter 2008): initiation of effectuation planning.
- Phase III (summer 2007 – winter 2009): construction of facilities and infrastructures.
- Phase IV (winter 2009 – 2014): Ablation of the covering clay layers followed by the excavation of the hazardous waste by a remotely controlled bridge crane and grapple system. The excavation takes place in a closed hall permanently kept under slight depression thus preventing any uncontrolled emissions as well as elution through rain water. The exhaust air is treated and constantly monitored. The excavation is being done with largely automated procedures in order to reduce the number of workers in the hall to a minimum. The excavated waste is transported by train to four different special incineration plants. There, the waste is burnt under highest safety precautions at temperatures of more than 1,200 °C.
- Phase V (approx. ending 2015): dismantling of buildings, renaturation and reforestation.

It will take another four to five years until the hydrologic balance in the area is fully stabilised. During this period the water quality will remain under permanent monitoring.

On April 15, the first grapple of hazardous waste has been taken out of the Bonfol industrial landfill. During the pilot phase of three months time, all installations and procedures have been checked intensely. Different technical or organisational adjustments have been executed as a reaction on the first practical findings. Other, more complex challenges have to be analysed in close cooperation with experts to find suitable solutions for everyday work and to combine high level technologies of multiple fields. In general, the bci Betriebs-AG team has been able to validate the general remediation concept and the technical implementation with the first 4,000 tons of hazardous waste that have been excavated, prepared for the transport and burnt in special incineration plants.

BONFOL REMEDIATION: COMMUNICATIONAL ASPECTS

Public and political awareness of environmental issues are on the rise. A huge communicational effort by the main persons of bci Betriebs-AG and the communication specialist ensures a transparent, regular and comprehensive communication towards the Swiss and French public as well as towards local authorities, NGOs and the media. This continuous effort is supposed to create and improve confidence. The bci Betriebs-AG wants to be perceived as the problem solver by the general public during this sustainable remediation of the Bonfol industrial landfill.

Experiences from the First Remediation Stage of the Kölliken Hazardous Waste Landfill

J.L. Tardent

Hazardous Waste Landfill Kölliken, Kölliken, Switzerland

Since 1978 around 300,000 cubic metres of hazardous waste has been deposited in a disused clay pit in Kölliken, Switzerland. The responsible operator is the Kölliken Hazardous Waste Landfill Consortium, and the local government has a participating interest of 91% in the facility. As a result of repeated complaints from the neighbourhood in relation to unpleasant odours and dust emissions, the local municipal council ordered a temporary closure of the landfill site in 1985. The pit was approx. 3/4 full at the time.

Since then, thorough measures have been taken to protect the drinking water from pollution. An extensive monitoring system was set up in the area surrounding the landfill, with over 270 observation wells, from which samples are taken regularly. The landfill was furnished with a multi-layer mineral surface seal. A combined treatment plant for both the contaminated water and the landfill gases was put into operation in 1994. An hydraulic shield consisting of 129 drainage wells and a connecting pedestrian tunnel was constructed in the years 2001 – 2003 on the southern boundary in order to prevent underground outflow of contaminated water from the landfill into the subsoil. The collecting seepage is decontaminated in the facility's own wastewater treatment plant.

An international competition came up with ideas for the total remediation of the landfill site in 1999 identifying a removal variant that has gradually evolved into the remediation project. The cantonal inspection authorities reviewed this project and they subsequently ordered the total remediation of the landfill by 2012.

Three large buildings were constructed in 2006/2007 for the operation to remove the hazardous waste landfill that commenced in late 2007: the excavation building for removing the material, the handling building for sorting and packaging and the storage building for intermediate storage of the hazardous waste. The method of construction on which the building roof is suspended from exterior arched supporting structures was selected for the excavation building covering an area of 40,000 m² and with a width of 170 m and for the handling building covering an area of around 30,000 m² and with a width of 150 m. This design without support pillars and featuring a span of 170 m affords maximum possible freedom of movement for the remediation work. All buildings are under a partial vacuum to prevent emissions that could disturb residents living directly on the edge of the landfill site. The extracted air is decontaminated in several stages using activated charcoal filters. The contents of the landfill consist of loose deposits, drums and big bags. Excavation is being performed over large areas, layer by layer, from top to bottom. The excavator operators work in airtight cabs with separate air supply. A total of 460,000 metric tons of hazardous waste need to be removed and transported to external treatment plants. The hazardous waste is then treated and conditioned to produce residual materials pursuant to Swiss law, as only such residual materials may be deposited in landfills.

The experiences from the first remediation stage (2008/2009) as well as the technological modifications for the second remediation stage, which will start in autumn 2010, are being presented.

The costs of the remediation work from closure of the landfill to the initiation of the first remediation stage amounted to 100 million Euros. The costs of landfill remediation and operations through to 2015 will amount to a further 450 million Euros.

Improvement of the Long-Time Behaviour of Landfills by Leachate-Infiltration

G. Rettenberger

Ingenieurgruppe RUK, Stuttgart & FH Trier, Stuttgart/Trier, Germany

In landfills for not pre-treated municipal solid waste micro organisms need a minimum of water for degradation processes. In addition, water movement is required in order to transport the nutrients to the micro organisms and to evacuate retardant decomposition products. The required minimum of water and water movement usually is not given at decommissioned landfills. The anaerobic microbiological decomposition and therefore the generation of landfill gas is inhibited. There is no stabilizing and the development of the gases decreases faster as usual. The effect increases after the installation of a surface sealing. Without a special water supply, the landfills are supposed to dry out. An instrument to counteract this effect is the leachate infiltration. If the landfill body can be imbrued homogeneously, the development of gas increases, the maintenance period can be decreased and the costs for the leachate treatment can be reduced. The following goals can be reached through the leachate infiltration:

Optimizing the milieu conditions for gas development →

- Increasing of the degradation velocity, respectively extend of the decline: Current results show a 30% higher gas output of a infiltrated landfill area, compared to a not infiltrated area with apart from that equal conditions at the end of nine month infiltration. In the non infiltrated area, the gas output decreased as expected, while the gas output in the infiltrated area increased a little bit.
- Consistent amount of gas and consistent concentration of methane
→ more constant availability of the gas for the power generation during the period of active gas collection → consistent operation conditions for the power generation
→ Increasing of power generation.
- Conditions for a faster removal of the maintenance due to faster stabilizing.

Using the water reservoir capacity and the milieus of the landfill →

- Consistent amount of the leachate.
- Supporting the microbiological decomposition process in the leachate.

The advantage of an infiltration compared to a percolation of rain water is that the infiltration can occur on places where no preferred flow paths have yet developed. Therefore, there is a higher chance that the water reaches areas, where water consumption occurs. The recirculation of leachate for the infiltration avoids the generation of additional leachate. Additionally organic elements of the leachate are used for the gas formation during the infiltration.

Basic conditions during the operation of the leachate infiltration:

- The humidification has to be consistent.
- Add at most as much water as the landfill body may retain.
- Add at least as much water that the required water movement will be generated.

For an exact calculation of the infiltration amount, a water balance of the landfill body is required. Basic data can be generated through waste analysis from boreholes and the analysis of the excavated material. The relevant calculation parameters will be presented.

It is required to consider that the storage capacity of the organic waste fraction is cumulatively decomposed. Therefore a smaller amount of leachate can be stored and already stored water will be released.

Dimensioning of Landfill Assurance Systems Based on Long-Term Emission Forecasts – Basics

K. Finsterwalder

Finsterwalder Umwelttechnik GmbH & Co. KG, Bernau, Germany

Public authorities define thresholds to evaluate a location. In case of excess, measures of danger prevention have to be taken. These thresholds are nothing but structural design criteria in regard to the retention qualities of the assurance systems. In principle they come up with the failure criteria to other technical applications.

To estimate reliably the impact on the groundwater from the soluble substances inside the landfill, it is important, to use all data in the same meaningful quality. Same meaningful quality means, that to each characteristic besides average value also the range of dispersion is given. This applies to all used data. Characteristics that are changing or get lost during the time have to be mentioned in the description and have to be considered in the data record.

The mass transport out of the landfill rises with convection and diffusion and declines with sorption. The interaction of these regularities was first formulated in form of a differential equation for operations in chromatography. This second order equation describes the interaction between diffusion, convection and sorption according to the designated place and time. By analysis, the demanded data of e.g. emission, pollutant concentration or flow-through can be determined according to place and time.

The numeric solution of the differential equation for arbitrary boundary conditions comes from DESi® (Deponie Emission Simulation) Variation. To calculate the emissions, the mass transport through the landfill basis and the geological barrier and the mass load at the landfill outflow are determined. Input data are the amount of waste, climate, type and concentration of the eluate, geometric dimensions and constructions of assurance measures and characteristics of layers that are permeated by substances dissolved in interstitial water.

As the calculation takes place with dispersing input data, the result is an extreme value formation out of inappropriate combinations of the range of dispersion. The analysis of the single values describes the border of a possible range of results. As this border represents the combination of the most disadvantageous impacts, the probability of occurrence is very low. The results out of the middle rang on the other hand have a high probability of occurrence. In the result figure, these are marked by a line in the result field as well.

By changing the characteristics of sealing and covering systems or the basic conditions, the polluting emissions and mass loads can be influenced and adapted to a desired or given target value. Thereby a real structural design of the sealing systems is possible. The required states are set in form of check values and thresholds by the authorities. With this approach one is in accordance with the approach in other areas of technology. The structural design of assurance systems of landfills and deposits based on long-term emission forecasts is an effective medium to compare different assurance systems in ecological and economic terms and to optimize them. Beyond that the duration of aftercare could be determined and limited to the span, which is necessary to prove planning guidelines. Furthermore the client gets reliable information about arising expenses and thus has planning dependability.

DEPO⁺ Process[©] – Improving Energy Efficiency and Long-Term Behaviour of Landfills

C. Bröcker & U. Klos
CDM Consult GmbH, Bochum, Germany

F. Hübl
ETG Ingenieur- & Bauges.m.b.H, Vienna, Austria

The decrease in the extraction of landfill gas in the past years has caused a decline in the revenues from landfill gas utilisation. Practice shows that there is still a great organic potential in municipal waste landfills whereas the existing gas extraction systems in their present state are not suitable to tap into this potential, especially in the deep areas of landfills.

Concrete results from long-term monitoring and ongoing gas extraction tests prove that the upgrade of standard gas wells to so-called DEPO⁺ wells facilitates the use of this gas potential and provides the basis for a substantially higher gas yield and an optimised efficiency in the existing landfill gas utilisation. Sometime in the future the economic use of the landfill gas will no longer be feasible. At this point it will be possible to use the upgraded gas wells to initiate a targeted aerobic in-situ-stabilisation. This action accelerates a further decomposition of the carbon compounds within the municipal waste landfill and results in a reduction of the aftercare costs.

The method proposed is the DEPO⁺ process, developed and offered by CDM Consult GmbH (holder of patent rights). The application of the DEPO⁺ process optimises gas formation and extraction, thus facilitating a highly economical use of the landfill gas. Furthermore, the extraction of the landfill gas accelerates the decomposition of the carbon compounds inside the landfill. The emissions decrease substantially and the long-term behaviour of the landfill is being improved.

A cost benefit analysis shows that the necessary investment for the upgrade of the gas wells will be amortised within a financially acceptable period by the increased revenues from the resulting landfill gas utilisation. This fulfils the economic requirements for the licence application and a technically efficient implementation of an in-situ-stabilization

Longterm Stability of Mineral Sealing Layers

O. Kemmesies

HPC HARRESS PICKEL CONSULT AG, Harburg, Germany

W. Behrens

TD Umwelttechnik GmbH & Co. KG, Barsbüttel, Germany

The desiccation and therefore cracking of mineral sealing systems are of central importance when considering the long term durability in order to provide long term minimization of infiltration into the dumpsite and groundwater due to rainfall (precipitation) as well as to prevent escaping of landfill gas from active landfills.

Mineral sealing layers suffer from one or more dimensional shrinkage features when the water content is lowered. This volume reduction is based on an increase in the soil-moisture tension due to a decrease in the soil water content.

Under field conditions other detrimental effects that influence the existing shrinkage potential of a mineral seal and lead to crack formation as soon as critical values are reached, must be also considered. These are

- Surcharge tension from above the seal,
- Moisture-tension-dependent tensile strength of the soil,
- Tensile modulus (tensile strength versus expansion),
- Density at installation, compaction energy and
- Clay content and soil structure.

The design of such layers needs the accurate prediction of climatical impacts as boundary conditions as well as the prediction water pressure and water content inside the elements of such a sealing system.

Taken these considerations into account, an approach was developed, which allows the prediction of the cracking-behaviour of mineral sealing layers. The approach was verified using field data based on the sealing material Trisoplast.

The application of such a procedure is shown at the test site Rothenbach using the numerical simulation model SIWAPRO DSS and a time period ranging from 2001 – 2005.

The simulation of the water flux in the unsaturated zone based on RICHARDS-equation is a convenient way to predict the occurrence of cracks in the layers. Measured water pressure, water content and also boundary fluxes are needed to calibrate such models and identify the underlying parameters.

Recommendations on Landfill Top Covers in Austria

R. Prantl & V. Brandner

blp GeoServices gmbh, Vienna, Austria

The structure and function of the covering of waste sites are a much discussed issue in waste management. One reason for this are the diverse functions that ought to be fulfilled by the top cover. On the one hand, the leachate should be minimized, on the other hand, enough water should be allowed to get into the landfill body so that waste, which is to a large degree is biodegradable, is not prevented from bacterial degradation.

This balancing act is dealt with in the Austrian Landfill Ordinance 2008 by use of temporary surface coverage. The idea is to optimize the water balance in the landfill body in the first phase after closure of the landfill by the application of a covering permeable to water.

After 20 years at the latest, a permanent cover is to be installed. With regard to this, a regular build-up of materials as well as alternative cover systems are admissible, as for instance the evapotranspiration layer. Here, the seal effect is generated by the ability of the ground to hold water and the ability of plants and ground to evaporate water.

Due to these regulations in the Austrian Landfill Ordinance 2008 many new questions have arisen for the owners of waste sites, planning engineers and authorities. These questions are discussed in the following paper, whereas the results will be depicted as practical advice. The aim of the recommendations is to show an overview about the know-how already gained in the field and to serve as decision support. For this reason, several cover systems are discussed regarding different aspects, like for instance the application field, the location factor, the advantages and disadvantages, the expenses. What is more, different approaches for the realisation of temporary covers, and their transition to permanent covers are pointed out.

All the cover options have advantages and disadvantages. Depending on the location and field of application the different features can have different effects; therefore a universal evaluation (overall conclusion) would be pointless. One goal of this paper is to outline the advantages and disadvantages of the different covers in each field of application respectively.

In order to reach this goal, data and information was gathered step by step and evaluated with regard to the research question.

- Collection of normative and statutory basic conditions,
- Literature research of state-of-the-art scientific know-how,
- Interviews with experts from science and administration,
- Visitation of selected waste sites and collection of related expert knowledge,
- Evaluation of information and
- Demonstration of the results in these guidelines.

The first part of the guidelines contains a depiction of the laws, stipulations, national standards, guidelines and scientific basics of the relevant procedures.

In the main body of the recommendations different systems of surface covering are discussed. Not only the regular build-up with mineral layers and/or combined seals but also geosynthetic clay liners and capillary barrier systems, as well as evapotranspiration layer and methane oxidation layer are discussed.

Finally questions regarding the temporary covering are further elaborated. Five different versions have been developed and evaluated according to the regulatory requirements of Austrian Landfill Ordinance 2008.

The present paper has been written by order of the federal ministry of agriculture and forestry, environment and water management, department VI/3.

TREAmín® – Landfill Surface Sealing with Use of Waste Slag

B.M. Pfeiffer

Ecowin GmbH, Wettenberg, Germany

H. Schwarzmüller

Ingenieurbüro Roth & Partner, Karlsruhe, Germany

B. Fremgen

Wastemanagement Landkreis Breisgau-Hochschwarzwald, Freiburg, Germany

German landfill directive (DepV) specifies combinations of different sealing layers for class II (DKII) landfills. One element is usually represented as mineral sealing layer. On landfill “Eickelbuck” near Freiburg/Germany a combination of a mineral sealing layer and an asphalt layer is planned. The conventional clay sealing layer shall be substituted by the new product TREAmín®, an alternative sealing layer consisting of waste incineration slag and defined portions of natural clay minerals.

In order to gain acceptability performance of TREAmín® was proved according to the guidelines of LAGA Ad-hoc-AG on technical implementation questions on landfills. Comprehensive testing and performance survey were the basis for acknowledgement and authorization by the responsible regional council of Freiburg.

As one advantage compared to conventional mineral sealing layers TREAmín® shows a higher bearing capacity allowing a better producibility especially when combined with asphalt sealings. Further advantages are lower shrinking capacity as well as good recovery after drying. From an economical point of view, significant cost benefits may be realised and last but not least the sustainable and favoured use of waste and recycling materials is supported in order to save natural resources.

Composite Capillary Barrier – An Alternative Sealing System

U. Sehrbrock

ICP Braunschweig GmbH, Braunschweig, Germany

Sealing systems for Capping Systems of a landfill – if planned to be a long-term solution – in Germany and Europe often have to be built by combining a layer of mineral materials, such as clay, and a geomembrane. Usually the geomembrane is placed above the clay layer, so that the mineral layer is a kind of a back-up element, which starts to work after the geomembrane loses its impermeability, for example because it may be affected by ageing.

Besides using cohesive mineral materials (e.g. clay) the so-called Capillary Barrier can be seen as another accepted mineral liner system. The Capillary Barrier itself consists of two separate layers of mineral materials. The lower layer (called capillary block) usually consists of gravel, the upper layer (named capillary layer) is built with sand. The Capillary Barrier has to be covered with a Reclamation Layer of a sufficient thickness. Water, that cannot be evapotranspired or stored within this Reclamation Layer infiltrates into the capillary layer, where it is kept due to surface tension. The water will not percolate into the air filled pores of the Capillary Block, but, if placed on a slope, will drain laterally downhill within the sand, building the Capillary Layer. Only if the infiltration of water exceeds the capacity of the Capillary Layer water will drip into the Capillary Block. The system stabilises itself immediately as soon as the infiltration rates drop below the lateral drainage capacity of the Capillary Barrier.

To combine a Capillary Barrier as a mineral liner with a geomembrane, the geomembrane in some cases already has been placed underneath or above the Capillary Barrier. The principle of the so-called Composite Capillary Barrier is to place the geomembrane at the interface between the Capillary Layer and Capillary Block. Doing so, the system will perform (either locally or all over) like a traditional Capillary Barrier as soon as the geomembrane will show a leakage somewhere. As long as the geomembrane is not affected, the above the geomembrane placed Capillary Layer will perform as a drainage layer and the gravel underneath the geomembrane can be used for gas collection.

This design minimises the necessary amount of layers as much as possible. Placing the geomembrane between the two mineral layers (gravel and sand) at the same time simplifies the construction process, because having the geomembrane there helps keeping a proper interface when the sand, building the Capillary Layer, has to be placed. Besides those advantages the geomembrane significantly improves the resistance of the whole sealing system to negative impacts due to possible differential settlement of the subgrade, because it keeps an all time accurately defined interface between the Capillary Layer and Capillary Block. So the Composite Capillary Barrier gives several advantages: It improves the resistance to settlement, simplifies the construction and at the same time it provides additional financial savings, because it minimises the necessary amount of layers.

Design Aspects of Geogrids in Steep Capping Systems

W. Pauls & K. Werth

BBG Bauberatung Geokunststoffe GmbH & Co. KG, Espelkamp, Germany

A. Post

NAUE GmbH & Co. KG, Espelkamp, Germany

Landfill cappings are installed to control the infiltration of rainwater into the waste body and the emission of landfill gas from the waste body over a very long period. It is about layered systems of soils and geosynthetics. On steep slopes the layer system is permanently subjected to shear stresses. When the sealing system is designed, the stability for the construction phase, the operational state and for the long-term maintenance or the reuse, respectively, must be proven. The failure mechanism “layer parallel sliding” can physically be described for sealing systems with fundamental soil mechanics. The revised GDA 2 – 7 (2008) (Recommendations for geotechnics of landfills and waste deposits) gives information on the design method as to the partial safety concept according to the current standards. The proof is furnished following the total stability in the limit state 1C (DIN 1054 = German Standard DIN 1054). In the case of slope inclinations greater than 20 ° according to experience a veneer reinforcement for the absorption and transfer of deficit forces is required. Geogrids installed in landfill cappings are in a special position because they are not automatically part of the protection system against infiltration of rainwater into the waste body but are integrated above the sealing layers as statically required construction element to maintain the stability. The design has to be carried out in such a way that no relative movements and thus tensile strengths are transferred into the sealing and drainage layers. A detailed design for the installation of the reinforcement is generally recommended. Before the installation is designed an anchorage concept based on static design calculations for all areas and construction phases must be considered. Eventually, above all the quality of the execution and the expert handling with geosynthetics under consideration of dimensioned specifications concerning preparation, installation, design of installation, overlapping, joint, fill material, etc. decisively contribute to a safe stability of the capping sealing system with a long lifetime under difficult geometric conditions. This publication should inform about the characteristics of such a reinforcement in view of the design of the veneer reinforcement, the anchorage details and execution including the protection of execution states using the example of the landfill Duisburg-Sudamin. The presented project is long-term monitored and the first results are presented.

The Evaluation of Landfill Emissions with Respect to Aftercare Duration

D. Laner, J. Fellner & P.H. Brunner

TU Vienna, Institute for Water Quality, Resources and Waste Management, Vienna, Austria

After closure landfills need to be managed in order to protect human health and the environment. This so-called aftercare period comprises the treatment and monitoring of residual emissions as well as the maintenance and control of landfill elements (e.g. cover, leachate collection). A landfill can be released from aftercare obligations, when it does not pose a threat to humans and the environment. In order to evaluate the environmental compatibility of a landfill, the remaining pollution potential has to be assessed and future release rates estimated. In this work an approach for determining the pollution hazard of a landfill is presented and discussed with respect to landfill environmental compatibility and subsequent estimates on necessary aftercare durations.

Based on collected data from numerous landfills in Austria, typical emission characteristics of different types of landfilled waste are analyzed. Critical parameters in the leachate are identified for landfills containing municipal solid waste (MSW), bottom ashes from waste incineration, and construction and demolition waste. Although each type of landfilled waste shows different leachate characteristics, some parameters of general relevance can be identified. These are the organic leachate pollution (e.g. TOC, COD), salts (e.g. Cl), and ammonia, the latter often being the most problematic leachate constituent with respect to discharge standards. Heavy metals are generally of minor importance in the leachate of the investigated landfills. However, it should be emphasized that the emission behaviour might differ on a case-by-case basis. Appropriate emission models need to consider the characteristics of the landfilled waste, the heterogeneity of the waste body and the water flow regime, as well as technical specifications like landfilling practice or landfill design.

After the discussion of typical landfill emission profiles, a scenario-based method to estimate future emission levels of a specific landfill in view of the properties of the landfilled waste and the performance of containment systems is presented. The approach combines different scenarios to arrive at an estimate of potential future emission levels of the closed landfill. Scenarios are built to illustrate the effect of constant conditions (e.g. no changes in the amount of water infiltrating the landfill body) and to evaluate the effect of changing conditions in or around the landfill (e.g. deterioration of top cover performance). By assigning time-dependent occurrence probabilities to each set of conditions, relevant emission scenarios for a specific site and consequently potential emission levels can be estimated. The procedure is finally illustrated via a case study, as it is applied to a well investigated MSW landfill and emission estimates are exemplarily derived for ammonia emissions from the landfill body. In conjunction with an assessment of the vulnerability of the landfill environment such estimates form the basis for evaluating the environmental compatibility of landfills and hence, provide a basis for deriving necessary aftercare durations based on landfill-specific characteristics.

Energy-Efficient Long Term Aeration During Landfill Aftercare

M. Ritzkowski

Hamburg University of Technology, Institute of Environmental Technology and Energy Economics, Hamburg, Germany

Landfill aeration causes a faster biological stabilisation of organic waste components in comparison to anaerobic biodegradation. Within a timeframe of less than ten years the residual organic materials are converted to carbon dioxide and water, thus avoiding emissions of the greenhouse gas methane. Being applied to those landfills showing a decrease in landfill gas (LFG) generation rates after widely anaerobic stabilisation (excluding the further LFG utilisation in block-type thermal power plants); this technology enables an accelerated closure and shorter aftercare of municipal solid waste landfills. Following an aerobic bioconversion rate of more than 90% (relating to the residual amount of biodegradable organic carbon at the beginning of aeration) the low-pressure aeration might be completed in favour of self-sustaining systems for long-term landfill aeration. These systems might be operated during the transitional period between the end of “active” low-pressure aeration and the subsequent installation of a final surface cover, including a qualified methane oxidation layer. The systems consist of both wind driven aspirators as well as pneumatic air pumps, driven by wind wheels. The former are to be installed near the landfill slopes inducing an air venting effect through the landfill surface (uncovered landfills) or through near-by gas wells with an open air inlet at the well head. The latter might be installed particularly in those landfill areas still showing an oxygen deficit after the completion of “active” aeration and at central positions. By means of an ongoing slight air supply the restart of LFG-generation can be widely avoided over a long period. A wind driven air venting and aeration system has been installed at the old Kuhstedt landfill (Lower Saxony, Germany) following six years of low-pressure aeration; and operated over a period of three years so far. It consists of 12 aspirators as well as two air pumps which have been used for this specific purpose for the first time. Whereas the aspirators are directly flange-mounted at the gas well heads, the pneumatic air pumps are connected to the gas wells via flexible tubing. The pumps are pneumatically driven by means of a wind wheel mounted on a girder mast of 4 and 6 meter height respectively. In the framework of a regular monitoring program basic operation data, such as relative pressure differentials, temperatures, wind and gas flow rates as well as gas compositions are recorded on due dates. For the aspirators the gas flow ranged between 10 – 90 m³/hour at force 2 – 4 wind. Under these conditions methane concentrations ranging from 0 – 4% (v/v), carbon dioxide 3 – 16% (v/v) and oxygen 0 – 14% (v/v). During still air periods and in particular during high-pressure weather conditions ambient air infiltrates into the aspirators, thus indicating insignificant residual LFG production rates inside the bio-stabilised landfill. By means of the pneumatic air pumps flow rates between 3 – 10 m³/day could be introduced into the landfill depending on the specific wind force. It became evident that the wind wheel mounted on the lower girder mast was more efficient on an overall basis. This is due the fact that storm wind events lead to a deactivation of the higher wind wheel as a kind of a preventive measure. The reactivation has to be done manually and therefore requires the physical presence of an assistant. 34 months (i.e. June 2010) after completion of the “active” low pressure aeration, the gas composition inside the landfill averages at 6% (v/v) oxygen and 10% (v/v) carbon dioxide and methane, respectively. These LFG concentrations are widely representative for the total post-active-aeration period under the operation of the passive aeration system and can be characterised as “semi aerobic” conditions. These are associated with very moderate LFG generation rates and provide, in combination with the previously realised significant reduction of biodegradable organic substances, the requirement for a definite biological methane oxidation in the top cover on the long term.

Aerobisation of Landfills in Switzerland – Discoveries from Operation

A. Bachofner, W. Meier & A. Düring
Dplus AG, St. Gallen, Switzerland

In the last 20 years there has been serious trying considering waste economics in Switzerland to reduce the environmental effects of landfills into an adequate measure. While the state of aftercare for landfills with final storage waste can mostly be reached, especially the former landfills of municipal waste show remarkably higher values of emission. The organic contents lead to significant emissions into air and water; there is to expect an aftercare of decades.

In Switzerland is applied for the first time the aerobisation through the depo⁺ method, to reduce the environmental emissions of a landfill of municipal waste.

At the reactor landfill Sass Grand in Bever is since the beginning of 2008 a combination of aerobisation and degassation operation in service. There are already the first discoveries from these two years, which could be interesting for other operators of landfills, if they would make arrangements to intensify the biological decomposition process.

The reactor landfill in Sass Grand is situated in the Engadin, in an alpine high valley 1'700 meters above sea level. Between 1967 – 2000 it got filled mostly with municipal wastes. Given to the fact that the oldest part of the landfill (step 0) isn't equipped with a basic sealing, the leachate drains directly into the groundwater and through a small ditch into the Inn.

The goal of the aerobisation of step 0 is to reach a less emissionable state of the landfill through the active treatment. For this step is the patent-registered method in use. An abstraction through special multistage gas-wells produces an underpressure in the whole landfill. This brings air – and therefore oxygen – into the landfill, which supports the aerobic process of decomposition. The advantage of the aerobic decomposition is the quicker mineralization of the organic contents. Like this, the duration of the aftercare gets shorter and the costs of aftercare get minimized. Even more, the biggest part of the organic doesn't change into methane but ends in less polluting carbon dioxide.

Since the beginning in 2008 the quantity of the abstraction of gas increased constantly and was in 2009 at 150,000 m³/month. The constitution of the gas got better during the first four months, because the concentration of methane went under 10%. At the end of 2009 the concentration of methane was finally between 2.5 – 3.5%. The concentration of oxygen is slightly over the expected value of 5%. On the whole the aerobisation eliminated a quantity of 100 tons C in 2008. In 2009 the quantity increased to 140 tons C. At the moment 85% of the organic change into carbon dioxide.

From the view of today it is to be said, that the aerobic decomposition in Sass Grand is on a good level and that a nearly ideal aerobisation-gas is produced. First results concerning the leachate are already visible. The operation of the landfill will continue for some more years.

Environmentally Compliant Aftercare of a Hazardous Waste Deposit

B.M. Müller & J. Zenger
CSD Ingenieure AG, Aarau, Switzerland

M. Semadeni
Basler Chemische Industrie, Basel, Switzerland

The Swiss Federal landfill guideline of 1976 was valid until 1991. Therein the classified disposal sites were divided into material classes I to IV. The criterion for the classification into material classes was immission-orientated (impairment of the on-site drainage canal or sewerage system). For class IV (hazardous waste deposits) more stringent requirements for the hydro-geological situation of the site were demanded. The hazardous waste deposit at that time was defined as a material deposit which in view of the leachate only met the requirements of the federal regulations when applying appropriate technical measures. With the new legislation in 1990 the provision entailed treating hazardous wastes; since then hazardous waste landfills in Switzerland are not authorized deposit types anymore.

In the 1970's three big hazardous waste deposits were built in Switzerland, whereas the two older ones, Kölliken and Bonfol, had been constructed according to very different technical standards, ultimately leading to unacceptable environmental risks. These two deposits are currently being remediated in a complex and very costly way.

The hazardous waste deposit Teuftal, that meets required technical standards, has been subjected to an aftercare operation since 1996. The deposit was built 1974/75 at the bottom of the Teuftal valley in the canton Berne. In 1975 the first barrel and in 1996 the last barrel containing hazardous wastes were deposited. A total of 17,000 m³ of wastes had been stored. The material is embedded within huge amounts of concrete while the technical security installations, for instance multiple sealings and different drainage systems were built in. Thus an imposing structure with high security standard was created. In 1997 the final cover was applied to the building. The construction costs were about 15 million Euros.

The barrels were placed upright, in order and stored on concrete slabs; the gaps were filled with concrete. This procedure was repeated to create 16 layers, on top of each other. The distinctive feature here is the way of embedding the drums in concrete. A further particularity of the Teuftal landfill is the composite sealing with controlled drainage, which was built at the base and along the valley sides. The construction is made in a torsion-proof manner such that the sealings are insensitive to deformations. The drainage storage and control facilities at the root of the deposit, as well as the single drain pipes along the different layers, can be accessed by an incline shaft in function of a staircase.

The contaminated drainage, from within the layers of the hazardous waste deposit is led away under control, flows into a collection tank and is regularly dispatched and conducted to an industrial wastewater treatment plant. The quantities are very modest, i.e. an average of 1 – 2 dl/minute or 75 m³/year. The amounts generated are unrelated to precipitation events. The clean drainage water from the lateral streams downside the rocks of the valley sides is collected in the control drainages underneath the composite sealing (approx. 3,800 m³/year) and then conducted to the drainage canal (Teuftalbach/Aare) under monitoring. In the valley bottom and rock ground water, downstream the deposit, no contaminants from this compartment can be found.

Detailed risk analyses are and have been carried out every 5 – 8 years. According to the external surveyor, professor Doetsch, Technical University of Aachen, the landfill of Teuftal is “one of the most safe above-ground hazardous waste deposits in Europe”. The responsible environmental authority classifies the disposal site Teuftal as environmentally compliant requiring special supervision over the long term.

Dimensioning of Landfill Assurance Systems Based on Long-Term Emission Forecasts – Landfills „Weiden West & Pill“

K. Finsterwalder

Finsterwalder Umwelttechnik GmbH & Co. KG, Bernau, Germany

Dealing with the theme assurance of landfills and deposits shows that by securing a zero emission state can't be achieved because of physical-chemical reasons. That's why it is important to reduce emissions to a tolerable level for the environment, whereas the ageing of the systems and the building materials have to be regarded. The structural design of the systems has been carried out with the simulation program DESi® Variation that considered the stochastic nature of the used data at dimensioning the assurance measures. The thresholds for the location, that aren't allowed to exceed, were given by responsible authorities. The development of aftercare criteria, that allow an assessment of the sustainability of the remediation outcomes in periods less than 10 years, are part of the structural design.

Closing of landfills is now mostly under the principle "danger prevention" although the release from the aftercare, that de jure is a final acceptance, can only count based on values according to the principle "precaution". Both landfills Weiden West and Pill were planned according to the principle "precaution" from beginning on.

The approach is demonstrated at the landfill Weiden West (Oberpfalz) and the landfill Pill (Tirol), a landfill for domestic and construction waste with an area of 18 – 20 ha. From a lot of different possible examined variants, the one with the best cost-performance ratio was chosen. This meant a water balance layer with a synthetic ground as temporary sealing until water balance layer and planting assume sealing at case Weiden West, at case Pill this meant aeration.

The costs of the assurance measures were less than 60% of the original but the efficiency was remarkable higher in both cases. By application of a standard assurance according to TASI at Weiden West the pollutant retention wouldn't be sufficient to be discharged from aftercare.

The period of aftercare was determined to a span of 7 – 15 years at Weiden West and 6 – 8 years at Pill.

Emission forecasts as instrument to evaluate the effect of assurance measures are an effective method to get planning dependability for the client by dimensioning the assurance measures to fulfill the official guidelines and to optimize investment and costs for aftercare.

Proof of the Equivalent Effectiveness of Alternative Base Sealing Systems

A. Plankel

3P Geotechnik ZT GmbH, Bregenz, Austria

N. Alexiew

Huesker Synthetic GmbH, Gescher, Germany

At landfills for construction waste the Austrian landfill ordinance “Deponieverordnung” (DVO) permits the application of alternative base sealing systems in place of conventionally used clay liners. Geosynthetic clay liners (GBR-C) are usually employed to partially or entirely replace clay liners. NaBento RL-C, which is a heavy GBR-C with 10,000 g/m² calcium bentonite, has been used here as an example to demonstrate that the GCL may be applied both on slope areas with gradients of 1 : 2 or more and in the flat areas of landfill bases with gradients < 1 : 2.

In view of the equivalent protective properties with corresponding low water permeability that are required, it has to be shown that the GBR-C do not permit percolation greater than that of a geological barrier possessing the properties demanded in the provisions of DVO. This will be achieved by assessing water permeability and permittivity. It will be shown that a geological barrier with a minimum thickness of $D = 0.5$ m and a coefficient of permeability of $k < 5 \cdot 10^{-10}$ m/s may be replaced with the heavy Calcium GBR-C in slope areas with gradients > 1 : 2. For the flat areas in landfill bases (gradient < 1 : 2), it will be shown that the minimum layer thickness of the clay liner required by the DVO may be reduced from 0.5 – 0.2 m and that 30 cm of clay liner may be replaced with the heavy GBR-C. It will also be shown that on gradients that are steeper than 1 : 2 the regulatory mineral sealing may also be achieved with the Calcium-GBR-C.

Besides demonstrating that the desired low permeability may be achieved through the use of a heavy GCL with calcium bentonite, proof of pollutant-retention capacities and durability comparable to those achieved with ion solutions will be presented. It will also be shown that geotextile protective layers provide sufficient protection against highly concentrated liquid media. Additional information about the system design and the installation of the alternative base sealing system will be provided. This includes specific explanations concerning both technical design and the construction sequence for slopes.

The explanations will be used to show that the use of heavy calcium-bentonite GBR-C can make installing base sealing safe and simple. The construction method presented here can help increase landfill volume and protect natural resources.

The Use of Damage Detection Systems in Cappings of Landfills

S. Schwoebken

SENSOR spol. s.r.o., Pezinok, Slovakia

Since more than 20 years responsible people use damage detection systems for the long time control of geomembrane in different applications. In 2001 the Germans developed a guideline for the use of damage detection systems in cappings of landfills, which makes it easier for local authorities to permit such systems instead of a mineral clay layer or in addition to a combination sealing of mineral clay layer and geomembrane. Since then some improvement of the function of such systems has been done.

The measuring principle is based on the measurement of potential differences below the geomembrane. Below the geomembrane will be installed sensors in a special grid for that which are connected to the monitoring boxes. Above the geomembrane several electric sources will be installed, through which a homogeneous electric field can be generated above the geomembrane.

The systems uses the effect that the electric current follows the water through a damage in the geomembrane. When a current flows through the geomembrane the electric potential below the geomembrane changes and this will be gathered by the sensors.

The accuracy of such damage detection systems can reach $< 1 \text{ m}^2$. For the components of such systems the guideline asks for a life of installation of more than 30 years. Also the components have to be chosen for an easy installation and not to interfere with other works on site.

For the installation of a damage detection system there are no known limitations. As long as the weather and installation conditions allow the installation of geomembrane, the damage detection system can be integrated, too.

For the stability of the complete capping system there is no influence to be expected.

When installing of the system the geodetical gathering of the sensor positions is very important for the localisation of possible damages.

Damage detection systems are no „look-for-holes-machines“. This is important, because only if an electric contact between the two sides of the geomembrane appears, damages can be detected. A hole without any electric connection cannot be detected.

There are limits for damage detection systems at the edges of controlled areas. In these areas edge effects will appear, because in this area there is an electric connection between the soils below and above the geomembrane. Due to long time experience producers of damage detection systems are able to distinguish these anomalies from anomalies that are generated by damage.

Successful Rehabilitation of the Burghof Landfill by Tandem Caisson Technique

S. Loof

BHG Brechtel GmbH, Ludwigshafen, Germany

The rehabilitation of drainage systems in existing landfills is due to the specific edge conditions a real challenge. This is in general only feasible with special procedures. Therefore the so called “tandem caisson technique” (“Tandemschacht Verfahren”) was developed, which is mainly used to rehabilitate deep laying drainage pipes in landfills.

The rehabilitation of the drainage pipeline S 6.1 in the Burghof landfill represents due to its location, depth and condition a particular case. The successful restoration due to the “Tandemschacht Verfahren” and the very challenging horizontally performed drillings was only possible with wide experience and know how.

Standards for an Efficient Supply Chain in the Field of Waste Management

G. Gruber

GS1 Austria, Vienna, Austria

To meet strengthened verification procedures, higher requirements on traceability of waste and transparency of waste management process require an efficient supply chain. If you want to ensure interoperability between all actors in a supply chain, common standards are necessary.

Standardization generally means a simplification and unification following specific rules. Standards are agreements between independent economic units, who determine features for a specific object, in order to allow or simplify interaction. The benefits of standardization are saving cost of information (reduction of lead times of business processes, prevention of media disruptions because of incorrect entries, cost savings for postage and paper, reduction of handling and transferring business documents) and furthermore an increase of information value.

The GS1 System provides worldwide accepted standards to be prepared for future challenges of the waste industry. It uses globally standardized instruments for identification, automatic data capture technologies, electronic data interchange formats, process recommendations and services. A unique identification of companies, services and logistic units is the base for the adoption of standardized automatic data capture and data interchange, using open international standards. GS1 Standards support you to compatibly design and optimize the processes of the complex supply chain of waste management.

To successfully take the step from disposal industry to utility industry, the waste management should consider current standards of the utility industry and take advantage for their own business.

Two Regulations – One Basis for Updating the Bulgarian Law on Waste

L. Draganov

University of Mining and Geology “St. Ivan Rilski”, Sofia, Bulgaria

R. Ivanova

University of Leoben, Department Mineral Resources and Petroleum Engineering, Leoben, Austria

In this article the most important and significant criteria from the German DepV 2009 and the Austrian DVO 2008 are presented. These regulations eliminate the chaos and unite the different legislative acts in the sphere of waste and depots in Germany and Austria.

The collection and disposal of solid domestic and mining waste in Bulgaria shows the necessity for introducing the European practice and the new legislative acts. The latter will be used for updating the Bulgarian Law on Waste Management and the specific requirements for the management of mining waste.

Infectious Healthcare Waste – The METEKA Infection Prevention System

H.F. Katschnig

METEKA GmbH, Judenburg, Austria

Assessing the emerging risk of nosocomial infections (HCAI) with multiresistant germs (MRSA, VRE, ESBL producing organisms, tuberculosis) or viruses (e.g. hepatitis, H1N1) careful management of contaminated waste needs to get increased consideration.

The “Hygiene and Infection Prevention System” developed by METEKA reduces significantly the risk of “cross contamination” by collecting all the potentially infectious waste in puncture proof reusable containers (Principle 1: “Non contamination”) and avoiding the waste bag collection. Afterwards inside the medical area (hospital, lab and dialysis centre) the waste is decontaminated in the even same collection and transportation container by means of certified and environment protecting microwave technology. The disinfected waste can be disposed afterwards according to ADR/RID regulation regionally with the ordinary household waste stream (risk group I). No infection risk is transferred into the public (Principle 2: “Limitation of infection risk at the source”). The guidelines of the Basel Convention are followed in the best possible way.

Data from the dialysis centre Judenburg – reduction of nosocomial infections and reduction of the “Carbon Footprint” – are presented.

Climate Relevance of the Upper Austrian Municipal Solid Waste Management

D. Schrack & H.K. Prammer

Johannes Kepler University, Institute for Environmental Management in Companies and Regions, Linz, Austria

Due to the problems caused by the emission of greenhouse gases, the Upper Austrian waste management targets to work in a sustainable way. In order to determine whether there are more capabilities to reduce the emitted greenhouse gases caused by the Upper Austrian municipal solid waste management, a study was carried out (instructing party: Oö. Umweltressort) by the Institute for Environmental Management in Companies and Regions and the Energy Institute at the Johannes Kepler University Linz.

The principal objective of the study was to illustrate implementation-oriented approaches in order to optimise the municipal solid waste management in an environmental-economical way, especially concerning biogenic waste.

The study focused on the appraisal of the carbon dioxide equivalents (CO₂-eq) for the municipal waste management in Upper Austria, including landfilling, waste incineration, biotechnological waste treatment, mechanical waste treatment as well as collecting and transports of waste. The greenhouse gas emissions produced by the waste management were depicted for the reference year 1990, the present situation (2007) and for the year 2012 considering the proposed methods and developments.

Besides depicting the amounts of the treated solid waste and the appraisal of the resulting carbon dioxide equivalents, also CO₂-credits have been calculated. CO₂-credits arise from the assumption that due to the production of electricity and heat out of solid waste there can be saved fossil fuels. Therefore, solid waste – used as energy supplier – contributes to a reduction of the emission of greenhouse gases, given that solid waste is really seen as a fallow resource.

The results of the study show that the climate relevance of the Upper Austrian municipal solid waste management with emissions of 712,300 tons CO₂-eq is rather low (just 2.87%) compared to the whole greenhouse gas emissions of Upper Austria (including industry, traffic and other sectors).

In 2007, about a third of the emissions (34.40% resp. 245,200 tons CO₂-eq) were caused by landfilling (discharging of landfill gas). Since 1990, these emissions have been reduced by 49% – this reduction will also proceed in future. Waste incineration is responsible for 373,500 tons CO₂-eq, which constitutes around half (52.40%) of the complete emissions of the Upper Austrian solid waste management. However, these relative high emissions can be over-compensated by CO₂-credits in the amount of about 578,000 CO₂-eq. The contributions of the mechanical and biotechnological waste treatment to the greenhouse effect is comparatively low, with emissions of each 5,400 tons CO₂-eq (1%) resp. 45,700 tons CO₂-eq (6%), whereas the biotechnological waste treatment also achieves CO₂-credits in the amount of 11,400 tons CO₂-eq. Similarly, collecting and transports of waste (including also the transport of excavated soil and parts of buildings) only causes 42,500 tons CO₂-eq which makes about 6% of the whole greenhouse gas emissions of the Upper Austrian municipal solid waste management.

The findings of the study illustrate that in the future the increased function of the Upper Austrian solid waste management will be producing energy. In addition, the production of secondary raw materials coming from solid waste contributes to resource protection.

Siloxane-Emissions of Biological Treatment Plant (BA) Frohnleiten

S. Mattersteig & M. Frieze

MATTERSTEIG & CO. INGENIEURGESELLSCHAFT mbH, Markranstädt, Germany

L. Brunn & B. Bilitewski

Technische Universität Dresden – Institut für Abfallwirtschaft und Altlasten, Pirna, Germany

The “Institute of Waste Management and Contaminated Site Treatment” of the Dresden University of Technology, the “MATTERSTEIG & Co. INGENIEURGESELLSCHAFT of process engineering and environmental protection mbH” (measuring agency according to § 26 Federal Immission Control Act) and the “Biosal Anlagenbau GmbH” were dealing with a common research project, which investigated the behavior of organosilicon compounds in waste management treatment plants.

In the context of this research project, a measuring campaign at the “BA Frohnleiten” (Austria) took place. The exhaust gas of different intensive rotting boxes was investigated to its release of siloxanes. Oxygen, carbon dioxide, total organic hydrocarbons (TOC) and dinitrogen monoxide have been measured continuously as important process-describing parameters in the exhaust air of the rotting.

The siloxanes were sampled with a heated activated carbon tube and the analysis were done by gas chromatograph linked to a mass spectrometer. The following linear and cyclic siloxanes have been determined:

- Hexamethyldisiloxane (L2),
- Hexamethylcyclotrisiloxane (D3),
- Octamethyltrisiloxane (L3),
- Octamethylcyclotetrasiloxane (D4),
- Decamethyltetrasiloxane (L4),
- Decamethylcyclopentasiloxane (D5) and
- Dodecamethylcyclohexasiloxane (D6).

Tab. 1 shows the results of the investigated rotting boxes.

Tab. 1: Concentrations of siloxanes, TOC, N₂O, O₂ and CO₂ in the exhaust gas of different rotting boxes at the BA Frohnleiten (date of measuring: 9th July 2009)

Measuring-No.:	age of composting	sum of siloxanes in mg/m ³	O ₂ in Vol.-%	TOC in mg/m ³ _{N₂O}	CO ₂ in Vol.-%	N ₂ O in mg/m ³
1	1 d	15.8	11.9	334	7.95	75.8
2	1 d	15.7	15.4	368	4.98	24.4
3	6 d	3.87	n.i.	n.i.	n.i.	n.i.
4	6 d	3.28	19.2	79	1.43	< dl
5	approx. 17 d	4.49	n.i.	n.i.	n.i.	n.i.
6	approx. 17 d	3.51	15.4	137	4.96	< dl
7	approx. 16 d	1.67	17.7	71	3.13	< dl

dl ... detection limit n.i. ... not identified

The investigations showed that the highest siloxane loads were at the beginning of the rotting process. The main components – related to the sum of all defined siloxanes – were Decamethylcyclopentasiloxane (D5) with a percentage of up to 80%. These data approve the results of the investigation at Germany’s largest MBT Cröbern.

Environmental Evaluation of Waste Management Alternatives by LCA in Chile

C. Douglas, A. Bezama & N. Szarka

University of Concepción, Environmental Sciences EULA-Chile Center, Concepción, Chile

E. Muñoz

University of La Frontera, Institute of Environment, Temuco, Chile

Coyhaique, capital city of the Aysén Region in Chile's southern Patagonia, has approx. 45,450 inhabitants, concentrating about 50% of the total regional population. Currently, approx. 14,000 Mg/year of municipal solid waste are generated in Coyhaique, resulting in a per capita generation of 0.84 kg/day, characterized mainly by its organic content of 51%. These wastes are deposited in a landfill, which has become saturated in recent years. In 2003, the studies for the implementation of a sanitary landfill were started, but even though the project contemplates a state-of-the-art disposal facility, it does not contemplate the energetic use of the landfill gas, considering only its flaring in a combustion facility.

Goal of the study was to compare the three scenarios proposed for the municipal solid waste management of the city of Coyhaique, based on their contribution of environmental burdens, in order to define the most environmentally suitable alternative. To perform this evaluation, Life Cycle Assessment (LCA) has been considered as the most appropriate means to compare the environmental impacts, as it has been internationally used for comparing environmental impacts associated with different management scenarios of municipal solid waste.

Three scenarios were implemented, being the first (Scenario 0) the normal direct landfill disposal, the second (Scenario 1) the direct disposal in sanitary landfill considering landfill gas recovery for energy production, and the third one (Scenario 2) considering biogas recovery through a digester, for energy production.

Five indicators were implemented to analyze the results: global warming potential (GWP), abiotic depletion (ADP), depletion of the ozone layer (ODP), raw energy required (RE) and produced energy (EP). The environmental impacts were evaluated, characterized, classified and weighed. In this stage the software SimaPro 7.1 was applied to model the different scenarios.

Results show that Scenario 0 presents the greatest negative impacts, whereas Scenario 1 is the major positive impacts foreseen in the indicators evaluated, making it the most environmentally friendly alternative.

Evaluation of Overall Sustainability in Regional Waste Management Systems

U. Gelbmann

University of Graz, Institute for Systems Science, Innovation and Sustainability Research, Graz, Austria

H. Klampfl-Pernold

Saubermacher Dienstleistungs AG, Graz, Austria

Even in stable, sophisticated waste management systems sustainable development has always been seen in terms of decreasing environmental impacts and – for waste industry – increasing economic benefits. These go hand in hand, as ecological improvement is expected to bring about more economic success. Yet, waste management features extensive positive and negative effects on both nature and society. These need to be measured, depicted, and deliberated carefully. There have been many attempts of measuring the ecological sustainability of waste management, many of them applying life-cycle assessment. Still, the social effects of waste management activities have never been paid much attention to. For this reason the Government of the Austrian Province of Styria, Department 19D (Management of Waste and Material Flows), charged us with developing a method for evaluating the overall sustainability of waste management in the region of Styria and applying it to the Styrian waste management system.

This paper presents an instrument for analyzing the overall sustainability of a regional waste management system from a triple-bottom-line perspective. It emphasizes social and societal effects of waste management and integrates (social) aspects that have not yet been attended to. The method rests upon a comparison of different tools used for life-cycle assessment and on integrating criteria from elaborate catalogues for measuring sustainability.

As a result, we based our tool on the concept of “product line analysis”, an approved instrument for measuring life-cycle effects of products and services. It comprises a two-dimensional life-cycle analysis describing ecological, economic, and social impacts of a product. Usual life-cycle analysis remains more or less limited to measuring ecological effects and focuses on special types of waste. Unlike this we focused on the underlying need of providing orderly, scheduled waste disposal and looked at the ways households and industrial facilities collect waste separately and dispose of it. We modified one dimension of the product line analysis matrix by replacing the typical product life-cycle by the EU waste framework directive five waste hierarchies, amending waste reduction by waste reduction and adding the category of transportation. The second dimension of the matrix features sustainability-relevant criteria taken from well-established standards like that of the Global Reporting Initiative. This structure supports systematic, articulate analysis of the nature-relevant, economic and especially social effects of a region’s waste management activities. We applied our approach to the Styrian waste management system to provide evidence on applicability.

From the results we can conclude that this tool for assessing the overall sustainability of the waste management in the Austrian region of Styria is appropriate for the intended use. The results clearly depict the room for improvement as to social and societal aspects of waste management when at the same time also being responsive to ecological and economic aspects. Our method does not comprise a life-cycle assessment approach or a material flow analysis in conventional terms, as the steps of the European waste hierarchy do not one-to-one equal stages in a life-cycle, but can occur in parallel. The focus is on the general conditions of the regional waste system. Our method discloses the possibilities for triggering and fostering sustainable behavior of both enterprises and citizens. Thus, we are convinced that this is the best way of mapping the waste-sustainability relationship. In Styria the most important improvements to be tackled pertain to increasing public awareness by elaborate information and a sophisticated set of incentives. Another important point is devising a waste disposal management that is socially balanced as to cost and accessibility while at the same time stimulating the people’s enthusiasm to reduce waste. Researching this topic will be one of our major tasks in the near future.

Urban Mining – The Landfills' Future?

O. Gamperling

University of Natural Resources and Life Sciences, Institute of Waste Management, Department of Water, Atmosphere and Environment, Vienna, Austria

The shortage of resources originally was confined to the availability of fossil fuels. However, the rapid growth and the increasing demand of resources by national economies (e.g. China and India) also spotlighted resources like metals and minerals.

How coveted metals like copper really are and how ingenious “resource-thieves” can be, was demonstrated by bold thieves, who removed railway tracks or overhead traction lines. Scrap yards are no interesting target for burglary any more.

Shortage of primary resources and the continuing increase in prices are reasons for secondary resources and materials of anthropogenic origin to gain even more importance. The ranges of coverage of some metals (e.g. lead, zinc, wolfram and copper) as well as minerals (e.g. barium sulphate, zirconium and fluorite) are predicted to last less than 50 years. According to the German Advisory Council on the Environment, the quantity of residual natural copper resources is estimated to be less than the stocks created by human.

On the one hand, to satisfy human claims and to keep the high living standards accustomed, natural deposits of primary resources are being exploited. On the other hand “deposits” of anthropogenic origin (not only landfills, but also every component of infrastructure – e.g. buildings, lines and pipes, electrical installations, etc.) are prospering continuously. Hence, on close examination, city regions are the “mines of the future” and “urban mining” seems to be a good option to reactivate reusable materials dropping out of material-cycles.

One of these anthropogenic sources are municipal solid waste landfills, that – for sure – shelter a considerable potential of recyclable goods; especially fillings that were conducted before the launching of source separation systems during the 1980s.

In many countries all over the world the deposit of untreated municipal solid waste is still state of the art. Even across Central Europe, this was common practice until the first decade of the 21st century (e.g. until 2004 in Austria and 2005 in Germany). The amount of potential recyclables lost by the deposit of untreated waste material is enormous. According to Mocker et al. (2009) 2.5 billion tons of untreated municipal solid waste have been deposited in Germany since 1975. It is estimated that this huge volume comprises about 7% plastics and 4% metals. Particularly, these are approx. 300 million tons of recyclable goods merely buried in Germany.

From a technical point of view “landfill mining” is practicable. After excavating the landfilled material it can be screened and sorted. The only unknown is the product quality feasible to achieve. From the ecological point of view it would be sensible to recycle as much element groups as possible and to conduct land recycling to rehabilitate old landfill sites. But in this context, the generated secondary emissions must not be disregarded.

The limiting factor is given by economical aspects. In each case a comprehensive cost analysis is essential. Potential proceeds can be generated by land reuse and selling secondary resources. Arising costs from landfill closure and continuous aftercare could be omitted. Otherwise, costs will result from landfill renaturalization and disposing of residuals.

Waste management is currently undergoing a shift in paradigm. “Landfill mining” (the reactivation of recyclable goods hidden in municipal solid waste landfills) could play an important role, emerging waste management as “resource management”.

Monitoring of Heavy Metal Contents in Residual Waste in Vienna 2000 – 2008

C. Rolland, M. Seidi & B. Pippich

Vienna City Administration, Municipal Department of Environmental Protection (MA 22), Vienna, Austria

What is the composition of residual waste in Vienna? Which changes in the concentration of the elements monitored in residual waste can be observed over time? Are there any perceivable trends regarding waste composition?

These are the focus questions of a research project commissioned by the City of Vienna's Municipal Department for Environmental Protection (MA 22), by the Department for Waste Management, Street Cleaning and Vehicle Fleet (MA 48) and by Vienna's district heating operator Fernwärme Wien GmbH. In the 1990's, following several years of research and development, an accurate and cost-efficient method for the routine monitoring of elementary residual waste composition was devised by experts at the Institute of Water Quality, Resource and Waste Management of the Vienna University of Technology. Since 2000 this method has been applied at the Spittelau waste incineration plant in Vienna, where the elementary composition of the city's residual waste has been examined by private contractor GeoPartner AG and the Vienna University of Technology. The analysis also includes the material flows of Carbon, Chlorine, Aluminium, Cadmium, Copper, Iron, Mercury, Lead, Zinc, Sulphur, Bromine, Sodium, Potassium and Calcium.

Rather than analysing residual waste directly, the method consists in determining the heavy metal content in the waste by analysing the more homogeneous incineration residues (slags, fly ash, sewage, flue gas) resulting from its thermal treatment at the Spittelau incinerator. Each of these residues contains certain substances in high concentration (e.g. Cadmium in fly ash, Carbon in flue gas, Chloride in sewage, etc.) As the incineration outputs, such as fly ash, purified flue gas or sewage, are more homogeneous than untreated waste, they can be sampled more easily, which makes this method of waste composition monitoring more cost-efficient than comparable techniques. Based on the materials distribution coefficient, which must be determined experimentally, the material concentration in the actual waste incinerated can be calculated from the analysis results of the output product.

The project results indicate a number of trends, including a 33% decrease in the Mercury concentration and a 26% reduction of the Cadmium content during the eight-year monitoring period from 2000 to 2008. By 2008, the Mercury concentration in residual waste had fallen to 0.36 mg/kg of wet matter, while the Cadmium content was down to 4.6 mg/kg of wet matter.

The trends for the other elements monitored were less distinct. Over the past years, slight increases in concentration have been registered for Copper (250 mg/kg of wet matter) and Lead (230 mg/kg of wet matter). During the entire monitoring period, the Aluminium content fluctuated between 8 – 12 g/kg, and Zinc between 500 – 600 mg/kg of wet matter. The Iron concentration has remained relatively stable, and was at about 27 g/kg of wet matter in 2008.

Waste-to-Energy in Austria 2010: Figures, Data, Facts

M. Grünberger, G. Kurz & P. Ranawat

UV&P Umweltmanagement – Verfahrenstechnik Neubacher & Partner Ges.m.b.H., Vienna, Austria

Waste and management of wastes are two very complex issues. Discussions on integrated waste management and waste-to-energy by a professional industrial approach began about three decades ago in Switzerland, Germany and Austria.

The White Book “Waste-to-Energy in Austria” published by the Austrian Federal Ministry of Agriculture, Forestry, Environment and Water Management 2010 aims at answering frequently asked questions. Due to the technological advancement both in incineration technology and flue gas cleaning with integrated treatment and recovery of residues, thermal processes now rank among the treatment methods with the lowest emission levels overall.

Thermal waste treatment plants with cogeneration of electricity plus year-round heat utilization for industrial processes achieve two goals: they amplify the thermal waste treatment capacity while at the same time sustainably curtailing the consumption of fossil fuels (which, for the most part, are imported), leading to a substantial reduction in greenhouse gas emissions.

In 2005, waste-related greenhouse gas emissions worldwide accounted for 1.4 billion tons of CO₂ equivalents, 53% of which were due to the landfill of untreated municipal solid waste (McKinsey study “Pathways to a Low-Carbon Economy”). The 2006 United Nations climate summit in Nairobi determined that an EU-wide ban on the landfill of municipal solid waste could bring about a reduction of 110 million tons of CO₂ equivalents per year – this would amount to as much as 10% of the European target figures.

Due to its potentially significant role in achieving greenhouse gas reductions energy recovery from waste and the legal ban on disposal of organic wastes in landfills has also become a matter of global importance. However, the shipment of wastes suitable for energy recovery across borders currently poses a particular challenge, as environmental standards differ across various EU Member States – especially since many countries still dispose organic residues and other combustible wastes in landfills. Joint efforts will have to go into raising waste management to a more uniform standard and into ensuring that Austria's efficient thermal waste treatment plants can operate at full capacity. This is absolutely necessary in order to curtail global greenhouse gas emissions, comply with the legal obligations to conserve resources and increase energy efficiency, and thus reduce emissions across all countries.

The influence on the overall design and profitability of a project is largest at the beginning and will be dramatically reduced during the subsequent professional execution. The economic significance of a medium size or large waste-to-energy plant can be realized by significant investment costs in the range of 100 – 200 million Euro. The initial costs of about 0.2 – 0.5 million Euro for a competent concept study with systems analyses of regional waste and energy management, technical alternatives, preliminary evaluation of potential sites and a pre-feasibility study will largely determine the overall, long-term success (or suboptimal performance or even disastrous economic failure) of a project, which may accumulate costs and revenues of about 1 billion Euro over a useful life time of 30 years or more. Such experience is available from those senior experts; also regarding the avoidance of various “suboptimal” project designs and costly failures as well as best practice with valuable know-how for economically successful waste-to-energy projects.

Assessment of Different Secondary Phosphates from Phosphorous Recycling

C. Waida & S.A. Gäth

Justus-Liebig-University Giessen, Institute of Landscape Ecology and Landscape Planning, Professorship of Waste and Resources Management, Giessen, Germany

Phosphorous is an essential plant nutrient that cannot be substituted in its function. Thus, it is a limiting factor for plant growth.

In Germany the demand for phosphorous fertilizers is approx. 138,000 tons/year, worldwide it is about 18 million tons. As the global phosphate reserves are strongly limited and exhausted, there is a great interest in establishing new technical options to develop further sources of phosphorous fertilizers. The use of phosphorous from secondary resources such as sewage sludge, meat and bone meal or other organic waste material seems to get more and more significant in this context.

The aim of the study is to prove novel and – until now – not employed technologies and processes for phosphorous recovery from municipal waste water and sewage sludge as well as from other appropriate secondary raw materials. Therefore 15 different new evolved products were tested in pot experiments with maize on their effects on plant yield and their P-uptake behavior as well as the uptake of trace metals, especially their heavy metal content.

The pot experiments were performed under green house conditions on two different types of soil, one sandy and one loamy soil. On both types 6 kg dried soil was fertilized with 360 mg P in four replicates for every product. Additionally each pot was fertilized with 0.25 g N and 0.25 g K as well as with 1 g MgSO except of those products that already contain Mg due to their production process. All products were tested towards three control-versions as well (0-control, Triplesuperphosphate, rock phosphate). After fertilization the soils were adjusted to 50 – 70% of Water Holding Capacity (WHC). The temperature in the climate chamber was kept at a minimum of 25 °C by day (16 hours with 10 klx illumination-time) and was reduced to 20 °C during night (8 hours darkness). After 60 days the adult maize plants were harvested. The plant material was digested in a microwave and afterwards detected on their nutrient concentrations with ICP-MS.

The analyzed substances have very varying characteristics. They show not only considerable differences in their phosphorous and heavy metal content, they also provide very heterogeneous fertilization effects. Most products don't show any significant behavior towards the control versions, which indicates that the P-uptake for the tested products is as good as for the TSP versions. Just a few products show significant higher or lower yields than some of the control-versions. Besides, some products provide very good results in their short time fertilization behavior, others provide higher yields after a longer period of time. In general, it seems to be feasible to use the analysed substances as fertilizers, as their trace metal content is low and the P-uptake behavior is mostly as sufficient as the ones of the TSP version.

Effects of Secondary Raw Material Fertilizer on Heavy Metal Status of Soils

D. Julich, B. Hundt & S. Gäth

Justus-Liebig-University Gießen, Institut für Landschaftsökologie und Ressourcenmanagement, Gießen, Germany

Agricultural management and cultivation implicate the application of fertilizers which may lead to inputs of undesirable substances and finally to an accumulation of persistent pollutants, like heavy metals. By applying balancing and modeling approaches, the potential accumulation of heavy metals in soils due to land use and agricultural management can be estimated on field or regional scale. The model ATOMIS (Assessment Tool for Metals in Soils) is such an approach which estimates site-specifically the long-term evolution of the heavy metals Ni, Cu, Zn and Cd in top soils. The model accounts for atmospheric deposition and fertilization as main sources of heavy metal inputs into soils. The metal export is implemented as function of dissolved heavy metals in soil solution, percolation rate (leaching) and transpiration rate (plant uptake) of the top soil. The dissolved concentration of the metals is derived from the total metal content in the soil using pedotransfer functions. Considering input and export loads of heavy metals, the total concentration in the top soil is calculated using a contaminants-balance approach in annual time steps.

In this study, the model ATOMIS was applied to an intensively cultivated region in Hessen, Germany to evaluate impacts of fertilizer inputs on the soil heavy metal balance. Considering different fertilizing systems (mineral, farmyard, sewage sludge, digestate fertilizer) ATOMIS calculated heavy metal input loads and the evolution of total contents in the top soils of agricultural areas in the study region. With the aim to estimate long-term effects we assessed a simulation period of 100 years.

The modeled results showed that the application of sewage sludges as fertilizer caused high metal loads into the soils resulting in an accumulation of at least Cu and Zn. The fertilization of digestate leads to diverse effects on the soil metal status depending on raw materials which were fermented in the biogas plants. Whereas digestate of a NAWARO plant (renewables biogas plant) are less enriched in heavy metals, biowaste digestates could cause high metal input loads to the soil and may induce metal accumulation. Thus, the model calculated high Cu and Zn loads to the soil when pig slurry had a big part in fermented substrates. The model results also show clearly reduced input loads of Ni, Cu and Zn by fertilizing predominantly minerally (NPK). But in this case increased loads of Cd into the soil were found which may increase soil Cd contents.

In summary, the simulations give an idea how the different fertilizers influence the heavy metal status in soils at regional scale and over a long period. The model ATOMIS can consider single fertilizers as well as mixtures of several fertilizers and thus allows the risk assessment concerning the accumulation of contaminants in soils caused by various fertilization strategies.

Nanotechnology as a New Approach for Material Recycling of PET Bottles

M. Kracalik, S. Laske & C. Holzer

University of Leoben, Institute of Polymer Processing, Leoben, Austria

Poly(ethylene)terephthalate (PET) is a semicrystalline polymer with high chemical resistance, thermal stability, melt flow rate, spinnability and low permeability to gases. Applications of PET are directed to different industrial branches, such as packaging, textile, automotive, electro-technical, construction and other industries. Industrial production of PET bottles started in the U.S.A. in the 80's, using the advantageous properties of PET, such as low weight, high impact resistance, non-toxic nature and high transparency. Due to the growing amount of PET used in plastics industry (especially for beverage bottles), finding various proper methods of recycling is an emergent challenge from the ecological and economical points of view. The recycling ratio of used PET bottles in PET-reprocessing countries is usually only 20 – 30 wt%. The rest of the bottles is used for energy recovery or stored in deposits.

At present, two PET recycling methods are used: chemical and physical recycling. Chemical depolymerization is economical only for high amounts of waste. On the other hand, physical (mechanical, material) recycling is a convenient way for economical and environmental purposes. However, the output of mechanical recycling of PET bottles is limited (mostly fibers, bottle-to-bottle, sheets and binding bands). Because of these limitations, the export of collected PET bottles to the Far East is steadily growing. Therefore, there is still a lack of recycling methods, which would utilize the collected material to be recycled at the European market.

Nanotechnology was introduced as a new method of improvement of polymer properties in 1995. This technology involves not only the incorporation of nanosized particles into the polymer but, more importantly, the investigation of interactions between the polymer matrix and the enormously large nanofiller surface. Especially for polymer-clay nanocomposites, the surface effects are responsible for improvement of barrier, mechanical and rheological properties, dimensional stability, heat, flame and oxidative resistance. In comparison with traditional fillers (20 – 40 wt% loading), 2 – 5 wt% filling of layered clays is sufficient to achieve comparable or even higher material improvement. Generally, three methods of the polymer-clay nanocomposites preparation are used: in-situ-polymerization, solution mixing and melt mixing (compounding). For the PET-clay systems, the first two techniques were successfully tested. The melt mixing process is technologically and environmentally much more efficient; nevertheless, satisfactory results with PET have not been achieved until now. For the PET-clay systems prepared by melt compounding, reduction in the shear viscosity and storage modulus explained by weak particle-matrix interactions has been reported. According to our previous work, addition of organoclays to recycled PET led to transparent nanocomposites with enhanced rheological, thermal and mechanical properties due to usage of special clay surface modifications and processing conditions. For the extrusion technology, the loss of melt strength causes an incohesion of material after leaving the extrusion die and, consequently, makes the production of sheets or precise profiles impossible. This problem can be eliminated by formation of delaminated network structure in polymer matrix using organoclay with a proper surface modification. Possible applications of the recycled polymer-clay systems could be found in various industry fields, which would utilize enhancement of strength, thermal, barrier and other material properties, such as in car components (combination of barrier and strength characteristics), building industry, etc. In this presentation, recycled PET-clay nanocomposites using commercial as well as modified organoclays are analysed by rotational rheometry and effects of silicate modification on the melt flow properties are discussed.

Life Cycle Assessments on Waste Prevention and Recycling in the Construction Sector

A. Pertl & G. Obersteiner

University of Natural Resources and Life Sciences, Institute for Waste Management, Vienna, Austria

The basis of the Austrian waste prevention and recycling strategy for construction and demolition waste is based on an appendix to the Austrian “Federal Waste Management Plan 2006” which shows several options as a set of measures for the prevention and recovery of demolition and construction waste e.g. low waste construction, selective (recovery-oriented) dismantling, homogenous waste sorting on site or high quality recycling.

The impact of these measures on the amount of the Austrian construction and demolition waste can be assessed by comparing the figures of the “Federal Waste Management Plan 2006” with the updated figures from 2009 which show improvements of the recycling quota from 62 – 81%. These successful measures were used as baseline measures for the development of new visionary ideas including industrial networks to fulfill the principle of ZeroWaste. These ideas are the main goal of the project “ZeroWIN” funded by the European Commission within the 7th Framework Programme where the Institute of Waste Management is involved as a partner organization.

Industrial networks provide a new possibilities for prevention especially ReUse-ideas e.g. the use of dismantled windows in the photovoltaic industry or the use of old LCD-screens as lightning equipment in buildings and also a wider range of needed recycled materials.

All developed measures shall be proved by several case studies. The success shall be assessed to fulfill the main goals of the project

- a decrease of at least 30% greenhouse gas emissions,
- at least 70% of overall re-use and recycling of waste and
- reduction of at least 75% of fresh water utilisation.

In a first step towards the assessment of the projects case studies the general availability of existing life cycle assessment results of buildings are evaluated by a literature research. The results of the existing LCAs differ in a high width as the assessed buildings are different in location, function and also building type (e.g. low energy buildings (LEBs) vs. conventional houses). Thus the influence of the life cycle stages (production, use, end of life) is also differing. The use phase is dominant for conventional buildings due to the high energy consumption but this dominance is reduced for LEBs. The existing assessments are focusing on the use phase with embodied energy as most important indicator. Within the change of building types towards LEBs also the assessment indicators shall be changed to more material describing indicators like toxicity, resource depletion or global warming potential.

As most relevant for the environmental impacts the material concrete and steel could be identified (75% of GWP) which is valid for conventional buildings as well as LEBs. Thus, the most important step for reducing the impacts is a high recycling and re-use quota of these materials.

A first estimation of the possibility to reach the project goals is optimistic, as the recycling quota is already fulfilled in some European countries. This quota shall also be reachable for a specific project by doing selective dismantling and exact waste sorting on site. The reduction of greenhouse gases is a very hard challenge and can only be reached by developing and realizing some innovative ReUse- and recycling ideas to get credits from prevention of raw materials.

Data Freshwater utilization could not be identified by now but will be assessed first time within the forthcoming case studies.

Legal Situation Concerning Informal Waste Activities in Austria

E. Schmied & G. Obersteiner

Institute of Waste Management, University of Natural Resources and Life sciences, Vienna, Austria

Bulky waste, WEEE, metal and other materials are collected by non authorised (informal) people and transported abroad. The collected materials are hardly used but still working items.

Investigations showed that this situation is very unsatisfactory especially for the waste management associations and the municipalities in Austria. One of the most criticised aspects is the legal situation. While it seems to be clear for the official Austrian stakeholders, there are still some grey areas which should be clarified. Therefore the occurring legal problems were discussed with all relevant stakeholders and a lawyer (amongst others also specialised in waste management law) furnished an expert opinion (Niederhuber & Bauer 2010).

Besides the clarification of the legal situation in Austria, also the legal conditions in the partner countries involved in the TransWaste project (the project is implemented through the CENTRAL EUROPE programme co-financed by the ERDF) should be defined. The main issue of the TransWaste project (www.transwaste.eu) is to provide a Win-Win situation for all parties involved. One example for the uncertain situation in Austria is the informal collection by the use of flyers. Flyers are printed out and delivered to households. A collection date and time is announced. Particular materials and waste fractions are requested and households are asked to put these articles in front of their property. There is a special statement on the flyer: “We take everything you don’t want. Please no bulky waste or waste”.

The main question to be clarified is “are these products waste or not”. According to the Austrian Waste Management Act (§ 2, Par. 1) wastes are moveable objects which the holder intends to dispose of (subjective waste term). So the question which occurs is, do the households want to get rid of material or do they provide products? Based on that, there are two possibilities: either the items are given as a donation or there is a real disposal.

Arguments for a donation could be e.g. the good condition of the passed on items, the clear declaration by slips of paper put on the items (“for the use of waste brigades”) and the removal of the items which are not taken by waste collectors.

Is there a real intention of disposal, “waste” was produced and a lot of requirements according to the AWG 2002 and to the different waste directives come into force. Several consequences for each involved person occur (e.g. the obligation of the households to hand over waste to authorised collectors/operators).

Based on the regulatory framework possible solutions for the collectors to act in a formal, regulated way were identified:

- In the case of donation (under special circumstances), no waste management requirements apply. The items are subject to the free movement of goods.
- In the case of disposal, the collectors need at least collector permission according to the Austrian Waste Management Act, and have to fulfil several provisions like the legal obligation to keep records of the type, quantity, origin and destination of wastes or the notification for transshipment of wastes. They have to pay attention that only WEEE can be collected (for bulky waste households have the obligation to offer waste to the municipality) or that the collectors act by order of the municipality or the relevant waste management association.
- In the future a third practical solution could be the “end-of-waste” by a re-use treatment. Based on the new hierarchy of the actual waste framework directive re-use comes to the fore, which could be an opportunity for the collectors (e.g. to work as a re-use company or together with re-use companies).

Greenhouse Gas Emission Inventory in the Waste Industry

N. Braschel

University of Graz, Institute for Systems Science, Innovation & Sustainability Research, Graz, Austria

Calculating greenhouse gas emissions (GHG emissions) is a commonly discussed theme nowadays, both in public and private discourse. The need to assess GHG emissions has become more or less ubiquitous throughout the economy.

The consumer-led demand for environmentally friendly products and services is pushing ever more suppliers towards the provision of company statements on emission “footprints”.

While it is relevant for production and supply chain management in general, it is of particular relevance for the waste industry where agents are often called on to provide data on the extent and origin of specific caused emissions.

As yet, no uniform approach has been developed for preparing a CO₂ inventory (also known as Carbon Footprint).

In practice, the lack of standardized assessment methods means that agents may use any method, formula or factor they want. Data origin, base or manipulation are all left to the discretion of the companies or individuals involved. This obviously makes comparability of various Carbon Footprints (CF) extremely difficult. In addition, the results of any such comparison are not likely to be useful or realistic. The present paper focuses on this problem.

To begin, to describe the status quo regarding the various assessment methods currently prevailing is needed first.

This provides the basis for more detailed analysis with respect to the potential areas of application of the various methods and in particular, an assessment of their relevance for the waste industry.

In looking at current assessment methods, a basic distinction is made between methods focussed on providing a basis for the production of a CF and those serving as calculation tools when estimating GHG emission levels. A complete picture can only be provided for production processes by combining these two approaches. This means that consolidation or combination of the various approaches is necessary to some extent. In order to ensure that assessment results remain useful, it is important to ensure here that the underlying logics of any combined elements are consistent. Unnecessary overlap also needs to be avoided when combining approaches or methodologies.

The aim is simply to identify potential bases for devising a standardized approach to GHG emission calculation and assessment in the waste industry. This should help simplify the whole process.

This paper intends to help overcome the problem of incomparability by devising recommendations for a standardized approach to emission assessment for the waste industry.

Recovery of High Quality Fractions of Plastics from Used Electric Devices

S. Flamme, P. Krämer & G. Walter

Münster University of Applied Sciences, Laboratory for Waste Management, Municipal Water Management and Environmental Chemistry, Münster, Germany

Electrical and electronic devices contain a large quantity of plastics. Because of this plastic utilization is very important, both to reach the prescribed utilization ratios and regarding to the continuous rising prices for primary raw materials. A high-quality material recycling is limited inter alia by contained additives. In particular halogenated flame retardants (FR) like polybrominated biphenyls or diphenyl ethers limit the recyclability of separated plastics due to legal regulations. Flame retardants are integrated to plastics in electrical appliances, in order to keep the different regulations of the work- and consumer protection as well as the product security, regarding the flammability respectively combustibility. As research of LASU (Department for Waste Management at the Münster University of Applied Sciences) proves, modern separate-systems, in particular by a combination of near infrared- and x-ray transmission technologies are able to generate plastic fractions which correspond to the legal requirements and exhibit mechanical characteristics, to make a high-quality material utilization after further modification possible.

Impact of Composite Construction on the Recycling of End-of-Life-Vehicles

B. Berninger

University of Applied Sciences Amberg-Weiden, Amberg, Germany

Within the framework of the BMBF research project „WING – integrated lightweight construction“, innovative sheet steel aluminum alloy, high performance structures (ST-LM-Hybrids) using composite castings are researched at the Fachhochschule Aachen, University of Applied Sciences Aachen together with partners out of the automobile industry and science. All in all these innovative VarioStruct-Profiles should offer improvements regarding stability, safety and weight.

One aspect in this context is the impact on the future recycling process of disused car bodies. The profiles are manufactured as form or material locked composite constructions from steel with aluminum or magnesium. The pivotal question here is to what extent the composites are able to be decomposed using the usual material preparation technology for scrapped cars and how big the misplaced material of the metals is due to lacking decomposition.

The appropriate tests were done at the laboratory for recycling technology at the Hochschule Amberg-Weiden, University of Applied Sciences. The 40 tested profiles were subjected to the usual recycling action crushing – magnetic grader – eddy current separator – grading. Prior to beginning the actual analysis, several pre- and improvement tests to determine the ideal equipment parameters were done.

A test procedure using industrial shredders was not possible within the given basic conditions. Therefore, the results only constitute an approximation of reality.

On average, 10% of the total mass of every profile of the aluminum is lost inside the ferrous fraction due to misplaced material. This misplaced material occurs due to resistant composite materials, that is practically completely drug out by magnetic grader. The misplaced material of steel within the non-ferrous metal fraction is negligible.

Two scenarios were examined for the appraisal of the bearing on the total recycling system: In both scenarios the bulk of the body shell weighs approximately 300 kg, whereof 15 kg are made of VarioStruct Profiles. Scenario 1 for the year 2020 shows that 200,000 vehicles with VarioStruct-Modules will be sold in the EU, and scenario 2 for the year 2030 is assuming that 2,000,000 vehicles with VarioStruct-Modules will be sold in the EU.

Based on known registration and recycling numbers as well as marginal data from shredding companies, appropriate data was extrapolated for both given periods and the loss of aluminum at German shredder companies due to misplaced material and was added into the ferrous metal fraction.

For 2020 a loss of 11 tons, 0.8% aluminum, for the total German shredder companies for the incidental amount of non-ferrous metal is given based on the boundary conditions, for 2030 a total of 106 tons or 0.7%. The purity of the ferrous metal fraction due to the misplaced material is marginal

In summary it is evident that under the given boundary conditions and assumptions, no significant impact on the present recycling system for scrapped cars can be expected.

Carbon Dioxide Minimization During the Production of Hot Metal

T. Tappeiner & W.L. Kepplinger

Montanuniversity Leoben, Institute for Process Technology and Environmental Protection, Leoben, Austria

S. Schuster

voestalpine Steel GmbH, Linz, Austria

Calculation models represent the background for the optimization of every process. It's important to know every procedure exactly to draw a conclusion about the consequences of technological changes in terms of modification of process parameters. Therefore, such a model was created for the blast furnace process to calculate the amount of reducing agent and demonstrate the CO₂-minimization-potential with the input of LRI (Low Reduced Iron) and DRI (Direct Reduced Iron).

LRI/DRI is a prerduced partly metallized material from a direct reduction plant or melting reduction plant with direct reduction shaft.

In the sense of sustainability also the steel industry tries to optimize their processes further for becoming even more environment-friendly.

Finally during the production of pig iron carbon dioxide emissions can not be avoided, because of the need of carbon for the reduction of iron ore.

Moreover, the blast furnace process represents the core process for the production of hot metal. It's based on the counter current flow principle, where iron ore and flux move from the top to the bottom and reduction gas moves from the bottom to the top of the reactor. To obtain metallic iron by reduction, two principle ways are possible. On the one hand the reduction can be done only by elementary carbon (C), the so called "direct reduction" and on the other hand the reduction can be done by reduction gases, like carbon monoxide (CO) or hydrogen (H₂). This type of reduction is called "indirect reduction".

Also during the production of LRI/DRI carbon dioxide is emitted, but if the production takes place with excess gas no additional carbon dioxide is generated. And by producing LRI/DRI abroad it's possible to decrease local emissions. Thereby the competitive position of the local steel industry can be increased. Furthermore, carbon dioxide emissions which are emitted during the transport of the material can be minimized, because compared with iron ore LRI/DRI has a higher iron content and so less material has to be transported for the same melting capacity.

To create the calculation model the first step was a burden calculation and a Rist-diagram. With the Rist-diagram the amount of reducing agent could be calculated by iteration. Therefore, the Rist-diagram was created on the basis of the Baur-Glaessner-diagram.

Moreover, to operate the model the user has to enter some data into the model. Afterwards the amount of coke, hot metal, slag, dust, blast furnace gas as well as the composition of slag, blast furnace gas and the part of indirect and direct reduction are calculated by the model.

Furthermore, to display the substitution of iron oxides with LRI balance cases with different LRI-input (30%, 50%, 65% substitution) have been calculated. The results reflect that a minimal LRI-input doesn't lead to a reduction of coke necessarily, but the heating value increases anyway. However when enough LRI is used that the operating curve of the blast furnace ends under the wustite point besides the increase of the heating value also the coke amount can be minimized. From this time the coke amount continuously decreases.

With the calculation model changes which concern the operation of the blast furnace process can be calculated and visualized in a quick way. Moreover, by the input of LRI the coke amount can be minimized and as a consequence of that carbon dioxide emissions can be reduced. Furthermore, the melting capacity can be increased because less blast furnace gas, slag and dust occur.

Mercury Recovery from Solid Hazardous Wastes by Thermal Desorption

R.B. Richter

TAKREER, Abu Dhabi Refinery Company, Ruwais/Abu Dhabi, United Arab Emirates

A.J. Schmidt

GBAV GmbH, Berlin, Germany

The OSPARCOM-decision 90/3 from 14 June 1990 recommends that all chlorine-alkali electrolysis facilities in Western Europe using the amalgam process shall be decommissioned for reasons of environmental protection at the latest by 2010.

Owing to ongoing demolition activities in various international projects with regard to chlorine plants or acetaldehyde factories the major hazardous mercury wastes are:

- Contaminated soils, rubble and other contaminated solid construction materials sometimes also river sediments from remediation/demolition of former Chlorine plant sites, acetaldehyde factories or facilities from chemical manufacturers using mercury in their processes.
- Contaminated liquids as well as solids and sludge generated by de-commissioning and dismantling and decontamination activities of the former industrial facilities mentioned above.
- Contaminated equipment such as metal waste from de-commissioning and dismantling of the former industrial facilities but also from overhaul, maintenance and operation.

Thermal desorption bench-scale tests were performed with mercury-contaminated soil from the chlorine plant remediation site in Buna Schkopau. It has been shown that all tested soils were treatable at $T > 650\text{ }^{\circ}\text{C}$ and $p < 50\text{ mbar}$. These tests were the base for a successfully performed large scale test in the Marktredwitz soil treatment plant in July 1996. Thermal desorption is recommended as a treatment technology for mercury waste. The technology is sometimes restricted to dioxins and furans as these can be found at chlorine plants and chemical sites. In order to reduce operating costs it is recommended to combine thermal desorption with solidification and soil washing.

Balance Model for the FINEX[®]-Process to Estimate Carbon Dioxide Emissions

C. Thaler & J. Schenk

University of Leoben, Department Ferrous Metallurgy, Leoben, Austria

P.J. Friedemann

Siemens VAI, Linz, Austria

The metalworking industry is one of the main polluter of green house gases like carbon dioxide (CO₂). The target of the iron and steel industry is to reduce these emissions during the production process.

The dominating technology for the production of hot metal as the pre-product for steel is the blast furnace route. Integral steps of it are sintering of fine iron ore and coking of coal which have both negative impacts on the environment.

In the last decades several new process concepts have been developed as an environmental friendly and more sustainable alternative to the blast furnace.

The COREX[®]- and the FINEX[®]-process are the most advanced technologies for hot metal production meeting the required qualities for steel production. Both processes use untreated coal instead of coke and untreated ore. Lump ores are used in the COREX[®]-process and fine ores in the FINEX[®]-process, consequently the process emissions can be reduced significantly.

In a research project an energy and mass balance model for the FINEX[®]-process was developed. The model should serve as a tool for the investigations of process modifications on the energy consumption of fuels and electric energy.

The FINEX[®]-process consists of two main process units the fluidized bed reactor system and the melter gasifier. In the fluidised bed reactor system the iron ore is reduced in a counter current flow with reduction gas (mainly CO and H₂) to direct reduced iron (DRI), which is a mixture of wustite (FeO) and metallic iron (Fe) with a reduction degree between 70 – 80%. After the fluidised bed reactors the DRI is hot compacted to HCl (hot compacted iron) and fed into the melter gasifier where it is converted to hot metal. The off gas of the fluidised bed reactors is dedusted and cooled in a wet scrubber. A part of it is CO₂ cleaned and recycled back to the fluidized bed reactor system.

Coal is gasified with technical pure oxygen in the melter gasifier which generates the required heat for the metallurgical reactions in this process unit and the reducing gas for the fluidized bed reactor system. The products of the FINEX[®]-process are:

- Hot metal,
- Slag and
- Export gas.

The overall objective of the process enhancement as well as environmental improvements is the minimization of the energy consumption and consequently of the CO₂-emission too.

Model calculations for the substitution of entire amount of N₂ purge gas used in the fluidised bed reactors by recycled reducing gas leads to the result that the coal consumption is reduced by 2.2%. This procedure leads to a cut of the CO₂ emissions of about 7.80 tons/hour. If additionally N₂ purge gas of the melter gasifier is partly substituted too the coal demand can be reduced in total by 7.7% and about 27.1 tons/hour less CO₂ are emitted.

This balance model serves as a tool to study the feasibility of optional process cases and their impact on the emission of green house gases. By this mean the optimization of the operation can be done in short time though avoiding expensive test works in industrial plants.

Refuse Derived Fuel Production News

A. Kunter & M. Wellacher

Komptech GmbH, Frohnleiten, Austria

The market for the production of refuse derived fuels (RDF) actually shows a severe setback of order and demand compared to the year 2009. Komptech is a leading international supplier for machines and systems for the mechanic and biologic treatment of solid waste and for the production of solid biomass fuels as well as a specialist for the production of RDF. There are different quality demands for RDF, depending on the purpose i.e. the incineration technology. The most important parameters which can be influenced by the production technology are

- calorific value,
- particle size,
- oversize content,
- contrary content,
- chloride content and
- ash content.

The ranges vary considerably e.g. RDF for the application in calciners of cement plants is demanded with calorific values between 11 – 18 MJ/kg whereas RDF for the application in blast furnaces needs > 25 MJ/kg.

To produce RDF with at least the medium quality “RDF classic” for fluidized bed incineration a multistep treatment is necessary containing mainly the following treatment steps:

- Pre-shredding,
- Contrary separation,
- Fine-shredding and
- Post-treatment.

Even if some RDF production sites apply more complex systems it is rarely obligatory to reach the product quality. Komptech is supplying four new machines for the given treatment steps.

- The pre-shredder “Terminator XF” shreds > 95% of the input materials to a particle size of < 250 mm and is still robust against rigid contraries. The machine is designed to work at low specific energy demands by applying high shredding efficiency.
- The ballistic separator “Ballistor” removes contraries to raise the RDF quality and shows advantages against wind sifter technology like
 - a better ratio of the output products towards materials which are cheaper to rid,
 - a lower energy demand of the plant because of less machines and less specific installed power, -27% compared to a wind sifter dominated plant,
 - a lower invest of the plant because of a simplification of the plant, -23% compared to a wind sifter dominated plant,
 - lower operation costs of the plant, -22% compared to a wind sifter dominated plant and
 - less dust emission due to less air demand.
- The fine-shredder “Razor” shows low specific operation costs, which are mainly determined by the specific energy demand. With well conditioned input materials this value accounts for 20 – 40 kWh/ton.
- The post treatment of fine shredded RDF may save costs for the fine shredder. Using the star screen “Multistar” as a police screen the fine shredder does not need to fulfil completely the maximum particle size demand. So less wear occurs and less energy is consumed due to less fines production with the shredder.

Treatment of Pharmaceuticals and Complexing Agents in Hospital and Municipal Waste Water

H. Menapace

University of Leoben, Institute for Sustainable Waste Management and Technology, Leoben, Austria

W. Staber

pro aqua Diamantelektrodeproduktions GmbH, Niklasdorf, Austria

At the Institute for Sustainable Waste Management and Technology an electrochemical treatment process for pharmaceuticals and complexing agents in waste water is developed. This project is supported by the Federal Ministry of Agriculture, Forestry, Environment and Water Management as well as the Regional Styrian Government.

Effluents from sewage treatment plants are one of the important point sources for residues of pharmaceuticals and complexing agents found in waste water as micro pollutants. These substances go through the different treatment steps in municipal sewage treatment plants untreated in a high scale. Although these impurities are at very low concentrations, scientists have not yet been able to estimate all possible risks for humans and animals. As an example the release of pharmaceuticals into surface waters could lead to an increased dissemination of antibiotic resistance. Endocrine substances like hormones are suspected to promote feminizing effects on organisms in ecosystems. Complexing agents like EDTA could cause a remobilization of sedimented heavy metals in surface waters.

In the research project two different methods of treatment are investigated (anodic oxidation with boron doped diamonds and ozonation). For the determination of the elimination rate four complexing agents (e.g. EDTA, NTA) and eight pharmaceutical substances (e.g. diazepam, carbamazepine) were analyzed by the federal environment agency in several test runs under different conditions (varied current density for the diamond electrodes, varied flow rates through the booth reactors).

In the first phase of the project a lab scale unit was designed and built in the laboratory of the institute. On this test station treatment tests were conducted with flow rates from 3 litre/hour up to 26 litre/hour. Matrix effects were investigated by comparison of the treatment results from synthetic waste water and effluents from an sewage treatment plant.

In the second step of the project a tech scale unit for the treatment of effluents was constructed and built in a bypass system on the area of a sewage treatment plant. On these test station modules with different electrode areas was installed. This modular installation with parallel packages of electrodes allows four test runs at the same time. In sum a flow rate of approx. 1 m³/hour could be treated by this installation. From January up to now test runs with different flow rates and current density were executed. In the last test a combination of two of the reactors was investigated, for optimizing the contact time in the treatment system. The results of first test runs show that the elimination rate also depends on the examined substance. For instance in the treatment of carbamazepine results up to 99% are achievable, whereas diazepam show clearly lower rates (approx. 40%).

On the basis of these results together with an estimation of specific operating and treatment costs, an evaluation for the practical application of the oxidative treatment method by means of ozonation and anodic oxidation for central and decentralized waste water treatment has been carried out.

Characteristics of Treated Waste from European and Southeast Asian Cities

P. Pimolthai & J.F. Wagner

University of Trier, Department of Geology, FB VI/Fachbereich Geographie/Geowissenschaften, Campus II, Geozentrum, Trier, Germany

Mechanical and Biological Treatment (MBT) generally aims to reduce the amount of solid waste and emissions in landfills and/or enhance the recoveries. MBT technology has been studied in various countries under specific climate conditions of European and Asian countries. Techniques of solid waste treatment are distinctly different in the study areas. A better understanding of MBT waste characteristics should lead to an optimization of the MBT technology. For a sustainable waste management, it is essential to determine the characteristics of the final MBT waste, the effectiveness of the treatment system as well as the potential application of the final material regarding future utilization. This study aims to define and compare the characteristics of the final MBT materials in the following countries:

- Luxembourg (using a high degree technology):
Fridhaff in Diekirch/Erpeldange,
- Germany (using a well regulated technology):
Linkenbach in Neuwied, Singhofen in Rhein-Lahn district and
- Thailand (using a low cost technology):
Phitsanulok in Phitsanulok province.

The samples were taken from the composting heaps of the final treatment process prior to sending them to landfills, using a random sampling standard strategy, from August 2008 onwards. The size of the sample was reduced to manageable sizes before characterization. Size reduction was achieved by the quartering method. Samples were first analyzed for the size fraction on the day of collection. They were screened into three fractions by the method of dry sieving: small size with a diameter of < 10 mm, medium size with a diameter of 10 – 40 mm and large size with a diameter of > 40 mm. These fractions were further analyzed for their physical and chemical parameters such as particle size, particle shape, porosity, composition, water content and respiratory activity. The extracted eluate was analyzed for pH-value, heavy metals (lead, cadmium and arsenic), chemical oxygen demand, ammonium, sulfate and chloride. In order to describe and evaluate the potential application of the small size material as a final cover for landfills, the fraction of small size samples were tested for the geotechnical properties as well. The geotechnical parameters were compaction, permeability and shear strength. A detailed description of the different treatment facilities and methods of the study area is also addressed.

This study shows how to identify the most appropriate technology for municipal solid waste disposal through the study of waste characterization. Within this analysis, different factors are characterized with regards to their (1) application of policy and past experiences, (2) their objectives in reduction of the overall amount of waste and enhancement of waste recovery, (3) funds, (4) effectiveness and (5) skills and cultures.

Utilisation of Grape Marc for Energy Generation

B. Hollauf & W.L. Kepplinger

*Montanuniversity Leoben, Institute for Process Technology & Industrial Environmental Protection
Leoben, Austria*

For residues from the wine industry, more precisely grape marc, there already exist many utilisation possibilities (e.g. composting, fertilisation, production of grape seed oil or animal feed). However, despite the high energy content of the dry substance, an energetical utilisation of grape marc has to date not been realised. The main reasons for this, are the high water content, the occurrence of mildew during storage and lastly the problem, that grape marc only accumulates during the short time period of grape harvest. Due to this, an economic operation of energetical utilisation concepts is difficult.

In the course of a research project the following utilisation concepts for grape marc were developed and evaluated for an Austrian wine producer:

- Biogas production,
- Incineration of mechanically dewatered grape marc,
- Incineration of grape marc pellets and
- Production of animal feed.

The required basics for the evaluation of these concepts were determined in experiments with the two main grape varieties “Grüner Veltliner” and “Blauer Zweigelt”. Beside the determination of incineration-related properties, dewatering properties and storage tests were investigated. Within dewatering experiments, different presses were tested for the grape marc. Combustion tests were conducted with ensilaged grape marc and pellets in lab scale furnaces as well as in a 400 kW pilot scale fluidised bed and grate stoker furnace. Finally, appropriate utilisation concepts for an Austrian wine producer were suggested taking the project results and regional surrounding conditions into consideration.

The usage of grape marc in the already existing biogas plants in the surrounding area turned out to be the easiest alternative for the wine producer. Furthermore, the production of animal feed seems to be a promising concept, because a producer of animal feed is situated close to the wine producer and the equipment necessary for animal feed production could be adapted to pellet production with relatively low investment. The highest energetic benefit is achieved by combustion of mechanically dewatered grape marc. However, the investigations showed that this alternative is not practicable at present, because for compliance with emission limits, considerable optimisation of the fuel technology is necessary.

Petroleum Coke Fly Ash Use for Heavy Metals Removal from Acid Wastewaters

A. González & R. Navia

University of La Frontera, Scientific and Technological Bioresources Nucleus, Temuco, Chile

N. Moreno & X. Querol

IDAEA-CSIC, Department of Geosciences, C/Jordi Girona, Barcelona, Spain

Acid wastewaters may cause severe impacts in the environment by acidifying and discharging large amounts of salts and heavy metals into aquifers. Several studies have proposed the direct addition of alkaline secondary raw materials such as petroleum coke fly ashes (PCFA), which are a by-product from petroleum coke circulated fluidized bed combustion (CFBC).

This work deals with the characterization of a Chilean circulated fluidized bed combustion petroleum coke fly ash (CFBC-PCFA) and its potential use in copper and lead removal from acid wastewaters. CFBC-PCFA selected for this study was obtained from a power plant located in Concepción, Bio-Bio Region, Chile, which burns 100% petroleum coke, and was used in its original form, without any treatment. CFBC-PCFA characterization included the determination of loss on ignition, particle size distribution, specific surface area, major and trace elements content, mineral crystalline phases through X-ray diffraction and morphology analysis by means of SEM-EDX. Leaching tests were performed according to the Chilean Norm DS 148 based on the US EPA TCLP method 1311 and the European Norm EN 12457 Part 2.

Copper removal kinetics test was performed at 25 °C and 100 rpm, at an initial copper concentration of 100 mg/litre and variable pH. Residual copper was analyzed by means of atomic absorption spectrometry (AAS).

The obtained results show that CFBC-PCFA has a heterogeneous morphology with presence of a high content of unburned carbon, calcite and anhydrite particles. Moreover, small particles containing Ca-V-S-O-bearing minerals were also detected. The high unburned carbon content may reduce indeed the potential reuse of CFBC-PCFA. The chemical composition indicates that CFBC-PCFA has CaO (47%) and sulfate (27%) as major elements. Furthermore, nickel and vanadium were detected in high concentrations, being their contribution of about a 0.6% in CFBC-PCFA. X-ray diffraction results show anhydrite, portlandite and lime as main crystalline minerals, and traces of quartz, corroborating chemical composition results from acid digestion. The results obtained from European Norm and DS 148 leaching tests revealed that CFBC-PCFA may be characterized as a non-hazardous material. In the EN 12457-Part 2 leaching test, the leachate reached an alkaline pH value of 10.7 and an electric conductivity (EC) of 10.3 mS/cm. Major elements such as sulfate and calcium were detected in high concentrations of 19,335 and 19,508 mg/kg, respectively. These values indicate that anhydrite dissolved during the leaching test.

Using a 0.2 g/litre dose, the equilibrium was reached at 4 hours, with a removal efficiency of 90% for copper. For lead the equilibrium was also reached at 4 hours, but with a lower removal efficiency of 87%. In the case of copper removal kinetics, two different stages were detected: (1) between 0 – 8 minutes, visually detecting flock formation in the solution and (2) starting at 16 minutes until 20 hours, observing flock disappearance. CFBC-PCFA arising from removal kinetics before 8 minutes and at 20 hours showed the formation of a crystalline mineral phase of posnjakite. The differences between both CFBC-PCFA are the crystallization degree and morphology, concluding that during copper removal, the main involved mechanism could be precipitation. Regarding lead removal kinetics, it is possible to attribute the obtained removal efficiencies to a precipitation process, although a precipitated mineral phase (as occurred in copper removal) was not visually detected.

Regarding these results and related to the high calcium content of CFBC-PCFA, a potential reuse of this material as permeable reactive barrier for copper and lead removal from acid wastewaters replacing raw alkaline materials is suggested.

Torrefaction – Fuel of the Future or Technical and Economical Mistake?

M. Englisch & A. Rubick
ofi, Wien, Austria

Torrefaction – the thermal upgrading of solid biomass – is supposed to become a key technology for opening up huge resources of unused biomass and enables an easier use of biomass in coal fired power plants. Several R&D groups all over Europe and North America have been engaged in this topic for the last few years – now the development reached the level of starting first industrial productions in 2010/2011.

The torrefaction process involves heating biomass to a temperature between 240 – 320 °C in the absence of oxygen. This heating drives off the moisture and part of the volatile organic components in form of torrefaction gases (gas with low net calorific value). Most of the energy of the biomass is retained in the torrefied product. The result is a friable material with an energy density and physical characteristics closer to coal. The torrefied biomass can subsequently be densified into, for example, pellets or briquettes for easier and cheaper handling, shipping and storage.

Torrefied biofuel is supposed to have high potential as international energy commodity, due to upgraded properties torrefied pellets are expected to become the next generation of solid bio-fuels:

- energy density around 15 – 18 GJ/m³ compared to 11 GJ/m³ (pellets) → transport, storage volume and costs can be reduced dramatically,
- feedstock diversity – flexibility to produce a fairly homogeneous product from a very heterogeneous bundle of biomass → input ranges from woodchips, stumps and other forest residues, short rotation wood, straw, switch grass, palm oil kernels, agricultural residues to recovered wood and solid recovered fuel,
- hydrophobic material → can be stored outdoors,
- slow biodegradation rate → no heat-up in storage and
- coal-like grindability → can be directly used within coal firing applications.

The first Austrian torrefaction pilot plant is currently under construction. The consortium of EBES, Andritz AG, Polytechnik and ofi develops an own and completely new designed process including torrefaction and pelletisation. It is built on a site formerly used for sewage sludge drying using some of the existing equipment (e.g. buildings, band-drier). In the planning phase the consortium faced the problem of little reliable data for calculating mass and energy balances and no data available concerning safety issues. In a preceding research project, fire and explosion hazards appeared to become of major importance. During test runs on different equipment, several fires occurred (e.g. in torrefaction reactors, in stored torrefied material, in compacting devices). Thus, the design of a torrefaction plant has to account for new safety issues.

The decomposition products (torrefaction gas) contain water, volatile organic compounds, tars and dust. A mixture that is very difficult to handle and to keep under control in a continuous process. However, similar problems are known from gasification plants. The developed process will combust these gases in a combustion chamber for biomass that requires no other fuels except the raw material for torrefaction for back up fire and the torrefaction gases.

It is supposed that in the second half of 2010 significant quantity of the new fuel, together with licences for the technology become available. Although highly demanded the products are facing typical problems of promising innovations. Within the biomass branch and the target markets there is neither a common understanding nor do any guidelines, standards or regulations exist as it is generally unknown how to deal with the new fuel.

Carbon Capture Storage (CCS)

V. Theodoridou

University of Leoben, Institute for Economic- and Business Management, Leoben, Austria

The EU leaders committed in March 2007 to their “20-20-20” target, implying a cut in greenhouse gases emissions by at least 20% by 2020, while increasing the use of renewables by 20% during the same period, and increasing energy efficiency by 20%. The International Energy Agency (IEA) forecasted a rise of 45% of the global energy-related CO₂ emissions, for the period between 2006 and 2030. To tackle these problems and achieve the target to decrease greenhouse gases emissions, we have to use all possible options for reducing CO₂. Together with renewable energy technologies, and greater energy efficiency, Carbon Capture and Storage (CCS) contributes significantly to the least-cost route of reducing and stabilizing the concentration of CO₂ in the atmosphere. The EU considers CCS a “bridging” technology to reduce CO₂ emissions.

Carbon capture and storage is a suite of technological processes which involve capturing carbon dioxide from the gases discarded by industry and transporting and injecting it into geological formations. CCS is a new technology which is currently in the development and demonstrating phase. This paper presents the state of art of the CCS technology and discusses the critical impact criteria for its use. The technical feasibility – in spite of outstanding issues – is not the main inhibiting factor for the use of CCS. Economic, political and social issues are affecting the most important criteria – in particular, the lack of social acceptance, the missing national legal framework and competent authorities as well as the economic gap are identified to be the greatest barriers to adoption of CCS. Furthermore this report presents a compilation of the next-steps needed to significantly improve the rate at which CCS is developed and deployed in the world.

Alternative Treatment Processes for the Degredation of Oil-Water-Emulsions and Oil-Water-Mixtures

J. Adam

University of Leoben, Institute for Sustainable Waste Management and Technology (IAE), Leoben, Austria

Over the past few years one main focus of research activities at the Institute for Sustainable Waste Management and Technology were possible applications for reactors with boron doped diamond electrodes (BDD) in the field of (waste) water treatment.

In the broad fields of industry and business (metal processing industry, automotive industry) one is confronted with the accumulation of oily waste water in form of oil-water-emulsions and oil-water-mixtures. In Austria, the accumulation of grinding and lubricating oil emulsions and gasoline trap contents in 2007 in Austria was approx. 58,500 tons/year (Association of Waste Data). Being considered hazardous wastes, these emulsions have to undergo suitable treatment.

The relatively new technology of anodizing using boron doped diamond electrodes is to be found in the field of electrochemical oxidation procedures and is an ideal further treatment step for conventional treatment procedures. This is particularly valid when it comes to the pre-treatment of persistent biodegradable substances for a biological stage (increasing the bioavailability). During anodizing a DC voltage is applied to a BDD electrode in circulatory reactors.

Within the scope of a project the treatment of these emulsions with AOP is currently being researched at the IAE. Different oil-water-emulsions of a physicochemical treatment facility serve as treatment media. The samples, coming mainly from the metal processing industry, were taken from different steps of treatment (before and after a microfiltration and after a biological treatment). For the complete series of the tests parameters such as current, voltage, conductivity, pH value and temperature were recorded.

The project is organised in two main phases. While in phase one lab tests with maximum flow rates of 90 litre/hour were conducted, the construction and operation of a pilot plant scale for flow rates of total 1,000 litre/hour were accomplished in phase two. The current densities applied were between 20 – 90 mA/cm² for both project phases.

In several tests in both project phases a successful degradation of Organic Matter with the technology of anodizing could be shown.

Cost Effective Determination of the Biomass Content of RDF

J. Fellner, P. Aschenbrenner & H. Rechberger

Vienna University of Technology, Institute for Water Quality, Resource and Waste Management, Vienna, Austria

Refuse-derived fuel (RDF) processed from municipal solid waste and/or commercial waste is generally an unknown mixture of biogenic and fossil organic matter. Due to various European regulations (e.g. Directive 2003/87/EC on establishing a scheme for greenhouse gas emission allowance trading; Directive 2001/77/EC on the promotion of electricity produced from renewable energy sources in the internal electricity market) producers and users of RDF are interested in reliable and cost-effective methods for determining the biogenic and fossil organic matter, energy, and carbon content of RDF.

In recent years, different methods for characterizing the biomass content of RDF have been established: sorting analysis, the selective dissolution method and the radiocarbon method. In addition to these standardized methods, operators of waste incineration plants can characterize the biomass content of their waste feed using the balance method. This method combines standard data on the chemical composition of biogenic and fossil organic matter with routinely measured operating data from the incineration plant by the compilation of several mass balances and one energy balance, whereby the result of each balance describes a certain waste characteristic (e.g. content of organic carbon, heating value, ash content, etc.).

However, the balance method has a major disadvantage in the analysis of refuse-derived fuels, since it only allows post-combustion characterization of the fuel or waste. For RDF analysis this is unsatisfactory, as reliable information about the composition of the fuel (e.g. content of fossil organic carbon) is required prior to its utilization.

One way to solve this problem would be to design a lab-scale combustion plant and to apply the balance method at this level. However, a feasibility study by the authors has shown that such a small combustion unit would not be practicable for routine measurements and would incur rather high costs. Therefore in this study a CHNSO analyzer, which guarantees routine and high-capacity application, was used in conjunction with the balance method, which was adapted accordingly. The developed method was validated by analyses of defined mixtures of biogenic and fossil organic matter (e.g. mixtures of wood, paper, polyethylene, polystyrene). The present paper gives a detailed description of the method and summarizes the results of the validation process.

Microalgae: Potential for Heat and CO₂ in the Field of Waste Treatment

J. Schneider & S. G ath

Justus-Liebig-University Gießen, Professorship of Waste and Resources Management, Gießen, Germany

Heat and CO₂ accrue in nearly all kinds of waste treatment plants. Well thought utilization concepts for both components are extremely rare. Especially in the fields of biological waste treatment and use of landfill gas the potentials remain unused. A sustainable option for utilization of heat and CO₂ is the production of biomass by means of microalgae.

Microalgae are aquatic plants which are able to fix CO₂ in their biomass through photosynthesis. Hence, fertilization of microalgae with CO₂ leads to an increased growth rate. Furthermore, microalgae consume heat and nutrients for their growth. Due to an increased cell division during fertilization, the yield of CO₂-fertilized microalgae is a multiple of that of terrestrial plants. The generated biomass constitutes a high value of natural raw material, which can be used in a lot of application areas like energy production, food, feed, etc. Therefore microalgae-production-systems are an effective opportunity to use the surplus heat and CO₂ from all types of waste treatment plants.

A pilot plant was established which aimed at producing microalgae biomass through CO₂ fertilization. This pilot plant covers an area of 200 m² and a volume of 66 m³. It is connected with a biogas plant using the surplus heat and flue gases of the cogeneration unit. Due to the aquatic environment the injection of CO₂ is very easy. Moreover a purification of the flue gases is not necessary, because microalgae are extremely tolerant and adaptable organisms. The generated biomass is reused and redirected to the fermenter for energy production. This set up allows for a closed system without accumulation of waste and residuals.

One of the big problems in the fields of waste treatment and effective utilization concepts for those plants is their remote location. Potential heat consumers, e.g. private households or industrial enterprises, are normally far away from these plants. Their distant location prohibits an economic supply. Hence, optimal utilization of these resources requires an application directly on-site. The modular design of the microalgae-production-system makes it possible to adapt it system-dependent for the individual requirements. Therefore biomass production with microalgae is an optimal utilization concept for waste treatment plants to use the surplus heat as well as the CO₂ in terms of flue gases and produce a sustainable and high-value raw material.

Systematic Development for Treating Dust Residues from Production Processes

W. Öfner & A. Böhm

University of Leoben, Institute of Mineral Processing, Leoben, Austria

Dust residues from production processes usually contain rather high amounts of valuable matter. As they often also accumulate harmful substances, reusing them without prior processing may not always be viable. On the other hand, dumping them without recovering valuable matter results in loss of raw materials and unnecessarily high costs for landfilling.

In order to develop physical separation processes systematically, the granular feed material has to be characterised by fractioning in terms of physical properties. The appropriate way of presenting these data is known as the Henry-Reinhardt diagram. By applying the same method to the products of an existing separation process, its separation efficiency can be assessed. It is shown that fractioning methods from ore processing can also be used with fine residues from production processes if adapted accordingly.

Fractioning can basically refer to any continuous property of the material such as particle size, density or magnetic susceptibility. It subdivides the set of particles into classes of defined property limits. The mass fraction of the classes indicates the distribution of said property. Chemical analysis of all the classes completes the data set for the Henry-Reinhardt diagram to evaluate the amenability of this material for physical separation.

The distribution of a substance of interest in the feed material is used to calculate its grade and recovery at any product yield obtained by perfect separation. These values can be used to predict the best possible separation results or to assess an existing process, respectively.

Two different types of residues of a steel plant – from the casting area and from the sinter plant – have been investigated. They contain about 60 respectively 40% iron which should be recycled in production, but they also accumulate lead and zinc. The Henry-Reinhardt diagrams show that although it is possible to make magnetic concentrates from samples from the casting area, magnetic separation is not able to dispose of lead and zinc.

However, processing both types on a high-efficiency air separator reveals that lead and zinc are concentrated in the fines whereas iron and carbon remain in the coarse fraction and thus can be separated.

The instances presented above demonstrate that the common methods for characterising ore feed can also be applied on residues provided that their peculiarities are taken into account.

Advanced Waste-Splitting by Sensor Based Sorting on the Example of the MT-Plant Oberlaa

S. Pieber & M. Meirhofer
Bioenergy 2020+ GmbH, Pinkafeld, Austria

R. Pomberger & A. Curtis
Saubermacher Dienstleistungs AG, Graz, Austria

A.-M. Ragossnig & L. Brooks
Fachhochschulstudiengänge Burgenland GmbH, Pinkafeld, Austria

Waste management is playing a significant role in efforts to combat the anthropogenic climate change and environmental pollution and is therefore continuously changing from land filling to other options, such as material reuse and recycling all over the world. If waste will be used as a substitution for primary resources, it has to be processed to meet the required material or quality criteria for recycling.

A further option, especially for heterogeneous wastes which cannot be material-recycled is the energetic utilization. High calorific components are split from the waste stream and used as a substitute for fossil fuels (so-called “refuse derived fuel”) in certain industry sectors (e.g. cement industry or pulp & paper industry). Hence, waste material can be used as (partly) renewable energy source if it meets certain quality criteria in order to secure that environmental standards as well as product quality are not being compromised and process conditions are not being affected negatively, e.g. the content of chlorine compounds has to be limited.

However, although sensor based sorting technologies are already available for the processing of homogeneous wastes, they are not yet widely applied for the sorting of heterogeneous wastes. Therefore, the evaluation of the technical feasibility of the application of sensor based sorting technologies on heterogeneous waste streams is focused in the research underlying this conference contribution.

In the present study, the application of near infrared sensor based sorting on heterogeneous wastes at pilot and large scale is tested. Two specific waste streams from a mechanical treatment plant, processing 60,000 tons of commercial solid waste per year, which are destined for the utilization as refuse derived fuel in the cement industry were analyzed and characterized regarding their composition: a high calorific fraction (HC, particle size > 120 mm) and a medium calorific fraction (MC, particle size 20 – 120 mm). The respective waste streams contain, amongst others, polymers, paper, cardboard and wooden materials, and are highly variable in their composition.

To ensure the product quality, it is desirable to remove chlorine contaminants (e.g. PVC-compounds) by sensor-based sorting. Additionally, the removal of chlorine contaminants is required due to environmental standards (formation of dioxins, furans, etc.) and corrosion-problems caused by the formation of hydrochloric acid. In order to further increase the future marketing opportunities of these fractions for the waste contractor, processing experiments targeting towards separating biogenic (i.e. paper, cardboard and wooden materials) from non-biogenic, i.e. fossil materials are being additionally conducted as the biogenic content might gain in importance in the context of climate policy (emission trading) in the future.

The results of pilot scale tests showed that the sensor-based sorting technology is generally feasible to gain waste fractions with the required characteristics (especially concerning the chlorine content of the waste stream) if the sensor systems are adjusted to the specific waste stream. This is especially shown by the chlorine content as well as purity and yield of the rejected biogenic material at pilot-scale. Due to restrictions that had to be dealt with during the large scale experiment a number of further – mainly construction – issues need to be addressed to allow for a concluding evaluation of that treatment concept. Therefore further large scale experiments – based on the results of the pilot scale tests – are foreseen.

New Control Concept for Municipal Solid Waste Incinerators

U. Richers

Karlsruhe Institute of Technology (KIT), Karlsruhe, Germany

Climate change, combined with shortage of resources and fossil fuels, will lead to extensive changes in economy, politics, and society. Waste management will be determined by an increasing recycling of waste or production of refuse-derived fuels (RDF).

The use of RDF today is common practice in cement industry. Cement plants in Switzerland, Austria, and Germany generate about 50% of the required heat by using RDF. Utilization of waste materials as RDF in cement production requires well-directed waste conditioning. In particular, chlorine containing fractions have to be separated from the waste materials, because the chlorine content in cement is limited by a European standard. In addition, power plants using RDF were built in Germany for generating heat or electrical power for industrial sites.

The increasing use of conditioned wastes as RDF in cement industry determines the generation of waste fractions with high chlorine concentrations. Waste streams caused by the disposal of old cars or electronic scrap may also contain high chlorine concentrations. Hence, auxiliary waste materials with high chlorine concentrations will be available as input material among household wastes for municipal solid waste incinerators (MSWI).

The incineration of materials with a high chlorine content is a challenging task, since chlorine and its compounds, as components of boiler ash and raw gas, are involved in corrosion processes. These corrosion processes cause non-operation periods and maintenance costs of the MSWI, and as a result, high fees have to be paid for the incineration of waste fractions with high chlorine content.

Different methods were developed for corrosion reduction in MSWI. One possibility is the application of special metal alloys for boiler construction. Another approach based on the feeding of auxiliary chemicals containing sulfur uses the knowledge that a high sulfur-to-chlorine ratio in the raw gas reduces corrosion processes in boilers of MSWI.

The new and patented control concept for municipal solid waste incinerators introduced here uses the advantages of a high sulfur-to-chlorine ratio in another way. Waste fractions with high chlorine concentrations are not mixed with the household wastes in the bunker, but stored and fed into the MSWI from a separate silo. Feeding of the waste fraction with high chlorine content is controlled by the HCl concentration measured in the raw gas. An almost constant HCl concentration in the raw gas can be achieved and low sulfur-to-chlorine ratios in the raw gas with a high corrosion potential can be avoided.

A consideration of the chemical engineering equipment shows that this is installed at several MSWI for the co-combustion of sewage sludge. The instrumentation measuring the HCl concentration in the raw gas is a common instrumentation for controlling the dry or semi-dry flue gas cleaning devices of MSWI.

Online Corrosion Monitoring in the Flue Gas of Incineration Plants

B. Waldmann, V. Engstle & F. Haider
Corrmoran GmbH/University Augsburg, Augsburg, Germany

R. Warnecke
Gemeinschaftskraftwerke Schweinfurt, Schweinfurt, Germany

Corrosion is omnipresent and causes immense damages in waste incineration plants. Especially the combustion of problematic, cheaper or in their composition modified fuels can result in a significant increase of corrosion. To reduce this important cost factor, a more effective control of corrosion is of great interest. Until now it is only possible to evaluate the effects of different operating conditions on the corrosion during a facility shutdown and to record them overall. An evaluation how the corrosion process reacts to several occurrences or optimization initiatives is not possible in this way.

For this lack of information we started to develop a sensor, which is able to measure the actual corrosion rate in the flue gas of an incineration plant in good temporal resolution – preferably in real-time.

The sensor developed by Corrmoran GmbH works on the basis of electrochemical methods by means of potentiostatic corrosion measurements (three-electrode-measurement). The actual corrosion rate is determined by measuring the linear polarisation resistance. The online-monitoring of current corrosion processes enables a direct or temporal shifted correlation with accordant operational parameters. The modular construction and design of the sensor allows a free choice of the electrode material as well as an operation up to temperatures of about 1,000 °C.

By measuring the actual corrosion rate short-term trends become as clear as long-term trends. For the plant operators, the aim is to obtain fundamental knowledge about the corrosion behaviour of their plants and to save costs by more reliable and better planned operational mode.

By now there are according to the complexity of the system several ideas how the variation of process parameters or the optimisation of control processes could have a positive influence on the corrosion process. At this, the corrosion monitoring provides a good opportunity to accompany the ideas how to reduce corrosion. Thus, you can immediately evaluate the effects of your experiments. Meanwhile there are first results of experiments with parameter variation, e.g. increasing the oxygen concentration in the combustion air or addition of additives, available. Thereby clear correlations with the corrosion rate were found.

Furthermore a corrosion monitoring can help plant operators to make decisions on fuel selection. With the aid of the corrosion measurement the fuel price can be compared with the damages the fuel may induce. Thus you can do a cost-benefit analysis. So far an evaluation of different fuels with regard to long-term effects was not possible.

The sensor has also passed the test in different european biomass plants. The possibility of application of the sensor in the cold area of the boiler, in respect of dew point corrosion or corrosion measurements in liquids is currently being examined.

Determining Volumes by Waste Composition Analyses: Problems and Challenges

S. Lebersorger

BOKU-University of Natural Resources and Applied Life Sciences, Institute of Waste Management, Vienna, Austria

The results of waste composition analyses are, beside mass units, commonly indicated by volume. Information about the composition by volume can be crucial for specific questions, such as estimating the effect of changes of collection schemes on required container volumes. Differently from mass, volume cannot be measured directly, accurately and non-ambiguously. Volume measurements are closely connected to the degree of compaction of waste materials and to bulk densities of the waste under condition of storage.

The aim of this paper is to give an overview about the problem of determining volume-related measures by waste composition analyses. Different methods for determining bulk densities and volumes are compared with regard to practicability and recommendations are deduced. Selected methods are applied to own data from a waste composition study.

Surprisingly, there are quite few references to this issue in literature. Published volume-related results of waste composition analyses are not reproducible due to a totally missing or lacking documentation of the procedure. Methods and recommendations suggested in theory are rare and often lack direct practical applicability.

Main problems are how to measure volumes in the course of waste composition analyses and how to measure and model elastic deformations. Wastes differ in their specific form and bulkiness as well as in their deformability and elastic properties. This results in a volume difference between the total volume of waste in the collection container (before sorting) and the sum of the volumes of individual waste categories in the measuring vessels (after sorting).

Scharff (1991) suggests six methods for determining bulk densities, such as determining bulk densities in the measuring vessels (individually for each sample or after a defined minimum mass has been accumulated), two different ways of allocating volume differences (proportional to the volume shares of each waste category or only to waste categories which are considered elastic) or methods to approximate original conditions in the collection container (accumulating a large volume before measuring or exerting a mechanical pressure upon the wastesurface in the measuring vessel).

Three of these methods were tested in a practical example which used data from 390 samples from a waste composition analysis (Lebersorger & Salhofer 2007). These methods were

- the individual determination of bulk densities for each sample in the measuring vessel,
- a proportional allocation of the volume difference and
- allocation of the volume difference by considering 7 out of 25 waste categories elastic.

The example should assess the expected increase in the volume of residual waste if 13 kg/cap/year of plastics packaging were not collected separately any longer. The results differed significantly depending on the method chosen and ranged from an estimated increase of 22 – 50% increase in the volume of residual waste.

The following recommendations are deduced:

- A simple standard method for measuring volumes which is applicable in practice should be developed.
- Guidelines for determining volumes and bulk densities should be integrated into existing guidelines for conducting waste composition analyses.
- Presenting results of waste composition analyses with a detailed and reproducible documentation of the procedure should be self-evident and should be demanded by each authority commissioning waste composition analyses.

Generation and Treatment of Aluminium Dross and Salt Slag

K.E. Lorber

University of Leoben, Institute for Sustainable Waste Management and Technology (IAE), Leoben, Austria

H. Antrekowitsch

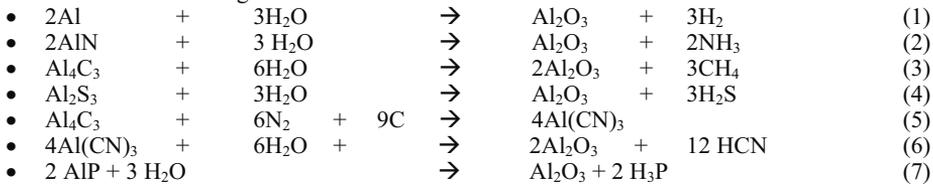
University of Leoben, Department of Nonferrous Metallurgy, Leoben, Austria

“Dross” and “Salt slag” are residues from aluminium production industry. Due to the property-criteria H3-A, H4, H5, H13, which render aluminium dross hazardous, the following waste-numbers (European Commission 2000) are attributed to this residues:

- 100309*: Black drosses from secondary smelting.
- 100315*: Skimmings that are flammable or emit, upon contact with water, flammable gases in dangerous quantities.

In Austria, according to the national Waste Catalogue ÖNORM S2100, aluminium dross as well as salt slag (i.e. “salt cake”) are registered as hazardous waste under 31 205 g and 31 211 g respectively.

The main environmental problem of aluminium dross is its leachability (H13) and its high reactivity with water or even humidity in air (H3-A), leading to the formation of toxic, explosive and/or malodorous gases like:



Although showing high reactivity on one hand, dross is on the other hand difficult to deactivate due to the phenomena of surface passivation of the fine embedded droplet of metallic aluminium.

Just a few years ago, dross residues from recovery of metallic aluminium were disposed at landfills (Lorber 2002). Due to the above mentioned high reactivity of dross with water or moisture and its content of water soluble compounds, heavy environmental impacts occurred by gas emissions (like: NH₃, H₂, CH₄) and contamination of ground water by pollutants (like: F⁻, Cl⁻, NH₄⁺ and CN⁻) in the leachate. Nowadays, landfilling of dross and fine dross residues is forbidden in most of the European countries.

This was the main reason for developing new recycling processes to convert a hazardous material into a value added product which can be utilized as a substitute for alumina (Al₂O₃) in different industrial branches.

In this poster contribution, a complete recycling process for dross-containing salt slag is described, which includes a leaching-crystallization-process to obtain metallic aluminium recycling salt flux and oxidic residue (hazardous waste number 100310*). To convert this hazardous waste into a useful value added product, a new pyrometallurgical step for the refining of the left over oxidic residue (Prillhofer et al. 2009) is described.

When calcination is applied for refining of the oxidic residue (at 1,200 °C for 24 hours), unwanted compounds like F, Cl, metallic aluminium, Na and K can be removed to a reasonable low level that makes utilization of the resulting product possible.

Explosion Prevention in Waste Treatment Facilities

K. Held, K.H. Greßlehner, H. Kern & H. Raupenstrauch
University of Leoben, Chair of Thermal Processing, Leoben, Austria

Explosion prevention deals with the prevention of explosions and their impacts. It is a subzone of safety engineering and averts damages on people and goods caused by technical products, plants and facilities.

In all kinds of mechanical waste treatment plants dusts occur in different process steps. These dusts have to be treated as explosion dangerous because of their chemical and physical properties. The safety-related numbers are not known adequate for them. Due to that a valuation of the explosion risk is complicated. By reason of that an application of mainly constructive explosion prevention techniques in a very high extent is entailed, which turns out to be extremely cost intensive. For an explosion an ignition source is required as well as an adequate dust amount in the atmosphere. The lower explosion limit is named with the density allocation of dust in air. Less than 1 mm matured dust can cause dangerous explosions if it gets dispersed. In course of this dissertation the safety-related numbers of dusts out of waste treatment plants will be ascertained as well as the influence of particle size and particle shape will be determined theoretically and experimentally.

Preliminary tests showed that those dusts have relatively high minimum ignition energies related to their morphology and particle size distribution. Principally a flammable dust can be ignited if the particle size is small enough. Although on the one hand a major fraction of coarse particles is able to inhibit an ignition, and on the other hand flammable respirable dust ($< 100 \mu\text{m}$), with a fraction of $> 5\%$ can act as initial igniter for dusts with particle sizes up to $1,000 \mu\text{m}$. It could be assumed, that such high minimum ignition energies do generally not occur in mechanical waste treatment facilities. Extensive scientific research on the ignitability of such dusts should provide sufficient information for a fundamental new assessment of the explosion hazard in facilities mentioned above.

The Chair of Thermal Processing at the University of Leoben is dealing with different fields of research concerning process safety. As a result of a growing demand in research on process safety, a work group was established. To be able to make scientific proven predictions, mathematical models are besides experimental research a key component of the work on the institute.

Within this project the ignitability of dusts of a wide range of different waste treatment facilities all over Austria should be investigated. Therefore the University of Leoben is working on this project in cooperation with nine industry partners. The main target from the scientific point of view will be the determination of high ignition energies from experimental available data. This presents an innovation because until now only dusts with minimum ignition energies lower than 1 J can be determined experimentally. The minimum energy of ignition is a fundamental aspect of the assessment of a process in terms of explosion prevention. No further measures of explosion prevention are necessary if the presence of effective ignition sources can be ruled out. Well-grounded scientific research could lead to a reduction or complete avoidance of certain explosion prevention measures, which is of major interest from an economic and scientific point of view.

Explosion Behavior of Dusts Occurring in Herbicide Production

H. Kern, K.H. Greßlehner & H. Raupenstrauch

Montanuniversity Leoben, Chair of Thermal Processing, Leoben, Austria

Within the production of agricultural pesticides various different kinds of dusts occur which can be considered as explosive due to their chemical and physical characteristics. In various steps of the production process hybrid mixtures (e.g. dust in acetone) are present. For most of the considered dusts with high contents of halogens there are no sufficient data available in order to determine the explosion hazardous potentials of the different process steps. In this work the safety characteristics of 2,4-Dichlorophenoxyacetic acid-dimethylamine (2,4D-DMA) and different urea herbicides (Chlortoluron, Fluometuron) have been determined experimentally and theoretically.

To characterise the occurring dusts also not only in terms of their chemical composition extensive research on the particle structure and surface as well as on the particle size distribution were carried out. The particles show a crystal structure with no porosities or inclusions. The parameters of the particle size distribution were approximated by a RRSB distribution. All dusts show values around one for the scattering parameter. Besides the particle size distribution also the burning behaviour of the dusts was investigated. For all dusts no autonomous burning could be observed.

After research of the dusts under a microscope and the analysis of the particle size distribution and burning behaviour, experiments in the 20 litre apparatus of the company FireX were carried out. All observed dusts show significant values of pressure rise and maximum explosion pressure. The maximum explosion overpressures are situated around 8 bar and the measured minimum ignition energies lie between 8 – 16mJ.

Main field of the theoretical work was to research the influence of the particle size on the minimum energy of ignition. Therefore a model was compared with the measured values of the minimum ignition energies. The model provides good results for Fluometuron and 2,4D-DMA. Further research on the cp-values of the observed substances is necessary to determine if the chosen model is suitable for this problem set.

The Significance of Natural Degradation Processes at a CrVI-Contaminated Site

B. Flury

CSD Engineers, Kriens, Switzerland

U. Eggenberger & C. Wanner

University of Berne, Rock-Water-Interaction Group, Berne, Switzerland

In Switzerland 50,000 contaminated sites are registered today, of which about 13,000 have to be investigated in detail to evaluate their risk potential and their need for remediation. One assumes that 3,000 – 4,000 of them must be remediated.

The evaluation of a contaminated site has to be carried out in a differentiated way depending on its complexity. In the case of a heavily contaminated site a detailed investigation is required within the frame of risk assessment to allow an adequate evaluation of the site.

The site of interest we are presenting here is located in Rivera, Switzerland, canton Ticino. The subsoil consists of gravel and fine-grained sediments of crystalline origin dominated by quartz and Fe-bearing minerals. The subsoil is heavily contaminated with CrVI and other Cr_{tot} to a depth of 10 m. The CrVI concentrations in the groundwater and surface water exceed the critical limits. According to Swiss legislation the site is in need of remediation. The contaminants trace back to the activities of an industrial company that had produced CrVI substances using chromite and sulfuric acid. The production occurred in the time period 1948 – 1960. One assumes that the input of CrVI and CrIII into the subsoil took place in the dissolved form, as solids and as slurries.

Detailed investigations have been carried out to characterize the contaminant system (identification of Cr phases and occurring reduction processes) in order to assess the risk potential of the contaminants. This includes different laboratory investigations and geochemical modeling. CrVI exists either as highly soluble chromate (CrO₄) preferentially in the unsaturated zone or as poorly soluble phases (bound or adsorbed) in the saturated zone of the subsoil. Using XRD analyses of the poorly soluble phases the mineral Jarosit (KFe₃(SO₄)₂(OH)₆) with a chromate content of 5 – 10% (substitution of SO₄) was identified. The CrVI solubility of Jarosite is low (3 times the critical value). An estimation of the CrVI reservoir on the site based on alkaline extraction amounts to 4,300 kg CrVI, most of it consisting of poorly soluble CrVI phases.

Due to its high amount of FeII the subsoil has a natural reduction potential. Batch and column experiments clearly show that natural reduction of dissolved CrVI to poorly soluble CrIII takes place. In addition Cr isotope measurements of groundwater and solid samples of the subsoil quantify the degradation processes within the aquifer. Depending on the flow velocities 25 – 75% of totally dissolved CrVI is reduced in a flow distance of 100 m (Wanner 2010).

The results of the investigation enable the evaluation and assessment of the risk potential of the contaminants and their impact on the groundwater and surface water. Two statements are essential: (1) the unsaturated zone (mostly consisting of highly soluble CrO₄) comprises a considerably higher risk potential than the saturated zone (mostly consisting of poorly soluble CrVI phases); (2) due to the natural reduction potential of the subsoil the risk potential of the contaminants continually decreases downstream the hotspot.

The simulation of different remediation scenarios demonstrate that removing the highly soluble chrome compounds effects a considerable reduction of the existing CrVI concentrations in the groundwater. The models suggest that the critical limit valid for CrVI is satisfied in vicinity to the hotspot.

We conclude that the knowledge gained by this investigation can be used as a basis for decision making for a successful, sustainable and appropriate remediation of the site.

Dangers of Hydrogen and Ammonia in Slag-Landfills?

P. Oester

Oester Messtechnik, Thun, Switzerland

In the soil air of slag-landfills there are often high concentrations of hydrogen and ammonia gas detected. The following gas compositions were found:

- 0.0 Vol.-% methane CH₄
- 0.0 Vol.-% carbon dioxide CO₂
- 0.0 Vol.-% oxygen O₂
- 0.0 Vol.-% nitrogen N₂
- 90 – 98 Vol.-% hydrogen H₂ – flammable!
- Up to 2 Vol.-% ammonia NH₃ – toxic!

Oester Messtechnik has controlled the soil air of the slag disposals of 21 landfills. There was found hydrogen in an explosive concentration (> 4% H₂) at 17 landfills (80%)!

Different factors, especially the concentration/fraction of metal in slag, have an influence on the production of hydrogen and ammonia gas. Deflagration and explosions are the major risks due to hydrogen. Ammonia gas however is toxic. In fresh slag concentrations of ammonia > 20.000 ppm NH₃ were found. The threshold limit value (TLV) is 20 ppm NH₃!

The knowledge of hydrogen and ammonia production is very limited. To assure the safety of their employees, operators of waste treatment plants and landfills should be aware of the dangers due to hydrogen and ammonia. Moreover, hydrogen has probably the potential to be used as a future-oriented energetic appliance. More scientific analyses and practical experience could expand the knowledge of hydrogen and ammonia gas in slag-landfills.

Construction of a Landfill for Industrial Waste at „Neochim“ Ltd, in the Town of Dimitrovgrad, Bulgaria

L. Totev & P. Pavlov

University of Mining and Geology “St. Ivan Rilski“ Sofia, Bulgaria

As a result of the half-century long activity of “Neochim” Ltd. in the town of Dimitrovgrad in Bulgaria, large amounts of hazardous industrial waste have accumulated. Some of the industrial buildings, including the plant for sulphur acid production, have been heavily contaminated and damaged, making demolition of buildings and disposal of debris necessary.

In order to provide a site for deposition of hazardous industrial waste and demolition waste, a new landfill has been designed and constructed with an area of 37,142 m² and a volume of 493,673 m³, which corresponds to national Bulgarian technical standards and norms for the deposition of hazardous waste materials.

Classification of Contaminated Groundwater – Criteria for Risk Assessment

V. Zeisberger

Hessian Agency of the Environment and Geology, Wiesbaden, Germany

The need for groundwater remediation must be checked in each individual case. The Hessian guideline* which has been prepared by an expert group from competent authorities uses two evaluation criteria to enable risk assessment of groundwater pollution caused by contaminated sites:

- amount dissolved of contaminants in the groundwater (also called mass dissolved) and
- mass flux of contaminants in the groundwater (also called mass discharge).

Both criteria are combined in an evaluation/rating matrix. In this manner groundwater pollution can be classified using objective criteria. Two years of experience show that the application of evaluation rating matrices is very convenient to characterize groundwater pollution and to decide on necessary measures to be taken.

The “amount dissolved” describes the actual situation of the contaminant plume. The required data is length, width and thickness of the plume, effective porosity, average concentration of the contaminant, and the trigger value („Geringfügigkeitsschwellenwert“) of the contaminant. The unit of measure is kilogramme (kg). Thus a classification of the amount dissolved is possible.

The “mass flux” refers to contaminants transported by the groundwater flow. The required data is width and thickness of the plume, hydraulic gradient, hydraulic conductivity, maximum concentration of the contaminant, and the trigger value of the contaminant. The unit of measure is gramme per day (g/d).

The same criteria which are used to decide whether or not remediation is required can also be applied for the decision of whether a remediation could be successfully finished or not.

An important task for the authorities is to check and decide whether it is reasonable to carry out or to continue a planned groundwater remediation or a measure that has already been started, respectively. Many criteria must be considered, e.g. relevance of the groundwater pollution, priorities, and costs. In this regard “amount dissolved” and “mass flux” are important criteria.

* Hessisches Landesamt für Umwelt und Geologie (2008) Handbuch Altlasten Bd. 3 Tl. 7. *Arbeitshilfe zur Sanierung von Grundwasserverunreinigungen*. Wiesbaden, Deutschland: Eigenvertrieb, www.hlug.de/medien/altlasten/abstracts/abstracts.htm.

Heavy Metal Removal from Municipal Solid Waste Fly Ash by Carbo-Chlorination

B. Nowak, L. Kuboňová & F. Winter

TU Vienna, Institute of Chemical Engineering, Vienna, Austria

P. Aschenbrenner & H. Rechberger

TU Vienna, Institute for Water Quality, Resource and Waste Management, Vienna, Austria

Municipal solid waste (MSW) fly ash must not be landfilled directly. Thus, it is deposited either in underground repositories or after hardening (e.g. as slag-ash-concrete). Because of limited landfill volume, costs and sustainability, processes for decontamination of MSW fly ash and a reuse as secondary raw material are necessary.

Heavy metals can be removed from MSW fly ash by mixing the ash with calcium chloride, organic material and water, pelletizing the mixture and treating the pellets in a rotary reactor at approx. 1,000 °C. Volatile heavy metal chlorides are formed and evaporate leaving behind a nearly heavy metal free product.

Batch experiments in an indirectly heated laboratory-scale rotary reactor are carried out. Ambient air is used as gas. The addition of organic material accelerates the removal of Cd, Cr, Ni and Zn significantly. For Cu, the addition of organic material initially has a negative effect; however, after long residence times (≥ 45 minutes) the addition positively affects the Cu removal. Pb is not affected by the addition of organic material; its removal is always high. Cr and Ni can only be removed when organic material is added.

Off-gas analysis of CO, CO₂ and O₂ and TG/DTA-experiments (thermo-gravimetry and differential thermal analysis) reveal that the burn-off of organic material takes place within the heating period (approx. 4 minutes), which leads to locally reducing conditions. On the one hand, some reduced heavy metals have low boiling points, on the other hand the reactions with formed HCl and Cl₂ from CaCl₂ and H₂O or O₂, respectively; to highly volatile heavy metal chlorides are thermodynamically favored.

After a residence time of 60 min, at 1,050 °C > 95% Cd, 67% Cu, 30% Cr, 80% Ni and 83% Zn can be removed from MSW fly ash from the waste-to-energy plant Spittelau (Vienna, Austria).

This research is part of the Vienna Spot of Excellence on Urban Mining which is co-funded by the City of Vienna (ZIT, Zentrum für Innovation und Technologie GmbH) and ASH DEC Umwelt AG. Additionally, the authors want to thank Bedřich Smetana/VŠB TU Ostrava for doing TG/DTA-experiments.

Environmental Assessment for Higher Utilization on Small Old Deposits

E. Huter

Lower Austria Umweltschutz, St.Pölten, Austria

Managing potentially contaminated sites in the province of Lower Austria one specific focus are former municipal landfill sites. In 1997, a guideline describing the procedure of preliminary risk assessments regarding groundwater, surface water, air and soil was developed by experts at the water management department of the regional government. By 1998 this guideline was set compulsory.

Reacting on first experiences of implementing the guideline, a scientific follow-up project "Evaluation and Preliminary Assessment of old Landfills" (EVAPASSOLD) was launched by the year 2000. Having generally limited financial resources the general goal of preliminary assessments is to investigate and assess old municipal landfill sites quickly but accurately for ranking those according to potential hazards. Therefore the goals of EVAPASSOLD have been to check theoretical assumptions of the assessment guideline and to develop new strategies for investigation, assessment and reintegrating small sites to a beneficial use. The project was co-funded under the LIFE-program of the European Commission (Directorate General XI Environment), the Austrian Ministry of Environment, the provinces of Upper Austria and Lower Austria.

In order to gain sustainable economic benefits a sound investigation is the crucial prerequisite to allow and establish land development for trade and industry or housing at contaminated sites. Besides the generally recognised importance of geotechnical aspects, environmental suitability needs to be demonstrated. In particular landfill gas production and other threats to environment caused by the old landfills are of utmost importance. The developed general investigation strategy suggests a combined small diameter probing and sampling to measure the soil vapour composition and taking samples for bioassays. The measurement results should be mapped regarding the ratio of CH₄ and CO₂, which provides an indication of the status according to long-term landfill phases after Rettenberger. Bioassays are used as a complementary tool to control possible inhibitions of landfills gas production and microbial communities through toxic substances. Final assessments regarding remaining gas production potentials of old landfills need to be drawn by relating the results of the applied investigation techniques checked against a general characterisation of the landfill (e.g. age, the quality of the covering surface layer, etc.).

The results of the 15 field studies performed within the project allowed to explain effects observed applying bio-assays and the results of chemical testing. The accordance of bioassays showing an inhibition of more than 50% to test results exceeding accepted generic threshold values for contaminants like metals proved significant. To avoid different physical limitations or interferences for bioassays, which can be induced by heterogeneity of mixed wastes, samples need to be prepared by sieving (4 mm). Regarding plant growth tests, watercress, as well as some kinds of trefoil and timothy grass are suggested. Furthermore the performance of bioassays with higher organisms is useful. The earthworm avoidance test (Yearly 1996, Donat 2004) and the algae test (EN 28 692) showed a particular good accordance at high concentrations of pollution.

The measurement of respiratory activity provides information on the residual and the availability of biodegradable components in samples. Chemical analysis of liquid and solid samples can be reduced to a few parameters only to give a statement for definitive evaluation of the possible site development potential for higher utilization in many cases. A tiered approach to perform investigations stepwise is suggested. Such, significant financial savings on investigation costs at many small old landfill sites should be possible.

Pyrolytic Pretreatment Process for Co-Firing Agricultural Residues

M. Halwachs, S. Kern & H. Hofbauer
Bioenergy 2020+ GmbH, Güssing, Austria

G. Kampichler
EVN AG, Maria Enzersdorf, Austria

The aim of the project is the development and demonstration of a biomass pre-treatment process based on pyrolysis in the temperature range between 450 – 630 °C to split the energy in the biomass into volatiles with a low content of undesired compounds and char, where most of these elements are concentrated.

The externally heated rotary kiln pyrolysis reactor in Dürnrohr is an innovative process technology. The design fuel power is about 3 MW; the pyrolysis gas capacity is about 1.5 MW. Approx. 0.6 – 0.8 tons/hour straw can be processed in the rotary kiln. The process is operated at low temperatures to prevent the entry of corrosive ash elements (K, Cl, S) and additional emissions in the steam boiler of the coal fired power plant. An energetic use of the pyrolysis-charcoal occurs separately in a fluidised bed reactor.

The content of carbon is one of the most important parameters for the quality of the charcoal, as well as the water content, ash content, elemental analysis, particle size, and energy density. The main focus was set on the enrichment of potassium, chlorine, sulphur, sodium and nitrogen in the pyrolysis char, the relationship between pyrolysis gas temperature and tar content, and the results of different feed stock variations.

It can be seen that by increasing pyrolysis temperature, the produced amount of pyrolysis gas increases significantly whereas the amount of char slightly goes back and the mass of pyrolysis oil is reduced heavily. This strengthens the already known fact that a higher pyrolysis temperature forces the production of gas at the expense of the formation of pyrolysis oil. The higher temperature causes the decomposition of oil to gas. Slightly less mass of char results in the fact that more volatile compounds are used to be stripped due to higher temperatures. Increasing pyrolysis temperature causes a raise of energy delivered by pyrolysis gas and char and a drop of the energy delivered by pyrolysis oil. Most of these effects are caused by the different amounts of products that are produced. A further reason is that due to different pyrolysis temperatures the chemical composition of the products is slightly different. So, at lower temperatures in the rotary kiln reactor there are more polyaromatic compounds with a high boiling point formed that have a high heating value.

In addition to the consideration of the energy and mass fractions of pyrolysis gas, oil and char, the distribution of the chemical elements of the feedstock in pyrolysis gas, oil and char is an important aspect. Fortunately chloride and potassium that have a significant fraction in straw are enriched nearly completely in the char. This is a proof that the used technology is suitable for producing a burnable gas that is almost free of corrosion-causing elements.

Several mass and energy balances have been calculated based on measured plant data for different operating points of the pilot plant. Pyrolysis oil to pyrolysis gas ratios are the results of variation of the plant parameters. The high amount of pyrolysis oil in the gas has positive effects to the heating value of the pyrolysis gases. As a reason of that, cold gas efficiencies of 70% are possible. Based on these results, a scale up to a capacity of 30 MW_{th} fuel input is currently investigated.

Natural Bioactive Compounds in Copper Bioremediation

A. Stingu, I. Volf & V.I. Popa

“Gheorghe Asachi” Technical University of Iasi, Faculty of Chemical Engineering and Environmental Protection, Iasi, Romania

Since accumulated pollutants are of concern relative to both human and ecosystem exposure and potential impact, efforts are underway in many countries to control the release of contaminants and to accelerate the removal or breakdown of existing contaminants by appropriate remediation techniques.

There are two possibilities to dealing with heavy metal contaminated soil: phytoextraction and phytostabilisation. Phytoextraction is a non-destructive technique, aesthetically pleasing nature, developed to remove trace elements from the soil through their uptake and accumulation by plants. Phytostabilisation aims to establish a vegetation cover and to promote in-situ-inactivation of trace elements by combining the use of metal-tolerant plants and soil amendments that help reduce the mobility and toxicity of pollutants and, at the same time, may increase soil fertility and improve plant establishment.

Natural organic acids have been proposed to enhance phytoextraction due to their higher biodegradability, but they can also be a drawback for efficient phytoextraction. It was noticed that citric, oxalic, vanillic and gallic acids, applied at 10 or 20 mM/kg, solubilised significant amounts of Zn, Ni, and Cd from soil.

The aim of this research work is to investigate the influence of spruce bark natural bioactive compounds on copper bioaccumulation in rape plant. Germination tests experiments were carried out in the presence of different polyphenolic aqueous extracts and various copper ion concentrations (10, 25, 50 mg/litre CuSO_4). The aqueous extracts were obtained from 5, 10 and 20 g of spruce bark raw material resulting in a dry matter content of 0.580, 1.004, 1.912 g/litre. To evaluate the effects of spruce bark polyphenolic extracts the following parameters were determined: content of the chlorophyll a and b, copper ions concentration at roots level and their translocation to shoots, as well as bioaccumulation of copper in different parts of rape plantlets. Biometric measurements of roots and hypocotyls length and quantitative determinations of roots, hypocotyls, cotyledons were carried out to establish the modifications in the growth and development process of rape plantlets.

The results showed that the presence of spruce bark extracts in a copper contaminated environment stimulates the development of rape plantlets and block the access of heavy metal to the plant. It was observed a decreasing trend of rape plantlet length with increasing copper concentrations. This trend was temperate by the presence of spruce bark polyphenolic extracts in the growth medium in concordance with the natural bioactive compounds and copper ions concentrations. The tolerance to copper ions, reported to the rape plantlet length and both fresh biomass, was stimulated under polyphenolic compounds treatment.

Copper concentration in rape plantlet increases, predominantly into the roots level, by increasing copper contamination level in the growth medium and bioaccumulation factor decrease with increasing copper concentration.

It seems that the natural bioactive compounds from spruce bark aqueous extract interact with copper ions, decreasing the availability of copper ions in soil and allows a properly development of rape plants, even in a heavy metal contaminated environment. Spruce bark extract could be used, depending on the extract concentrations and copper level contamination, both as assisted phytoremediation amendments and plant protector. In the case of a concentration of 191 mg/litre in total polyphenolic content, spruce bark aqueous extract is capable of modifying the bioavailability of heavy metals in soils and stimulate copper bioaccumulation. Therefore, it could be properly used as a natural amendment to improve phytoremediation.

Hydrocarbon Decontamination in Groundwater Bearing Formation near Zürich

Y. Zippert & B. Trommer

Basler & Hofmann AG Consulting Engineers, Zürich, Switzerland

Although searches for underground contaminations are a matter of course during new urban building projects, there is still a risk that contamination can occur during construction. The following example will report on such an incident. This case is interesting, because massive, extensive hydrocarbon contamination was found just below the foundation level in a high permeable groundwater bearing formation and it was essential to recover them.

The discussed site is situated a few kilometers west of Zürich. The underground is geologically characterized by a 2 m thick clay formation, which builds up the surface sediments. Below this formation there is a 10 m thick gravel-formation, which is very important for the drinking water supply in this region.

The area focused on has over a hundred years of industrial history. Research carried out prior to the constructions showed, that the handling of oil and petrol started at the end of the 19th century and continued to the late 1960s. Beside reloading points there was a warehouse for barrels, a barrel wash, a petrol house, a store containing decorating materials, a garage and a locksmith.

Several accidents with dangerous groundwater liquids are known. These are dated between 1956 and 1971. During the first accident about 100,000 litre of petrol were lost due to a corroded pipe and later 19,000 litre were lost from the basement of the petrol house. Decontamination arrangements by pumping the petrol followed every time.

Just prior the building pit being completed massive contaminations were found about 4 – 6 m below surface. Workers reported both headache and nausea. At this stage experts from Basler & Hofmann were consulted. A huge drilling campaign followed. We highlighted a 3,500 m² large contamination lying in the groundwater sediments composed of petrol, heating oil and technical oil. A risk assessment highlighted that it was essential to remove the contamination. The size of the contamination, the permeability of the groundwater bearing gravel and the presence of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) temporarily bound to the groundwater proved to be a huge challenge for both the planning and the actual process of the removal. A huge groundwater drawdown and groundwater purification was not viable because of the costs. We solved the problem by constructing 6 smaller pits within a pit. Every pit was surrounded by sheet piling and had about 3 – 5 filter wells for a groundwater drawdown of about 2.5 m. Then two filter wells were attached to an activated charcoal facility. When the filter wells started, the groundwater was PAH loaded. The groundwater quality improved quite quickly, so the wells could be cut from the charcoal facility and the water was discharged into the Limmat river. Then the next two filter wells started their work and so on. In this way it was possible to pull down the groundwater level in a pit to the planned level. Digging work then commenced. In the meantime the drawdown in the second pit started. After the first pit was decontaminated, it could then be refilled. This process insured that we were able to effectively manage the decontamination. In total we were able to recover 15,000 tons of hydrocarbons in a very short period. 80% were classified as special waste and were delivered to a soil wash center. We would like to highlight that volatile compounds were still present after more than 30 years and therefore the use of personal protective equipment was essential that is to say inhalation protection masks and ventilation.

Decision Tool for the Selection of the Most Appropriate Remediation Technique

W. Friesl-Hanl, F. Wittstock & C. Bayer
AIT Austrian Institute of Technology GmbH, Seibersdorf, Austria

M. Puschenreiter & W.W. Wenzel
University of Natural Resources and Applied Life Sciences, Vienna, Austria

Metal contaminated arable sites are mostly due to anthropogenic activities such as mining and smelting or farming practice and entail risks for environment and human health.

Remediation of large-scale contaminations is required. Hard techniques such as excavation and soil washing or dumping somewhere are often not appropriate or not necessary. Soft techniques such as phytoextraction, BCS (bioavailable contaminant stripping) or in-situ-immobilisation could be more adequate in relation of keeping soil functions alive and also the soil structure is not affected negatively.

Developing a simple decision tool for choosing the best technique for a certain soil is a topic of this project (NUTZRAUM – Innovative in-situ-methods for remediation of old landfills and contaminated sites).

We started our experiments with 10 different soils from Central Europe (CZ, SLO, SK, HU, AT) mainly contaminated with Cd, Zn, and Pb. Batch experiments were conducted as well as basic characterisation of the soils. Based on these investigations we choose seven soils for further experiments.

The following classification of the contaminated soils was conducted:

- high totally available pool, high labile pool,
- high totally available pool, low labile pool,
- low totally available pool, high labile pool and
- low totally available pool, low labile pool.

To classify the soils for one of the remediation options, a pool based model was used. If a soil had a high totally available pool and a high labile pool, immobilisation was seen as most effective; high total pool and low labile pool would result in the application of BCS; low total pool and high labile pool in phytoextraction.

Beside the classification according to the concept, all soils were treated with each remediation technique in a pot experiment (5 kg of soil per pot were treated with 3% (w/w) of the following amendments: ERZ (siderite containing material); LOA (loamy powder, used in brick production) or GS+RM (2.5% gravel sludge + 0.5% red mud, already used in field experiments. Finally, spring barley (*Hordeum distichon*, cv Bodega) was planted in the pots.).

The results of the experiments confirm in most cases the classification of the concept but also borderline sites could be identified.

The developed decision tool is able to support a clear classification of appropriate remediation techniques for certain soils. In cases at the borderline (phytoextraction and immobilization is possible) additional data of the sites are necessary for a clear decision e.g. future use of the site, available time for remediation, use of biomass as alternative possibility, etc.

Continuous Measurement of Waste Material Volume Flow

Y. Schockert, M. Baczyk & T. Pretz

Department of Processing and Recycling (I.A.R.), RWTH Aachen University, Aachen, Germany

In waste treatment plants, volume flow rates are usually determined discontinuously. Short-term variations in the longitudinal as well as transversal loading of the conveyor belts are not detected. A method for a detailed and time-dependent measuring of volume flows is being developed at the I.A.R. With this method, the volume flow rates are measured continuously. At the same time information about the arrangement of waste material on the belt is given. The continuous measurement of the volume flow is based on the principle of laser triangulation. A line laser projects a contour line onto the material to be measured. The light of the line is reflected by the surfaces of the material and continuously recorded by a camera. The camera takes around 100 pictures per second. From these single pictures an evaluation software develops a “contour image” without gaps. The greyscale on this picture gives information about the different heights on the conveying belt. This is required for the determination of the volume and the current distribution of the waste material on the belt. The measurement setup contains a camera with a CMOS-sensor. It takes around 90 frames/sec. With a conveyor belt speed of 0.5 m/sec., height information of about 6 mm of the conveyor belt can be recorded with every picture. The costs for a suitable camera amount from 250 – 1,000 Euro. Furthermore a line laser with a focusable range between the belt surface and 40 cm above the belt surface is applied. Line lasers with the necessary precision are available from 100 – 300 Euro. The evaluation software was developed in the LabVIEW research environment of National Instruments (NI). It composes the single pictures of the contour line into a continuous contour image and determines the volume and distribution on the belt surface with the help of further algorithms. A complete data acquisition is achieved when the picture-taking rate of the camera is adapted to the speed of the conveyor belt. The rate depends on the exposure time, the processing time and the rest period. The exposure time is set by the user depending on the brightness of the surroundings and the desired length of the conveyor belt to be covered by the picture. The longer the section of the conveyor belt to be observed, the longer the exposure time should be set. The processing time is constant for a set line length and takes a few milliseconds. The rest period fills the time before the next exposure and is variable. The measuring setup is contactless and can be retrofitted in existing plant components. During an experiment in a bio-mechanical treatment plant the setup was built on a trough conveyor behind a metering screw. After the measurement of the empty volume of the belt, the setup was calibrated with objects of known volume. Over the measuring period of 4 hours a volume flow rate of nearly 34 m³/hour was measured. The difference between this volume flow rate and the volume flow rate determined with the bulk density was around 1 m³/hour. Furthermore the continuous data had shown that the average volume of the loading took 20 litre/picture, with extreme values of 0 and 185 litre. In the cases of exceptional big volume flow rates, lumping of waste material or not reduced elastic material was detected. At the same time a changing of the loading across the belt could be noticed. Normally the loading of the conveyor concentrated on the left side, because of the arrangement from the metering screw and the conveyor belt. In the cases of big volume flow rates the main loading could be found in the middle or on the right side of the belt. This originated in the shape of the belt which promoted a shifting of big volumes. In the future, plant control could be supported by the continuous measurement of volume flow rates by a direct data transfer between the measuring equipment and the different aggregates. In the case of uneven volume flows, counter measures can be taken, e.g. by adapting the feeding of the material. Other advantages derive from the singling of material flows for sensor-based sorting machines.

Determination of the Biological Activity of Industrial Wastes

M. Rapf & R. Pflantz

University Stuttgart, Institute of Sanitary Engineering, Water Quality and Waste Management, Stuttgart, Germany

To prevent the formation of landfill gas and organic load in the leachate, the legislator limits the content of organics in wastes to be stored in overground landfills as well as in stowing mines. However, the new German Landfill Ordinance (2009) as well as the Stowing Ordinance (2002, 2004) allow exceeding these limits, provided that the named emissions are not caused or increased by the organic content of the waste.

Until today the question is unsolved, how to replace the inappropriate parameter TOC to determine the organic, or the biodegradable content respectively, of wastes to be landfilled or stowed. Also the newly admitted parameter elementary carbon (EC) is not only difficult to perform, but leaves certain problems unsolved, as e.g. some of the non EC-organics in industrial wastes are not or hardly biodegradable and hence do not cause the forming of dangerous gases.

The UNI Stuttgart has therefore developed one biological test for industrial wastes to be stowed underground – the TOCbio, and is currently developing one for industrial wastes to be landfilled overground, the RA-HW. Both new tests will allow many suitable hazardous and non hazardous industrial wastes to be disposed of in cheap and environmentally compatible ways.

In the present article, the method of the TOCbio will be described, and exemplary results and their consequences will be shown. Furthermore the first results of the RA-HW development will be presented.

TERQ (Transparent Toxicological Exposure Risk Quantification)

P. Raumauf & C. Gikopoulos

HPC Austria GmbH, Laxenburg, Austria

The goal of TERQ is the transparent quantification of toxicological risks (Transparent Toxicological Exposure Risk Quantification). The TERQ is used to evaluate the transparency concerning acceptable toxicological health risk in relation to the planned and compatible site use and is taking into account the site specific multiple pollutant exposure. The TERQ is also regarding to the provisions of national law for the possible site use scenarios.

The statement, whether the exposition of a pollutant is harmful or not, is not sufficient. Health risks on contaminated sites can only be quantified site- and use-specific in consideration of the multi-substance-pollution with the TERQ.

By using the national laws, like in the U.K., U.S.A., Germany, France, Spain, etc. the TERQ defines remediation goals for acceptable health risks. So, for example the maximum additional population-carcinogenic risk in case of 1 to 100,000 (= individual carcinogenic risk of 10^{-5}) is mostly defined as the limit value.

Based on human toxicological acceptable daily intake doses the TERQ realization allowed a comprehensive transparent risk assessment and the definition of acceptable residual concentration for acceptable residual risks and ensures a maximum of legal safety under regard of:

- the current site use activities and infrastructure equipments,
- the different types of site users,
- the sub-soil characteristics, the concentration of the pollutants in all exposure paths ways (as soil, water, soil gas, vegetables, air, etc.) and
- the background-concentrations.

The realisation of the TERQ is a possibility for an objective, scientifically based proceeding of risk assessment and for the definition of remediation goals (as residual acceptable concentrations) for acceptable health risks (regarding also natural attenuation, etc.) by ensuring transparent risk quantification versus “black box”-modelling. It guaranties maximum legal safety and clean-up cost optimisation for site owners, investors and operators. This approach ensure also a maximum of investment safety.

Investigation of Inhomogeneities in Mono-Landfills Using Geoelectrics

D. Sager

University of Leoben, Institute for Sustainable Waste Management and Technology, Leoben, Austria

E. Niesner

University of Leoben, Chair of Geophysics, Department of Applied Geological Sciences and Geophysics, Leoben, Austria

Boreholes yield detailed one dimensional information on the vertical structure of a landfill, but only rare data on the areal extension of inhomogeneities. Geophysical methods provide a great many of possibilities to show the extension of inhomogeneous zones in two and three dimensions.

The goal of this paper is the investigation of a salt horizon within a filling compartment of mono-landfill for mineral residues (bottom ash and residues of air pollution control). This inhomogeneity, with a thickness of a few decimeters, was previously detected by drilling in a depth of seven meters. As the occurrence of salts generally increases the electrical conductivity and hence lowers the electrical resistivity the geoelectrical method is applicable concerning this type of problem.

In detail the multielectrode geoelectrical method and the electromagnetic method were used. With these methods the extension of the mentioned salt horizon was investigated and the results of these measurements were compared to results collected in a second filling compartment of this mono-landfill. Here previously no inhomogeneity, like a salt horizon, had been detected by drilling. In summary at both filling compartments four multielectrode profiles were measured – each one with a length of 193.5 m (130 electrodes) and one with a length of 103.5 m (70 electrodes). The spacing used on these profiles was 1.5 m. Additionally two parallel electromagnetic profiles with a point spacing of 2 m and 50 length were measured on the slope of the deposited residues between the two filling compartments.

As a main result it was able to detect the salt horizon at a depth of about 7 m and its areal extension and additionally differences between the two filler compartments with both methods but the multielectrode method provides more details. Mineral residues, in particular bottom ash and residues of air pollution control, obtain comparable high salt content. In general values for electrical resistivity of about 150 Ohm were measured. Within the filler compartment without inhomogeneity the minimal value of electrical resistivity is < 10 Ohm. The measured resistivity of the salt horizon is 25 Ohmm. It was remarkable that not only in a depth of seven meters an inhomogeneity could be detected but also in a shallower depth of about 2 m. These low values of electrical resistivity indicate high ionic concentration and the possibility of the formation of salt rich layer as a result of saturation and precipitation. Further investigations have to be made to fully understand the areal extension and to discuss the possibility of a second salt horizon.

These geophysical measurements show the current situation within the landfill. But it is also possible to follow changes of chemical or physical properties, caused e.g. by chemical processes like dissolution and precipitation or mechanical processes like compaction and reduction of grain size, by repeating the measurements periodically. Thus also the development of solid phase and consequently of leachate during the operating phase of a landfill may be shown to obtain better understanding on the behavior of deposited residues.

Design of Biocovers Supporting In-Situ-Aeration of Old Landfill Sites

M. Hrad & M. Huber-Humer

BOKU-University Vienna, Institute of Waste Management, Vienna, Austria

B. Wimmer

AIT Austrian Institute of Technology, Seibersdorf, Austria

Landfills and old waste deposits are regarded as a major source of anthropogenic methane (CH₄) emissions worldwide. The in-situ-aeration of old landfill sites (by means of low pressure air injection) offers the possibility of sustainably reducing and controlling the amount of CH₄ emissions from landfilled waste with high organic content. Landfill cover systems (biocovers) could be applied as a complementary strategy to forced in-situ-aeration mitigating diffuse and residual CH₄ emissions of the landfill body.

The Austrian interdisciplinary project on remediation of old sites and dumps (“Nutzraum”) aims to derive design criteria for optimized composition of a biocover that is capable of supporting the in-situ-aeration of old municipal solid waste (MSW) landfills regarding water balance and emission mitigation. Within this framework, three experimental CH₄ oxidation biocovers using different substrates to support growth of methanotrophic bacteria as well as one control cover have been installed in parallel in lysimeters under natural conditions. The large scale lysimeters, each measuring 2 m x 2 m x 3 m, consisted of 1 m thick substrate layer underlain by a 0.2 m gas distribution layer and 1.5 m layer of fresh municipal solid waste. In contrast, the “control” lysimeter included only a 0.5 m substrate layer. Before the lysimeter experiment was conducted, pre-investigations in the laboratory have been carried out to check material suitability in terms of air permeability at different moisture contents and CH₄ oxidation capacity.

The lysimeter experiment is still running. The paper focuses on data concerning the relative emission reduction effect of the passive biocovers prior to in-situ-aeration. The methane oxidation efficiency of the biocovers was determined by gas composition and temperature profiles measured within the lysimeters and surface flux measurements as well as surface methane concentration screenings. In addition, methane oxidation was quantified at selected dates using stable isotope methods. The surface flux measurements were conducted using a closed dynamic chamber, which was constructed specially for this project. The challenge was to include the aeration pipe (D = 6 cm) of the lysimeters into the design of the accumulation chamber in order to cover the whole lysimeter surface (4 m²) without disturbing the measurement procedure. Laboratory tests were conducted to verify the performance and accuracy of the measurement system under different known CH₄ and carbon dioxide (CO₂) fluxes.

Among the four biocovers studied, CH₄ emissions could only be detected from the biocovers with mineral soil covers (lysimeters C and D), whereas no CH₄ emissions were measured on the biocovers with mature sewage sludge compost and sand/compost mixture, respectively (lysimeters A and B). The biocovers were fed with biogas directly from the waste mass; therefore, it was not possible to control the upward biogas flux. It should be noted that CH₄ production developed differently in the solid waste layers and methane load of lysimeters A and B did not indicate the same range as in lysimeters C and D. Stable isotope analyses as well as gas composition and temperature profiles of lysimeters A and B revealed that CH₄ was reduced in the gas distribution system and in the waste itself. However, the mature sewage sludge compost (SSC) placed in lysimeter A showed, in principle, very promising results regarding the optimal ambient conditions for methanotrophic bacteria. Compared to the other biocovers, the SSC-cover was capable of retaining the moisture content and the temperature profile at an optimum level as suggested by other research studies.

Rotteballendeponie Pill – Remediation by In-Situ-Aeration

H. Passer

Passer & Partner ZT GmbH, Innsbruck, Austria

H. Kraiger & K. Finsterwalder

GWU Geologie – Wasser – Umwelt GmbH, Salzburg, Austria & Finsterwalder Umwelttechnik GmbH & Co KG, Bernau-Hittenkirchen, Germany

The “Rotteballendeponie Pill” is an approx. 0.3 km² large landfill in the Tyrolean communities Pill and Weer. The area is located on the orographic right bank of river “Inn”. Its total capacity is approx. 994,000 m³, 813,200 m³ domestic waste and 180,800 m³ demolition waste and excavation material. The landfill operation started in 1973 and lasted until 1990. The landfill was reported as contaminated site (priority 2) in 1993. In 2004 it was determined to start the remediation, limited to the western part of the landfill, which contains younger deposits (area 0.2 km²).

The bedrock below the landfill is composed of homogenous gritty sediments, with various amounts of sandy and rocky components. The depth of these well permeable sediments varies between 20 – 70 m, followed up by finer-grained sediments. The average groundwater level ranges between 5 – 11 m beyond surface. There is no ground water use in the vicinity of the site.

Before deposition the shredded and watered waste was exposed to a rotting process, which lasted 4 – 6 months. The biological decomposition started rapidly, approx. 85% of the possible aerobic decomposition was finished within this pre-treatment period. The subsequent anaerobic decomposition in the landfill was also definitely more rapid than without pre-treatment.

The implementation concept for the remediation of the site is based upon a complete in-situ-aeration of the western part of the former landfill. The aeration of the waste occurs by injection of ambient air into the pore space underneath the waste. The aeration reduces ammonium (NH₄) by converting it into nitrate as well as the amount of organic carbon by converting it into carbon dioxide.

Before the start of the operation a preliminary test, which lasted 6 months, was carried out. The results were promising, several improvements for the normal operation could be considered.

Continuous work started in December 2009. The landfill is aerated by 216 aeration-wells, controlled by four compressor stations. The wells are situated in a 30 x 30 m grid. Other than the four compressor stations the whole equipment is situated below surface, which allows an unobstructed further agricultural use of the area.

The period of aeration will take at least seven years. Based upon the results of the preexaminations NH₄ was identified as indicator for the success of the method. As protection goal a concentration of 2 – 3 mg/litre NH₄ in the ground water and a 75% reduction of the NH₄-emission was determined.

The monitoring of the progress and the success of the operation is carried out by several measurements (analysis of landfill gas, ground water and waste, registration of the temperature and barometric pressure inside the landfill).

The in-situ-aeration of the former landfill “Rotteballendeponie Pill” allows a significant reduction of ammonium emission into ground water, more over this innovative method offers several additional advantages (short construction period, little consumption of agricultural area, marginal disturbance of land use, low emissions of dust and noise during construction and operation).

Soil Washing of PCBs-Contaminated Sites

A. Bezama, N. Rodríguez, A. Araneda, R. Barra & R. Quiroz

University of Concepción, Environmental Sciences Center EULA-Chile, Concepción, Chile

A. Flores & E. Pereira

University of Concepción, Department of Analytic and Inorganic Chemistry, Concepción, Chile

The large number of industries present in the Region of the Bio Bio, Chile, opens a broad range of potential sources of contamination for soil, surface- and groundwaters. These industrial activities generate different types of solid and liquid wastes and off-gases, many of which are not treated suitably. One of the most important pollutants in this sense is the group of the polychlorinated biphenyls, also known as PCBs. Being the Region of the Bio Bio the second area in Chile where these substances were utilized the most, this work focuses on PCBs, by recognizing them as a major regional concern of pollution in the atmosphere, soils and aquifers. Conventional groundwater treatment methods, e.g. based on sorption onto granular activated carbon, are in many cases not very effective, in particular for PCBs, which are characterized by their low vapor pressures, high affinity to organic matter and low solubility in water.

On the other hand, nowadays there is a generalized search for appropriate and advanced soil and groundwater remediation technologies. Moreover, the inclusion of the regional conditions to this technology development is highly appreciated. In this regard, goal of this work is the implementation of a remediation technology for soils contaminated with PCBs, through the identification and selection of cleaning solutions.

The selection and optimization of variables influencing the extraction of PCBs was performed using a multivariate method that allows for a screening of variables, selecting the significant coefficients of a polynomial response. This polynomial is obtained by linear regression of experimental data for a full factorial design. The variables considered for this assessment were: organic matter, agitation rate, pH and fraction of water in water-methanol extraction solutions.

Soil samples were collected from nearby marine environments, characterized by a distribution of fine sand and conditioned in terms of their organic matter content, with the addition of corn starch. Finally, pH was conditioned using methanol-water mixtures with HCl and adjusting the pH by NaOH.

Soil spiking was performed by adding 45 μL standard certificate of PCBs (PCB Mix 3: 28, 52, 101, 180, 138, 153) to 2.5 g of the prepared soils. Subsequently, the sediment was agitated to homogenize the matrix along with the standard 24 hours in a rotary shaker.

For the desorption evaluation, each soil sample was added a washing solution, which in this case was a mixture of methanol-water in different proportions. For the interaction of different blends with contaminated soil took a rotary shaker Gerhardt Rotoshake model RS 12 – 20 °C and under conditions of 100 rpm rotation speed and time determined according to experimental design.

Based on the obtained results, best conditions for extraction of PCBs were determined and it was concluded that it is possible to obtain a mixed, water-soluble solution which could be treated in a passive remediation system such as reactive walls in a subsequent remediation step.

Comparison of Different Treatment Approaches for Municipal Landfill Leachate

G. Kalčíková

Brno University of Technology, Faculty of Chemistry, Brno, Czech Republic

J. Zagorc-Končan & A. Žgajnar Gotvajn

University of Ljubljana, Faculty of Chemistry and Chemical Technology, Ljubljana, Slovenia

The aim of our study was to compare different treatment methods, to determine an effective treatment method for municipal landfill leachates. First, the investigated leachate, originated from closed and still active parts of a regional municipal landfill were physico-chemically characterized. Toxicity of raw landfill leachates was assessed by acute toxicity tests using bacteria *Vibrio fischeri*, water flea *Daphnia magna* and mixed bacterial culture – activated sludge. Biodegradability in common environmental conditions was assessed by determining the oxygen demand in a closed respirometer and biodegradability in wastewater treatment plants was simulated by static Zahn-Wellens test.

According to all previous tests, Fenton oxidation, adsorption on activated carbon and adsorption on zeolites were investigated as possible appropriate treatment procedures for investigated landfill leachates. Biological treatment was also simulated in a laboratory scale sequence batch reactor (SBR). Higher treatment efficiency of Fenton oxidation was observed with using a 1 : 10 ratio of reagents Fe^{2+} : H_2O_2 . Adsorption on activated carbon resulted in 50% treatment efficiency. Adsorption on zeolites successfully removed significant amounts of ammonium nitrogen. Treatment in SBR was not effective.

Even though in some cases pollution of investigated leachates decreased, there was not enough efficiency in the treatment methods to fulfill all required effluent limits for discharging landfill leachates into surface water.

Harmandali Landfill Site – From the 1990's Till Today

S. Bastan Yılmaz, E. Erdin & G. Akıncı

Dokuz Eylül University, Faculty of Engineering, Environmental Engineering Dept., Buca/Izmir, Turkey

E.B. Özkaraova Güngör

Öndokuz Mayıs University, Faculty of Engineering, Environmental Engineering Dept., Samsun, Turkey

Being the third largest metropolitan area of Turkey, the city of Izmir has a fairly decent solid waste management system compared to other parts of the country. The system is comprised of a sanitary landfill, a composting plant and a transfer station. The Harmandali landfill site forms the core of the waste disposal system and is in operation since 1992. The landfill has a gas collection and flaring system but lacks of a state of the art leachate collection and drainage network. The natural topography of the area allows the leakage, getting collected by a rectangular open ditch system at the lower elevations of the landfill site. The collected leachate is then pumped to a chemical-physical (CP) treatment plant where it is treated for decontamination.

In the early 1990's, deciding for a new landfill site was an urgent necessity. There was a congestion of waste in the city. The city grew and a landfill in Bayrakli swamp had to be closed and another landfill in Cigli had to be ameliorated. A similar situation is also seen nowadays. This time, it should be decided on a technology intensive method instead of a land intensive method for solving the waste problem in Izmir.

The landfill has such a topography that EGE-KOOP (Aegean Residence-Building Cooperation) could have developed perfect projects for housings there. This site was selected for landfilling purposes. According to the DSI's (State Hydraulic Works) report from 24th of September 1998, Harmandalı landfill does not have any potential to pollute the ground water.

Harmandali landfill was opened in 1992 and its area is approx. 900.000 m². A research of the hydrological and geological conditions was made by Hacettepe University to determine whether any work is needed to protect the region's ground and surface water resources from the leaking and floating of waste. According to the geological survey report, the field permeability coefficient is 10⁻⁷ m/second and clay is covered with a silt material.

These advantageous conditions can meet the requirements for landfills in Turkey.

Toxicological Investigations for the Preparation of an In-Situ Remediation

K.W. Wruss, O. Mann & T. Marosits
ESW Consulting WRUSS ZT-GmbH, Vienna, Austria

P. Schöberl
Wien Energie Gasnetz GmbH, Vienna, Austria

Pursuant to a cooperation agreement between Wien Energie Gasnetz, ESW Consulting WRUSS and IFA-Tulln, the adoption of a microbiological in-situ-process was evaluated and optimized as part of a major remediation project following an experimental approach that employs specially designed bio-reactors developed by IFA-Tulln. ESW Consulting WRUSS analyzed all parameters specified in this project under the term "special analytics" and was responsible for the toxicological investigations. The objective was to analytically augment the degradation tests in the IFA-Tulln bioreactor and provide toxicological advice by selecting critical parameters and an appropriate specially designed bio-test assembly.

The investigated samples of the hotspots showed characteristic individual compositions of contaminants. Within the critical parameters analyzed, 16 Hetero-PAHs were determined among other components, where ESW Consulting WRUSS took the decision on the selection in relation to location and its anticipated toxicological relevance. In contrast to the 16 EPA-PAHs, a common standardized overall parameter does not yet exist for Hetero-PAHs, since they have received only limited attention in the past, although their toxicology is similarly relevant and they coexist in noteworthy concentrations with PAHs. For the graphical interpretation, a common overall parameter was computed in analogy to the 16 EPA-PAHs for the 16 selected Hetero-PAHs. This parameter facilitated a good comparison with the total 16 EPA-PAHs. At some sampling points, very high Σ Hetero-PAHs values were measured, the Σ Hetero-PAHs were partly higher or often at least in the same order of magnitude as the Σ EPA-PAHs. This finding emphasizes the importance of the so far scarcely monitored Hetero-PAHs.

As this is a matter of rather complex mixtures of pollutants in groundwater with multiple interactions that cannot be adequately assessed by chemical characterization only, bio-tests were applied for toxicological assessments in addition to chemical investigations. The applied combination of investigation methods facilitates description and assessment of the effect of in-situ processes. This additional biological evaluation approach highlights the impact of environmental chemicals rather than the presence of potential contaminants.

Within this project, the performance of a selected bio-test assembly was thoroughly investigated with actual complex contaminated mixtures on hand from existing gas works. In general, the selected test assembly correlated very well with the observed pollutants, which confirms the appropriateness of the specially designed assembly and the selected chemical parameters. All samples showed diminishing toxicity with decreasing concentration of the measured contaminant parameters. There is a high probability that no increased toxicity levels may be expected during the degradation process. Obviously, all these statements can only directly relate to the results obtained from the biological test assembly; however, it was selected in such a way that general eco-toxicological conclusions are feasible. It is encouraging that relatively similar toxicological effects were observed in biological test systems, with comparable concentrations of pollutants, but independent of the sampling point and the sampling time. This supports the assumption that during degradation the toxicity correlates fairly well with the observed chemical parameters and implies a good reproducibility of the employed bio-tests.

As result of the toxicological monitoring of degradation processes conducted by IFA-Tulln in a biological test assembly, the potential performance of an in-situ remediation could be simulated. The results obtained are very suitable for forecasting future changes of groundwater composition during and after hot-spot remediation and also for the monitoring of ongoing in-situ remediation at the site of Gasworks Simmering.

Optimization of PAH-Degradation under Nitrate Reducing Conditions

J. Ausserbrunner, J. Schritter, K.E. Scherr & A.P. Loibner

University of Natural Resources and Applied Life Sciences, Vienna, Institute for Environmental Biotechnology, Dept. IFA-Tulln, Austria

P. Schöberl

Wien Energie Gasnetz GmbH, Vienna, Austria

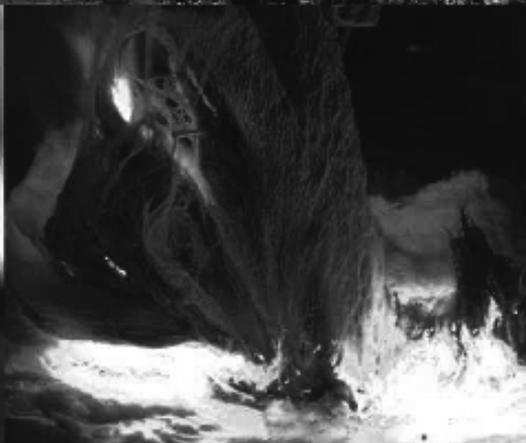
Based on their high eco-toxicity polycyclic aromatic hydrocarbon (PAH) contaminations pose a continuous risk for soils and groundwater ecosystems. PAHs are ubiquitously present pollutants with a carcinogenic and mutagenic potential. Their solubility in water decreases with an increase in molecular weight. These hazardous contaminants, mostly formed as a result of coal gasification, are of significant concern for site remediation causing high technological and financial expenses. Therefore, the demand for more cost effective and efficient remediation technologies has increased. A promising new technology is in-situ-bioremediation of PAH-contaminated sites under anaerobic conditions.

The aim of this research was to enhance the anaerobic microbiological degradation of the mobile PAH fraction in a simulated aquifer. One of the objectives was to develop a bioremediation procedure under optimized nitrate reducing conditions. A further issue was to determine eventual mobilization effects on the pollutants during this process.

An essential criterion for a successful in-situ-bioremediation is the improvement of the application of electron acceptor regarding biodegradation performance and accumulation of intermediates. The amendment of nitrate as an electron acceptor offers various advantages over the classical approach to apply gaseous oxygen, which is known for its low water solubility and thus limited radii of influence (ROI). Hence, the application of nitrate to enhance anaerobic biodegradation was investigated as it has not been characterized thoroughly for field application yet.

The experiments were set up in six bioreactors (mainly polyacrylics, 1.5 m length, 0.25 m diameter) which were preceded under anaerobic conditions. The columns contained contaminated aquifer material, saturated with groundwater from two hotspots collected at a former coal gas plant. One hotspot, sampled in two different depths, contained only PAH. The other hotspot was additionally contaminated with BTEX (Benzene, Toluene, Ethylbenzene, Xylenes). The bioreactors were operated in continuous flow mode over 15 months, adapted to the field groundwater velocity at the given site. Two different set-ups were implemented. One using original ground-water in closed loop to determine changes in PAH concentrations with constant application of nitrate (1 g L^{-1}). The second parallel was operated with artificial, uncontaminated ground-water in flow-through mode to control the leaching behaviour of free-phase and sorbed contaminants. For the flow-through mode bioreactors different dosages of nitrate were added (up to 5 g L L^{-1}). Operational ground-water parameters like NO_3^- , NH_4^+ , NO_2^- , SO_4^{2-} , SO_3^{2-} , PO_4^{3-} , Na^+ , pH, LDO, conductivity, ORP and pollutant concentrations (PAH, BTEX) were analysed in time dependent intervals. Furthermore various toxicity tests were performed at preset intervals by ESW Consulting WRUSS to monitor eventual changes caused by microbial processes.

Up to the current date the pilot scale experiments in the bioreactors have shown, that nitrate addition increased and influenced the degradation capacity of mobile and mobilized PAH.



UNIVERSITÄTSLEHRGANG

RECYCLING

TECHNOLOGIEAKADEMIE • BERUFSBEGLEITENDE WEITERBILDUNG



MONTAN
UNIVERSITÄT

WWW.UNILEOBEN.AC.AT

Autorenverzeichnis

A

Adam, J.	681
Adami, R.	451
Akinci, G.	121, 795
Al-Ahmad, M.	99
Alexiew, N.	555
Antrekowitsch, H.	301, 711
Araneda, A.	787
Aschenbrenner, P.	685, 739
Ausserbrunner, J.	803

B

Bachofner, A.	537
Baczyk, M.	765
Barra, R.	787
Barth, M.	173
Bartl, A.	407
Bastan Yilman, S.	795
Bayer, C.	761
Beckmann, M.	345
Behrens, W.	489
Beigl, P.	237
Bernhardt, D.	345
Berninger, B.	637
Bezama, A.	593, 787
Bilitewski, B.	339, 589
Bockreis, A.	371
Böhm, A.	691
Brandner, V.	499
Braschel, N.	629
Bröcker, C.	483
Brooks, L.	271, 695
Brüning, R.	201
Brunn, L.	589
Brunner, P.H.	525
Budde, F.	117
Burkhardt, G.	213

C

Chen, D.	113
Chen, X.	105
Chlan, P.	117
Christen, C.	381
Conrad, R.M.	433
Curtis, A.	695

D

Daehn, C.	227
Degener, P.	117
Delfs, N.	397
Dobay, F.M.	397
Döberl, G.	413, 429

Dorn, T.	113
Dornbusch, H.-J.	233
Dörrie, T.	425
Douglas, C.	593
Draganov, L.	577
Draxler, J.	327
Düring, A.	537
Duspiva, F.	307

E

Eggenberger, U.	723
Egloffstein, T.	213
Eisenberger, M.	159, 207
Eisenriegler, S.	195
Enderle, B.	201
Englisch, M.	673
Engstle, V.	703
Erdin, E.	121, 795

F

Felber, J.	177
Fellner, J.	525, 685
Fercher, E.	271
Finsterwalder, K.	477, 549, 783
Flachberger, H.	263
Flamme, S.	113, 633
Flores, A.	787
Flury, B.	723
Frei, U.	381
Fremgen, B.	505
Friese, M.	589
Friesl-Hanl, W.	425, 761

G

Galler, R.	403
Gamperling, O.	601
Gasparin, J.	385
Gäth, S.	289, 375, 609, 613, 689
Gelbmann, U.	597
Gikopoulos, C.	773
González, A.	669
Grech, H.	367
Greßlehner, K.H.	715, 719
Grieger, S.	289
Gruber, G.	573
Grünberger, M.	605

H

Haberschreck, E.	167
Haider, F.	703
Halwachs, M.	749
Hauer, W.	141

Held, K.....	715
Herbst, W.....	233
Hermann, L.....	385
Himmel, W.....	127
Hjelmar, O.....	85
Hofbauer, H.....	749
Hofer, D.J.....	167
Hoffmann, M.....	339
Hofstätter, H.....	333
Hollauf, B.....	665
Holzer, C.....	617
Hrad, M.....	781
Huber-Humer, M.....	781
Hübl, F.....	483
Hundt, B.....	613
Huter, E.....	745
I	
Iordanopoulos-Kisser, M.....	219
Ivanova, R.....	577
J	
Jager, J.....	339
Julich, D.....	613
K	
Kalčíková, G.....	791
Kampichler, G.....	749
Kapsamer, D.....	233
Katschnig, H.F.....	581
Kemmesies, O.....	489
Kepplinger, W.L.....	641, 665
Kern, H.....	715, 719
Kern, S.....	749
Klampfl-Pernold, H.....	147, 597
Kletzmayr, W.....	277
Klos, U.....	483
Knapp, J.....	371
Kolbig, M.....	257
Kopetz, H.....	313
Kosson, D.S.....	85
Kracalik, M.....	617
Kraiger, H.....	783
Krämer, P.....	633
Krammer, H.-J.....	183
Kreibe, S.....	131
Kreindl, G.....	173, 249
Kuboňová, L.....	739
Kügele, A.....	307
Kunter, A.....	653
Kurz, G.....	605
L	
Lahl, U.....	317
Laner, D.....	525
Laske, S.....	617
Lebersorger, S.....	237, 707

Li, R.....	105
List, W.....	223
Löh, I.....	391
Löhle, S.....	243
Loibner, A.P.....	445, 803
Loof, S.....	565
Lorber, K.E.....	711
Luidold, S.....	301
Luschin, G.....	451
Luttenbacher, R.....	457

M

Majanny, A.....	99
Mann, O.....	799
Marosits, T.....	799
Mattenberger, H.....	385
Mattersteig, S.....	589
Meier, W.....	537
Meirhofer, M.....	271, 695
Meissner, M.....	189
Menapace, H.....	657
Michels, A.....	289
Mocker, M.....	391
Moreno, N.....	669
Müller, B.M.....	543
Müller, D.....	419, 425
Müller, H.....	257
Müller, P.....	439
Müller, S.....	131
Müller, W.....	345
Muñoz, E.....	593

N

Nassour, A.....	99
Navia, R.....	669
Ncube, S.....	345
Nelles, M.....	99, 113
Neubacher, F.....	277
Neumann, W.....	153
Niesner, E.....	777
Nispel, J.....	375
Nowak, B.....	739

O

Oberrauner, A.....	263
Obersteiner, G.....	621, 625
Oester, P.....	727
Öfner, W.....	691
Ortmann, M.....	419, 429
Özkaraova Güngör, E.B.....	121, 795

P

Passer, H.....	783
Pauls, W.....	519
Pavlov, P.....	731
Pereira E.....	787
Pertl, A.....	621

Pfeiffer, B.M.	505
Pflantz, R.	769
Pico, D.	407
Pieber, S.	271
Pieber, S.	695
Pimolthai, P.	661
Pippich, B.	603
Pladerer, C.	189
Plankel, A.	555
Plaul, J.F.	649
Plumeyer, M.	201
Pohl, M.	345
Pomberger, R.	77, 147, 159, 173, 695
Popa, V.I.	753
Post, A.	519
Prammer, H.K.	585
Prantl, R.	499
Pretz, T.	765
Prisching, M.	53
Puschenreiter, M.	761

Q

Querol, X.	669
Quiroz, R.	787

R

Rabitsch, H.	167
Ragoßnig, A.-M.	271, 695
Ramer, A.	219
Ranawat, P.	605
Raninger, B.	105
Rapf, M.	769
Raumauf, P.	773
Raupenstrauch, H.	397, 715, 719
Rechberger, H.	685, 739
Reichenauer, T.G.	425
Reisinger, H.	183
Resch, D.	403
Rettenberger, G.	469
Richers, U.	699
Richter, R.B.	645
Ritzkowski, M.	531
Rodríguez, N.	787
Rolland, C.	603
Romano, S.	135
Rose, K.F.	61
Rosemann, B.	201
Roth, H.	77
Rothbart, A.	381
Rotter, V.S.	295
Rubick, A.	673

S

Sager, D.	777
Salhofer, S.P.	283
Schenk, J.	649
Scherr, K.E.	445, 803

Schmid, A.	263, 307
Schmidt, A.J.	645
Schmidt, G.	147
Schmidt, K.	201
Schmied, E.	625
Schneider, J.	689
Schneider, M.	131
Schöberl, P.	799, 803
Schockert, Y.	765
Schönberg, A.	397
Schrack, D.	585
Schritter, J.	803
Schuster, S.	641
Schwarz Müller, H.	505
Schwobcken, S.	561
Sehrbrock, U.	511
Seidi, M.	603
Semadeni, M.	543
Spengler, T.S.	201
Spiegel, W.	345
Spörker, T.	333
Staber, W.	657
Stenzel, F.	391
Stingu, A.	753
Szarka, N.	593

T

Tappeiner, T.	641
Tardent, J.L.	463
Tesar, M.	283
Thaler, C.	649
Theodoridou, V.	677
Thiel, S.	67
Thomé-Kozmiensky, K.J.	67
Todorovic, D.	445
Totev, L.	731
Trommer, B.	757

U

Urban, A.I.	243
-------------	-----

V

Van der Sloot, H.A.	85
Volf, I.	753
Vosteen, B.W.	357

W

Wagner, J.F.	661
Waida, C.	609
Waldmann, B.	703
Walter, G.	633
Wanner, C.	723
Wappel, D.	327
Warnecke, R.	703
Weih, S.	419
Weiss, M.	177
Weißbach, G.	257

Wellacher, M.....	653
Wenzel, W.W.	761
Werner, A.....	397
Werth, K.....	519
Wimmer, B.....	413, 781
Winter, F.	739
Winter, I.	127
Wittstock, F.....	761
Wruß, K.W.....	799
Wu, K.	113
Wünsch, C.....	339

X

Xu, H.....	105
------------	-----

Y

Yılman, Ş.B.....	121
------------------	-----

Z

Zagorc-Končan, J.	791
Zeisberger, V.....	735
Zenger, J.....	543
Zeschmar-Lahl, B.....	317
Žgajnar Gotvajn, A.....	791
Zippert, Y.....	757

Sachregister

A

Abbau	681
Abbauversuch	799
Abdichtungssystem	213
Abfallannahme	219
Abfallaufbereitung	711
Abfallaufkommen	237
Abfallbehandlung	117
Abfallende	207, 223
Abfallerfassung	227
Abfallrahmenrichtlinie	195, 207
Abfallverbrennung	67, 105, 113, 699
Abfallverbrennungsrückstand	367
Abfallvermeidung	67, 183, 621
Abfallwirtschaft	131, 141, 585
Abfallwirtschaftsplanung	127
Abscheidung	357
Abschirmung	433
Abwasser	657
Aerobisierung	537
Agricultural Residues	749
Akkreditiertes Reparatur-Netzwerk	195
Altablagerung	745
Altdeponie Kuhstedt	531
Alternative Elektronenakzeptoren	445
Altfahrzeug	277, 637
Altlast	433, 723
Altlastenmanagement	425
Aluminiumkrätze	711
Ammoniak	727
Ammonium	783
Analyse	257
Anlagendesign	391
Anlagensteuerung und -überwachung	765
Anodische Oxidation	681
Anthropogene CO ₂ -Emission	677
Anthropogener Stoff	657
Arabien	99
Arbeitssicherheitsmaßnahme	757
Arzneimittel	657
ASH DEC	385
Aufbereitung	307, 653
Austrocknungsverhalten	489

B

Ballistikseparator	653
Baulandwidmung	745
Baurestmasse	223, 621
Belagssondenmessung	345
Belüftungsbrunnen	783
Bemessung	477, 549
Beurteilungskonzept	419

Beurteilungsmaßstab	219
Bewertung	525
Bewertungsinstrument	429
Bewertungsmethoden	597
Bilanzenmethode	685
Biofuel	673
Biogas	665
Biological Activity	769
Biomasseanteil	685
Biomüll	173
BIOPUSTER®	117
Biotest	799
Bohrlochsintegrität	333
Brasilien	117
Brikettierung	307
Bromid	357
Bulgarisches Abfallgesetz	577

C

Calzium-Bentonitmatte	555
Carbochlorierung	739
Carbon Capture and Storage (CCS)	327, 677
Carbon Footprint	629
Cathode Ray Tube (CRT)	289
Characteristics	661
China	105, 113
Chrom	723
Chromat	439
Circulated Fluidized Bed Combustion (CFCB)	669
CO ₂	641
CO ₂ -Korrosion	333
CO ₂ -Nutzung	689
CO ₂ -Vermeidungskosten	339
Coalsubstitute	673
Commercial Waste	695
Contaminated Sites	787
Costs	605
C-Senken	317

D

Depo ⁺ -Verfahren	537
Deponie	499, 505, 543, 601
Deponieabdeckschicht	781
Deponiebasis	555
Deponiekörperbefeuchtung	469
Deponienachsorge	469, 525, 531, 537
Deponierecht	213
Deponierückbau	371
Deponiesanierung	565
Deponieverordnung	219, 555, 577

Deutschland.....	213
Diamantelektrode	681
Dichtungskontrollsystem.....	561
Dismantling	283
Disposal System	795
Dränagensystem	731

E

Eberhard Unternehmung	153
Electronic	289
Elektro- und Elektronikaltgerät	295
Elektroaltgerät	189, 201, 633
Elektromagnetik	777
Elektronikaltgerät	243
Elutionsverfahren	413
Emission	589
Emissionen	327
Emissionsmodell	525
Energieausbeute	483
Energieeffizienz	61, 339
Energiekrise.....	313
Energiesystem	313
Energieversorgung	67
Entscheidungsfindung	381
Entsorgungslogistik	233
Entsorgungswirtschaft.....	77
Entwicklungsland	99
Environment.....	135
Environmental Impact.....	85
Ersatzbaustoff.....	505
Ersatzbrennstoff	685
Ersatzrohstoff	367
Erstbrennstoff.....	653
Explosionsschutz.....	715, 719

F

Ferntransportsystem	153
Flächenrecycling	773
Flash-Reaktor	397
Funnel & Gate-System	451

G

Gaspotential.....	483
Gefahrenabwehr	477, 549
Gefäßversuch.....	609
Geoelektronik.....	777
Geogitter.....	519
Gesundheitsrisiko.....	773
Gewerbeabfall	159, 249
Glasfaser.....	407
Gleitsicherheit	519
Greenhouse Gas (GHG) Emission	629
Grundbaumethode.....	433
Grundwasser(schäden).....	419
Grundwassergefährdung.....	413
Grundwasserverunreinigung	735
GS1.....	573

H

Harmandali	795
Hausmüllasche.....	739
Henry-Reinhardt Schaubild	691
Herbizid	719
Hetero-PAK	799
Hochofenprozess.....	641
Horizontalbohrung	565
Humantoxikologie	425, 773

I

ICP-MS	669
Immobilisierung.....	761
Industrial Waste	769
Industrieabfall	731
Inertabfall.....	257
Infection.....	581
Infectious Waste	581
In-Situ-Aerobisierung	781
In-Situ-Belüftung.....	531, 783
In-Situ-Stabilisierung.....	483

K

Kapazitätenmodell	147
Kapillarsperre	511
Klärschlamm.....	381
Klimarelevanz.....	585
Kohlenstoffkreislauf	317
Kölliken	463
Kombinationsdichtung.....	511
Kommunaler Abfall.....	237
Korrosion	699
Korrosionspotential.....	345
Korrosionsvorgang	703
Kreislaufwirtschaft	243
Kunststoff	407, 633
Kunststoffdichtungsbahn	561
KW-Herd	757

L

Lagerstättenintegrität	333
Landfill Leachate	791
Landfill Operation	121
Landfill	769
Landfill-Mining	375
Lasertriangulation	765
Lastabtragung	519
Leaching	85
Lebensmittel	183
Lebenszyklusmodell	147
Leichtbauweise	637
Life Cycle Analyses.....	593
Life Cycle Assessment.....	597, 621
Luxemburg.....	661

M

Management	135
------------------	-----

Marmaris Region.....	121	PhosKraft	385
MBT Technology	661	Phosphor	381
Mechanical Treatment.....	695	Phosphor-Düngewirkung.....	609
Mechanical-Biological and Thermal Treatment.....	605	Physikalische Trenntechnik	691
Mechanisch-biologische Abfallbehandlung (MBA)	271, 589	Phytoextraktion.....	761
Mechanisch-biologisches Behandeln ..	577	Phytostabilisation.....	753
Mechanische Abfallbehandlung.....	715	Pilot Plant.....	749
Melt Rheology.....	617	Pilotanlage	397
Mercury Recovery.....	645	Pollutants	283
Merkmalsklassenanalyse.....	263, 691	Produktentwicklung.....	167
Metallrückgewinnung	367	Produktionsabfall.....	731
METEKA	581	Produktivität	53
Methanoxidation	781	Prognose	237
Mikroalgen	689	Projektentwicklung.....	99
Mikrobielle Sanierung.....	803	Pyrolysis	749
Mikrobiologische In-Situ-Sanierung....	451	Q	
Mineralischer Rohstoff.....	403	Qualitätskontrolle	177
Mineralölkohlenwasserstoff.....	445	Quecksilber.....	357
Mineralölkontamination	451	R	
Modellierung.....	613	Rape	753
Modelling.....	85	Recht	625
Modifizierte Kosten-Wirksamkeits- Analyse (mKWA)	429	RecoDust.....	397
Monitoring.....	603, 703	Recycled PET	617
Müllsortierung.....	227	Recycling.....	167, 243, 295, 301, 407, 637
Müllverbrennung.....	339	Recycling Technologie	61
Müllverbrennungsanlage.....	703	Redoxreaktion.....	439
Municipal Solid Waste.....	593	Regelung.....	699
Municipal Waste	121, 605	Rekommunalisierung	77
N		Remediation.....	787
Nachhaltigkeit	127	Renewable Energy	673
Nachsorge.....	543	Ressource	53
Nahinfrarot (NIR).....	249	Ressourceneffizienz.....	277
Nanocomposites	617	Ressourcenpotenzial	375
Natürlicher Abbau.....	723	Ressourcenschonung.....	127, 141
Nebenprodukt.....	207	Restmüll.....	173, 603
Nickelmetallhydrid-Akkumulatoren	301	Re-Use	183, 189, 201
Nitratreduzierende Bedingung	803	Rissbeständigkeit	489
Nitratreduzierer	445	Roheisenerzeugung.....	649
Nutzwertanalyse.....	429	Rohstoffpotential	371
O		Rohstoffverknappung.....	375
Oberflächenabdeckung.....	499	Röntgenfluoreszenz	177
Oberflächenabdichtung	505, 511, 561	Rückbau	463, 601
Ökobilanz.....	167	Rückstandscharakterisierung	391
Ökoeffizienz.....	153	S	
Optimierungsmaßnahme	233	Salzhorizont	777
Organik.....	257	Salzschlacke.....	711
P		Sammler.....	625
PAK-Grundwasserkontamination	803	Sanierung.....	419, 735
Paradigmenwechsel.....	277	Sanierungsplanung.....	457
Pelletierung	665	Schädliche Wasserspannung.....	489
Petroleum Coke Fly Ash (PCFA).....	669	Schadstoffexposition.....	425
		Schadstofffracht	413
		Schlacke	727
		Schmelzreduktion	649

Schreddersand	263
Schüttdichte	707
Schwermetall.....	385, 613, 739
Schwermetallgehalt	603
Schwermetallkontamination.....	761
Schwierige Brennstoffe.....	345
Sekundärphosphat	609
Sekundärrohstoff.....	147, 223, 307
Sekundärrohstoffaufbereitung.....	263
Sekundärrohstoffdünger	613
Sekundärrohstoffgewinnung	601
Seltene Erden	301
Sensor Based Sorting	695
Sensorbasierte Sortierung.....	271
Sensorgestützte Sortierung.....	177
Sensorgestütztes Verfahren	765
Setzverfahren.....	271
Sickerwasserinfiltration.....	469
Siedlungsabfall.....	105, 113, 159
Siloxan.....	589
SO ₂	327
Soil Washing.....	787
Solare Energiewirtschaft	313
Sonderabfall	543
Sonderabfallverbrennungsanlage	457
Sondermülldeponie Bonfol	457
Sondermülldeponie	463
Sorption	439
Sortieranalyse.....	707
Sortierung.....	249
Soziale Nachhaltigkeit.....	597
Sperrmüll.....	625
Spruce Bark.....	753
Standard.....	573
Staub.....	719
Staubcharakterisierung.....	715
Stoffflussanalyse	295
Stoffliche Neuwertung	403
Strategieentwicklung.....	131
Supermarkt	173
Supply Chain.....	573
Systemsammlung	159
Szenarioanalyse.....	131

T

Tandemschachtverfahren	565
Temporäre Abdeckung	499
Thermal Desorption	645
Tourenplanung.....	233
Toxicology	791
Treatment Plant.....	795
Treatment.....	791
Treibhausgas	649, 677
Treibhausgasbilanz	585
Trockene Bergung	757
Tunnelausbruchmaterial.....	403

U

Untersuchung.....	745
-------------------	-----

V

Vacuum Distillation.....	645
Verhältnismäßigkeit.....	735
Versorgungssicherheit	61
Volumen	707
Vorreduziertes Material (LR)	641
Vorsorge	477, 549

W

Wärmenutzung.....	689
Wasserstoff.....	727
Waste Electrical and Electronic Equipment (WEEE).....	283, 289, 633
Waste Industry.....	629
Waste Management Alternatives	593
Waste	135
Weintrester.....	665
Wertstoff.....	227, 371
Wertstoffrückgewinnung	391
Wiederverwendung.....	189, 195, 201
Wirtschaftskrise	141
Wohlstand	53

Z

Zukunftszenarium	77
Zwei-Grad-Ziel	317

Bereits zum zehnten Mal wird im November 2010 die DepoTech veranstaltet. Abfallwirtschaft, Abfalltechnik sowie Deponietechnik und Altlasten sind die Themenschwerpunkte der diesjährigen Tagung.

Mittlerweile gehört die DepoTech zu einer der größten Abfallwirtschafts- und Umwelt-Techniktagungen im deutschsprachigen Raum. Das Charakteristische dieser Tagung ist ihre Verknüpfung von Theorie und Praxis. So werden auch 2010 wieder Beiträge von anerkannten und hochrangigen Vertretern und Experten aus Wissenschaft, Technik, Wirtschaft und Behörden präsentiert.

Das Tagungsprogramm der DepoTech 2010 umfasst 84 Vorträge und 60 Poster. In diesem Tagungsband sind die qualitativ hochwertigen, redigierten, wissenschaftlichen Fachartikel inklusive englischem Abstract zusammengefasst.