

Matthias Kühle-Weidemeier (Hrsg.)

Abfallforschungstage 2006

**Abfalltagung mit wissenschaftlichem
Schwerpunkt**

Tagungsband

wasteconsult

INTERNATIONAL

Cuvillier Verlag

Matthias Kühle-Weidemeier (Hrsg.)

Abfallforschungstage 2006

**Abfalltagung mit wissenschaftlichem
Schwerpunkt**

Tagungsband

wasteconsult

INTERNATIONAL

Cuvillier Verlag

Bibliografische Information Der Deutschen Bibliothek

Die Deutsche Bibliothek verzeichnet diese Publikation in der Deutschen Nationalbibliografie; detaillierte bibliografische Daten sind im Internet über <http://dnb.ddb.de> abrufbar.

1. Aufl. - Göttingen : Cuvillier, 2006

ISBN 3-86537-863-3

© CUVILLIER VERLAG, Göttingen 2006

Nonnenstieg 8, 37075 Göttingen

Telefon: 0551-54724-0

Telefax: 0551-54724-21

www.cuvillier.de

Alle Rechte vorbehalten. Ohne ausdrückliche Genehmigung des Verlages ist es nicht gestattet, das Buch oder Teile daraus auf fotomechanischem Weg (Fotokopie, Mikrokopie) zu vervielfältigen.

1. Auflage, 2006

Gedruckt auf säurefreiem Papier

ISBN 3-86537-863-3

Tagungen

Abfallforschungstage

Unsere speziell auf die Wissenschaft ausgerichtete Tagung. An den Veranstaltungstagen wird ein einzigartiges Programm mit den neuesten Erkenntnissen aus den Bereichen Abfallanalytik, Abfallbehandlung, Abfallverwertung und Deponien geboten. Die Beiträge umfassen sowohl Grundlagenforschung als auch Ergebnisse aus der Praxis. Die Abfallforschungstage finden im 2-Jahres-Rhythmus statt.



Praxistagung Deponie

Die Veranstaltung ist bewusst praxisorientiert und setzt auf den Erfahrungsaustausch. Die Beiträge umfassen technische, rechtliche und ökonomische Themen und wenden sich insbesondere an Deponiebetreiber, Ingenieurbüros und Baufirmen. Auch die Praxistagung Deponie findet alle zwei Jahre statt.



Internationale Tagung MBA

Die mechanisch-biologische Abfallbehandlung hat einen wichtigen Platz in der Restabfallbehandlung im deutschsprachigen Raum erobert. Auch in der übrigen EU ist sie auf dem Vormarsch. Die internationale Tagung MBA ist ein Forum für den Erfahrungsaustausch im deutschsprachigen Raum und vernetzt diesen gleichzeitig durch Simultanübersetzung mit dem fremdsprachigen Ausland, das der Zukunftsmarkt für MBA-Technik ist. Nach dem erfolgreichen Start der Tagung mit 260 Teilnehmern aus 31 Staaten im Jahr 2005 wird auch diese Tagung zweijährlich stattfinden.



Alle Veranstaltungen sollen neben den fachlichen Beiträgen vor allem viel Spielraum für Diskussion und Erfahrungsaustausch bieten.

Die Tagungen werden immer von einer Fachausstellung begleitet, die eine weitere Möglichkeit bietet, Informationen und Einblicke in neue Techniken zu erhalten, aber auch sich neuen Kunden präsentieren zu können.

Photovoltaik

Solaranlagen auf Deponien und Betriebsgebäuden

- Ergänzung der abfallwirtschaftlichen Aktivitäten
- Finanzielle Belastung in der Nachsorge mindern
- Rentable Anlage für Rückstellungen
- Einspeisevergütung 20 Jahre gesetzlich festgelegt (EEG 01.08.04)
- Für Photovoltaik Freiflächenanlage bis 5 MW 20 Jahre:



Foto Geosol



Foto Geosol

- 43,42 Ct/kWh bei Inbetriebnahme der Anlage 2005
- 40,60 Ct/kWh bei Inbetriebnahme der Anlage 2006
- 37,96 Ct/kWh bei Inbetriebnahme der Anlage 2007

➔ **Schnelles Handeln lohnt sich besonders!**

Warum sind Deponien besonders geeignet?

- Exponierte, große Flächen für Photovoltaik
- Schutzabstand zur Wohnbebauung
- Einspeisemöglichkeit durch BHKW meist vorhanden
- Deponien sind Bauwerke und Konversionsflächen (wichtig für Einspeisevergütung gem. EEG)

Betriebsgebäude mit Photovoltaik ausrüsten

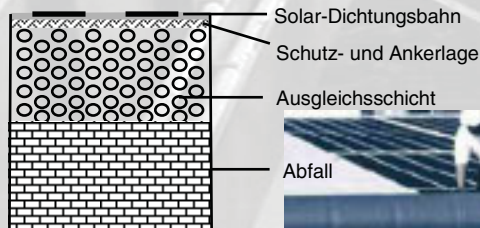
- Einzel oder als Kombination mit Freiflächenkonzept
- **Wesentlich höhere Einspeisevergütung als bei Freiflächenanlagen**
- Geringe statische Anforderungen bei Folienvariante
- Ideal für großflächige Hallendächer
- Auch aus nicht verformbaren Modulen auf leichtem Gestell herstellbar



Foto Ingenieurbüro Mencke & Tegtmeier

DepoSolar®

Das innovative Konzept von Wasteconsult Deponieabdichtung mit integrierten Solarzellen



Herstellerfoto

- Dichtungsbahn mit Modulen - flexibel
- Verlegung prinzipiell wie eine KDB
- Ersetzt herkömmliche Oberflächenabdichtung

Wasteconsult bietet mit erfahrenen Partnern auch Betreibermodelle an: Die Anlage wird von einem Investor errichtet und betrieben. Der Deponiebetreiber erhält im Gegenzug Pachtzahlungen.

**Bei der Entwicklung individueller Lösungen
berät Sie Wasteconsult gern!!**

Mechanisch-biologische Abfallbehandlung

Anlagenplanung und -optimierung

Die Mitarbeiter von **Wasteconsult** waren und sind maßgeblich an der Forschung, Anlagenentwicklung und Optimierung der mechanisch-biologischen Abfallbehandlung und deren Emissionskontrolle beteiligt. Auf dieser fundierten Grundlage planen und optimieren wir MBAs für Sie.



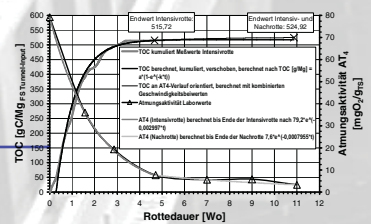
Pilotversuche

Unsere Erfahrung ergänzen wir durch eigene Pilotversuche und Forschungsergebnisse im Bereich der Optimierung sowie Emissionsmessungen und –minderungen bei MBAs. Was viele nur aus Büchern kennen, haben wir selbst entwickelt und erprobt!

Probenahme und Analytik

Die Behandlung von Restabfällen bedarf einer ständigen Kontrolle und Anpassung an schwankende Abfallzusammensetzungen oder verschärfte Grenzwerte. **Wasteconsult** bietet

Ihnen eine umfassende Begleitung Ihrer MBA von der Probenahme bis hin zur Bewertung der Analyseergebnisse. Dies ist Voraussetzung für einen stabilen und wirtschaftlichen Betrieb Ihrer Anlage.



Emissionsmessungen

Möchten Sie wissen, was in Ihre Abluftreinigung hineingeht und was hinten noch oder zusätzlich herauskommt? Möchten Sie Ihren Anlagenbetrieb so einjustieren, dass der VOC-Gehalt des Rohgases steigt, damit die RTO mit möglichst wenig Stützgas betrieben werden kann? Wir haben Erfahrung mit der Messtechnik und in der Durchführung auch längerer Emissionsmessungen. Auch die Zusammensetzung Ihres Biogases aus der Vergärung können wir ebenso wie Deponiegas auf Hauptkomponenten und Spurenstoffe untersuchen.



Bei Planung, Optimierung, Betriebsbegleitung und Analytik sind Sie bei **Wasteconsult** in besten Händen!

Deponien und Altlasten

Planung

Wasteconsult hat umfangreiche Erfahrungen auf allen Gebieten der Planung, Ausschreibung, Bauüberwachung und Projektsteuerung im Bereich von

- Basis- und Oberflächenabdichtung, alternativen Systemen (z.B. Asphalt oder Trisoplast®) und Gleichwertigkeitsnachweisen
- Betriebs- und Schüttkonzepten
- Gasfassung und -behandlung
- Sicker- und Grundwasserfassung und -behandlung

Auf dem Gebiet der MBA-Deponien verfügen wir über einzigartiges Wissen!



Nachsorge, Nachnutzung und Monitoring

Deponien und Altlasten bedürfen einer über Jahre andauernden Kontrolle. Wasteconsult konzipiert Ihre Nachsorgemaßnahmen und bietet Ihnen Monitoring für Grundwasser, Gas und die technischen Deponieeinrichtungen. Auch die Erklärung zum Deponieverhalten erstellen wir gern für Sie. Darüber hinaus beraten wir Sie zu

Nachnutzungsmöglichkeiten, z.B. den Einsatz von Windenergie und Photovoltaik (Solarstrom). Unser neu entwickeltes System DepoSolar® setzt hier Maßstäbe. Es verbindet die Funktionen Abdichtung und Stromerzeugung miteinander.



In-situ Stabilisierung

Ein wichtiger Baustein zur Minimierung der Nachsorgekosten und des künftigen Emissionspotentials ist eine aktive Steuerung stillgelegter Deponiebereiche. Dies beginnt mit der Infiltration von Sickerwasser (in D Basisabdichtung erforderlich), die Behandlungskosten reduziert, gleichzeitig den gewinnbringenden Deponiegasertrag steigert und die Nachsorgezeit verkürzt. Wird kein nutzbarer Gasertrag mehr erzielt, kann der Stabilisierungsvorgang durch Belüftung der Deponie stark vorangetrieben werden. Alternativ können die aktiven Maßnahmen beendet und die Deponie mit einem passiven Methanoxidationssystem versehen werden.



Altlastensanierung

Auf Basis der langjährigen Erfahrung unserer Mitarbeiter können wir Ihnen auch für die Altlastensanierung das komplette Paket der Ingenieurdienstleistungen anbieten:

- Altlastenerkundung und Gefährdungsabschätzung
- Sanierungsplanung
- Bauüberwachung, Koordination der Arbeitssicherheit

Nutzen Sie unsere Erfahrung, mit der wir Sie beraten und für Sie planen können!

Inhalt

Systemische Analyse von Mensch-Umwelt-Systemen - Materialflüsse, Entscheidungsprozesse und Nachhaltigkeitspotentiale in der regionalen Abfallwirtschaft <i>Lang, D.J.; Scholz, R.W.</i>	1
Strategische Planung von Logistiknetzwerken in der Entsorgungswirtschaft <i>Meyer, P.; Clausen, U.</i>	16
Stoffflußanalyse für mechanische Abfallbehandlungsanlagen im Verbund <i>Menapace, H.; Staber, W.; Curtis, A.; Pomberger, R.; Prochaska, M.; Lorber, K.E.</i>	32
Massenbilanzierung von Wertstoffsortieranlagen unter besonderer Berücksichtigung des Schwankungsverhaltens <i>Nikel, A.; Clausen, U.</i>	44
Modellgestützte Stoffflußanalyse der Ersatzbrennstoffherstellung aus gemischten Gewerbeabfällen <i>Mrotzek, A.</i>	56
Ersatz- und Sekundärbrennstoffe aus Abfällen – Entwicklung eines Verfahrens zur Bestimmung des Verbrennungsverhaltens <i>Marzi, T.; Keldenich, K.; Görner, K.</i>	69
Entwicklung einer Steuerungsstrategie für biotechnologische Prozesse in der Abfallbehandlung- mechanisch-biologische Restabfallaufbereitung im Drehrohr <i>Bartha, B.; Brummack, J.; Klöden, W.</i>	82
Betriebserfahrungen mit der Behandlung von MBA-Abluft nach 30. BImSchV <i>Wallmann, R.; Hake, J.</i>	101
Erweiterungsoptionen für MBA-Anlagen <i>Dippert, T.</i>	111
Stabilisierungsprozesse der organischen Substanz in Abfällen während der biologischen Behandlung <i>Smidt, E.; Tintner, J.</i>	115
TOC im Eluat als relevanter Parameter gemäß AbfAbIV: Erfahrungen aus der MBA-Praxis, Einflußgrößen und Möglichkeiten der Optimierung <i>Warnstedt, A.; Müller, G.; Dach, J.</i>	125

Chemischen und biochemische Summenparameter zur Bestimmung des biologischen Abbauverhaltens von TOC aus Eluaten von biologisch behandelten Abfällen	140
<i>Hafermann, C.; Cuhls, C.; Clemens, J.</i>	
Schwankungsbreiten bei der Analytik der Zuordnungskriterien (AbfAbIV)	145
<i>Bockreis, A.; Steinberg, I.</i>	
Beurteilung der biologischen Reaktivität von Abfällen – Anwendbarkeit der für mechanisch-biologisch behandelten Restabfall entwickelten Methoden bei anderen Abfällen	156
<i>Binner, E.</i>	
Potential einer Abfallklassifikation zur Beurteilung von geomechanischen Abfalleigenschaften	173
<i>Langer, U.; Dixon, N.</i>	
Schnelltest zur Bestimmung des Selbsterhitzungspotentials von aluminiumhaltigen Abfällen	186
<i>Rapf, M.</i>	
Ableitung von Kriterien zur Bewertung einer hochwertigen Verwertung von metallhaltigen mineralischen Abfällen	196
<i>Giegrich, J.; Kalmbach, S.; Fehrenbach, H.</i>	
Abfälle aus Bausanierung und Rückbau – ein unterschätztes Problem?	209
<i>Bogon, H.</i>	
Abfälle mit Radioaktivität – Anforderungen an die Abfallwirtschaft	220
<i>Gellermann, R.</i>	
Erfahrungen im Vollzug der österreichischen Deponieverordnung	231
<i>Mitterwallner, J.</i>	
Deponieverhalten mineralischer Abfälle auf Deponien der Klassen I und II	242
<i>Heindl, A.; Heuss-Aßbichler, S.</i>	
Transport leichtlöslicher Salze in Monodeponien für MV-Rückstände	257
<i>Sager, D.; Heuss-Aßbichler, S. ; Heindl, A.</i>	
Künstliche Alterung von Rostaschen aus der thermischen Abfallbehandlung – Ein Test im großtechnischen Maßstab zur Immobilisierung von Schwermetallen durch Behandlung mit Kohlendioxid	272
<i>Marzi, T.; Palitzsch, S.; Keldenich, K.; Pellens, J.; Bleeker, P.</i>	
Gaseintrag in den Grundwasserschadensbereich der Deponie Weiden-West	284
<i>Schinke, R.; Luckner, Th.</i>	
Standortbeurteilung auf Deponien mit Hilfe der Vegetationsökologie	297
<i>Tintner, J.; Klug, B.</i>	

Hinweis

Dieser Tagungsband wurde durch Wasteconsult international, Dr. Kühle-Weidemeier mit großer Sorgfalt zusammengestellt. Fehler sind trotzdem nicht auszuschließen. Für die Richtigkeit der Angaben in diesem Buch wird von Wasteconsult und den Verfassern keinerlei Haftung oder Gewährleistung übernommen. Die Verantwortung für den Inhalt liegt bei den Autoren selbst.

Sofern in den Beiträgen Markennamen verwendet wurden, bestehen dafür möglicherweise Schutzrechte, auch wenn darauf nicht ausdrücklich hingewiesen wird.

Systemische Analyse von Mensch-Umweltsystemen

Materialflüsse, Entscheidungsprozesse und

Nachhaltigkeitspotentiale in der regionalen Abfallwirtschaft¹

Daniel J. Lang und Roland W. Scholz

Institut für Mensch-Umwelt Systeme

Professur für Umweltnatur- und Umweltsozialwissenschaften, ETH Zürich

Systemic Analysis of Human-Environment Systems

Material flows, decision processes and sustainability potentials

of regional waste management

Abstract

It is commonly agreed that waste management in total as well as individual waste management systems should contribute to sustainable development. Nevertheless it is not finally clear what sustainable waste management really means and how the goals of a sustainable waste management can be implemented in our society. In this paper we present some insights how systemic analysis and a decision-theoretical conceptualization of human-environment systems can support decision processes for moving waste management systems in a more sustainable direction. Therefore we first outline some conceptual considerations and then shortly present three systemic analyses of regional waste management systems.

Abstract deutsch

Es ist weithin anerkannt, dass die *Abfallwirtschaft als Ganzes* sowie einzelne Abfallwirtschaftssysteme einen Beitrag zu einer Nachhaltigen Entwicklung leisten sollten. Wie eine nachhaltige Abfallwirtschaft aber genau gestaltet sein müsste und wie die Ziele einer nachhaltigen Abfallwirtschaft in unserer Gesellschaft implementiert werden können, ist jedoch noch nicht vollumfänglich geklärt. In diesem Beitrag geben wir einige Einblicke, wie Entscheidungsprozesse durch systemische Analysen und eine entscheidungstheoretische Konzeptualisierung von Mensch-Umweltsystemen unterstützt werden können, um Abfallwirtschaftssysteme in eine nachhaltigere Richtung zu lenken. Hierzu skizzieren wir zunächst einige konzeptuelle Grundüberlegungen und stellen im Anschluss daran kurz drei systemische Analysen von regionalen Abfallwirtschaftssystemen vor.

Keywords

Entscheidungsunterstützung, systemische Analysen, regionale Abfallwirtschaftssysteme, qualitative Systemanalyse, Material- und Geldflussanalysen, Nachhaltigkeitspotentialanalyse

¹ Die Autoren des Beitrags möchten sich an dieser Stelle herzlich beim Amt für Abfall, Wasser, Energie und Luft (AWEL) des Kantons Zürich für die finanzielle Unterstützung des Forschungsprojektes bedanken.

1 Einleitung und Motivation

1.1 Die Vision einer nachhaltigen Abfallwirtschaft

Seit einigen Jahren befindet sich die Abfallwirtschaft in der Schweiz, wie in den meisten Ländern Westeuropas, in einem fundamentalen Wandlungsprozess (LANG ET AL., 2005). Nachdem das Bewirtschaften von Abfällen über lange Zeit hinweg als losgelöstes, technisches „End-of-pipe“ Problem angesehen wurde (GODDARD, 1995), ist vermehrt ein Wandel hin zu einem umfassenden Stoff- und Ressourcenmanagement zu erkennen (BRUNNER, 2004; NEUKIRCHEN, 2003). In diesem Zusammenhang wird sowohl auf wissenschaftlicher als auch auf politischer Ebene das Konzept einer nachhaltigen Abfallwirtschaft (vgl. bspw. BARR, 2004; PRICE & JOSEPH, 2000) bzw. der Abfallwirtschaft als einem zentralen Element einer nachhaltigen Ressourcennutzung (vgl. bspw. KOMMISSION DER EUROPÄISCHEN GEMEINSCHAFT, 2005) diskutiert². Auch wenn es weithin akzeptiert ist, dass die Abfallwirtschaft als ganzes sowie einzelne abfallwirtschaftliche Systeme einen Beitrag zu einer nachhaltigen Entwicklung leisten sollten, ist bisher weder vollumfänglich geklärt wie eine nachhaltige Abfallwirtschaft gestaltet sein müsste (TJELL, 2003), noch wie die Ziele einer nachhaltigen Abfallwirtschaft in unserer Gesellschaft implementiert werden können.

Die Abfallwirtschaftshierarchie, welche sich als Grundlage der Abfallbewirtschaftung in zahlreichen Ländern Europas etabliert hat, hat sicherlich dazu beigetragen, die Abfallwirtschaft in eine nachhaltigere Richtung zu lenken. Ein integriertes Abfall- bzw. Ressourcenmanagement, das zu einer nachhaltigen Entwicklung beitragen soll, muss jedoch über die Anwendung einer einfachen Hierarchie hinausgehen. Es sollten vielmehr jeweils verschiedene Alternativen systematisch untersucht werden, um die Abfälle der Nutzung zuzuführen, welche unter ökologischen sowie unter ressourcenökonomischen Gesichtspunkten die Sinnvollste ist (CLIFT ET AL., 2000).

Bei Entscheidungsprozessen wurde in der Vergangenheit den ökonomischen und vor allem auch den sozialen Aspekte, welche bei der regionalen Abfallbewirtschaftung eine Rolle spielen, häufig zu wenig Beachtung geschenkt. Diese Aspekte gewinnen jedoch zunehmend an Bedeutung für die Implementierung von Abfall- und Ressourcenbewirtschaftungssystemen (GODDARD, 1995; JOOS ET AL., 1999). Entscheidungsfindungsprozesse in der regionalen Abfallwirtschaft sollten daher auf umfassenden Überlegungen beruhen, welche verschiedene Perspektiven berücksichtigen. Dies ist sinnvoll, weil „Interventionen in sozioökonomische Metabolismen

² So standen beispielsweise auch die Abfallforschungstage 2004 unter dem Titel „Auf dem Weg in eine nachhaltige Abfallwirtschaft“ (KÜHLE-WEIDMEIER, 2004)

generell als Aufgabe von [verschiedenen] ökonomischen und politischen Akteuren [...] und als ein umfassender Ansatz zu einer ökonomischen, technologischen und sozialen Transformation angesehen werden“ (FISCHER-KOWALSKI & HÜTTLER, 1999; Übersetzung durch die Autoren).

In diesem Beitrag möchten wir aufzeigen, wie ein umfassender systemischer Analyseansatz einen Beitrag zur Entscheidungsfindung leisten kann, um Abfallwirtschafts- bzw. Ressourcenbewirtschaftungssysteme in eine nachhaltigere Richtung zu lenken. Hierzu gehen wir zunächst auf den Nutzen einer systemischen Analyse als Ansatz zur Entscheidungsunterstützung in der Abfallwirtschaft ein. Im Anschluss daran stellen wir ein entscheidungstheoretisches Konzept zum Verständnis von Mensch-Umweltsystemen vor, das hilft Entscheidungsfindungsprozesse zu verstehen und gezielt zu unterstützen. Am Ende des Beitrags zeigen wir an drei Beispielen auf, wie konkrete systemische Analysen Entscheidungen in regionalen Abfallwirtschaftssystemen unterstützen können.

2 Systemische Analyse zur Entscheidungsunterstützung in der Abfallwirtschaft

2.1 Die Abfallwirtschaft als Teil der gesamten Volkswirtschaft

Bereits im Jahr 1986 wurde im Abfalleitbild der Schweiz gefordert, dass die Abfallwirtschaft als ein integraler Teil der gesamten Volkswirtschaft verstanden werden sollte (EIDGENÖSSISCHE KOMMISSION FÜR ABFALLWIRTSCHAFT, 1986).

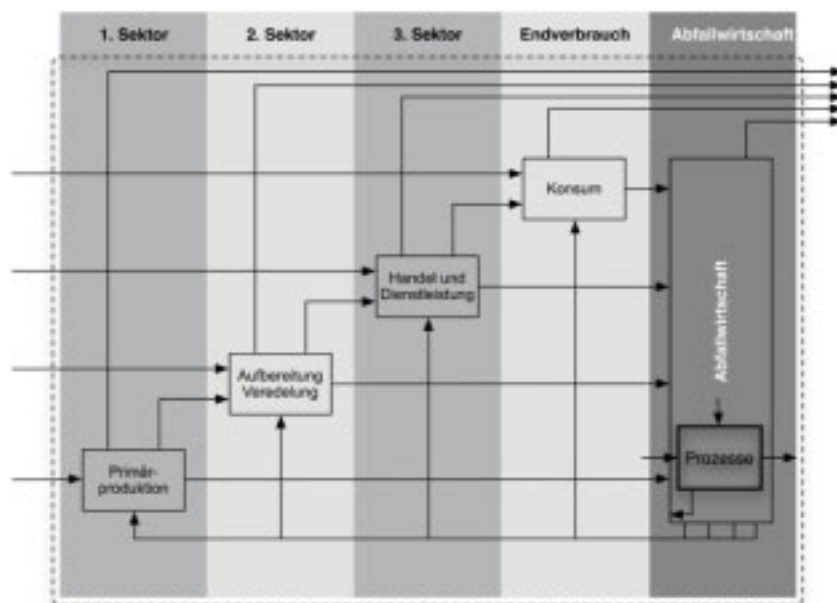


Abbildung 1 Die Abfallwirtschaft als Teil der gesamten Volkswirtschaft (leicht abgewandelt nach BRUNNER, 2004)

Abbildung 1 veranschaulicht drei wichtige Implikationen von einem derartigen Verständnis der Abfallwirtschaft:

- Alle Prozesse der Volkswirtschaft verursachen „Inputs“ in die Abfallwirtschaft. Diese Inputs haben bestimmte physikalisch/chemische Eigenschaften, welche die möglichen Optionen für deren Verwertung oder Entsorgung festlegen. Welche der möglichen Verwertungs- oder Entsorgungsoptionen aber letztlich gewählt wird, ist das Resultat eines komplexen Entscheidungsprozesses der von verschiedenen anthropogenen Einflussfaktoren bestimmt wird. Beispiele für derartige Einflussfaktoren sind etwa die Kosten der verschiedenen Optionen, das Umweltbewusstsein der Produzenten oder die vorhandenen Informationen über die sozialen Implikationen der verschiedenen Optionen.
- Die „Outputs“ von abfallwirtschaftlichen Prozessen können potentielle Inputs für verschiedenste ökonomische Prozesse sein. Ob Stoffe oder Güter wiederverwertet werden, hängt zum Teil von deren physikalischen und chemischen Eigenschaften ab. Auch in diesem Fall spielen jedoch zusätzliche Faktoren eine wichtige Rolle, wie beispielsweise die Rentabilität oder die soziale Akzeptanz von Sekundärrohstoffen.
- Die Abfallwirtschaft setzt sich aus verschiedenen Abfallwirtschaftssystemen zusammen, die als Transformationsprozesse, an der Grenze zwischen der Anthroposphäre und der Umwelt verstanden werden können (BRUNNER & RECHBERGER, 2004). Die Ausgestaltung dieser Prozesse hat einen essentiellen Einfluss auf die Schonung von Ressourcen sowie auf die Belastung der Umwelt. Die Bewertung dieser Prozesse im Hinblick auf eine Nachhaltige Entwicklung ist jedoch komplex, da beispielsweise (i) unterschiedliche Auswirkungen, wie Luftverunreinigungen und Ressourcenrückgewinnung, häufig schwer miteinander vergleichbar sind, und (ii) Effekte auf die Umwelt oder den Menschen häufig verzögert auftreten.

Diese Aspekte zeigen die Komplexität einer umfassenden Herangehensweise an die Abfallwirtschaft auf und verdeutlichen, dass es notwendig ist das Gesamtsystem und dessen Wechselwirkungen mit anderen Systemen zu verstehen.

2.2 Methodische Ansätze

In den letzten Jahren haben sich systemische natur- und ingenieurwissenschaftliche Ansätze als sehr hilfreiche Methoden zur Entscheidungsunterstützung in der Abfallwirtschaft sowie generell im Ressourcenmanagement erwiesen. Als systemische Ansätze bezeichnen wir hierbei Ansätze, welche versuchen die relevanten Elemente eines Systems sowie deren interne und externe Wechselwirkungen umfassend zu ver-

stehen. Eines der bekanntesten Beispiele ist die Materialflussanalyse (vgl. bspw. BACCINI & BADER, 1996; BRUNNER & RECHBERGER, 2004). Diese wurde bereits zur Untersuchung verschiedener Fragestellungen in der Abfallwirtschaft, wie beispielsweise dem Langzeitverhalten von Deponien (BACCINI ET AL., 1992) oder der Nutzbarkeit von Abfällen als Rohstoffen (ALLEN, 2001), erfolgreich angewendet. Eine weitere anerkannte Methode ist die Ökobilanzierung, die in der Abfallwirtschaft ebenfalls in verschiedenen Bereichen, wie der Bewertung von Deponien (HELLWEG ET AL., 2005) oder von regionalen Abfallbewirtschaftungsszenarien (ERIKSSON ET AL., 2005), eingesetzt wurde.

Wie in der Einleitung erwähnt, reichen diese rein natur- und ingenieurwissenschaftliche Betrachtungsweisen jedoch nicht aus, um eine nachhaltige Abfallwirtschaft bzw. ein nachhaltiges Ressourcenmanagement zu verwirklichen. Hierfür müssen häufig zusätzliche Informationen, wie sozioökonomische Aspekte, mitberücksichtigt werden (BRUNNER & RECHBERGER, 2004). Neuere Ansätze versuchen daher vermehrt, die natur- und ingenieurwissenschaftliche Methoden mit ökonomischen Ansätzen sowie mit weiteren sozialwissenschaftlichen Ansätzen zu kombinieren. Carlsson Reich (2005) hat beispielsweise, parallel zu einer Ökobilanz von verschiedenen regionalen Abfallwirtschaftsszenarien in Schweden, eine „Lebenszyklus Kostenanalyse“ (Lifecycle Cycle Costing) dieser Szenarien durchgeführt. Hierbei wurden, analog zu den Umweltauswirkungen bei der Ökobilanz, alle Kosten berechnet, die zur Bereitstellung einer funktionellen Einheit notwendig sind. Durch die Kombination von Ökobilanz und der Lebenszyklus Kostenanalyse wurde eine umfassendere Bewertung der verschiedenen Szenarien möglich.

Kombinationen von systemischen Methoden verschiedener Disziplinen sind viel versprechende Ansatzpunkte für die Unterstützung von Entscheidungsprozessen im Sinne einer nachhaltigen Entwicklung. Sie helfen, ein System aus verschiedenen Blickwinkeln zu verstehen und unterschiedliche Aspekte in die Entscheidung einzubeziehen. Das Feld der kombinierten bzw. integrativen systemischen Methoden ist jedoch noch relativ jung und muss weiterentwickelt werden. Ein weiterer Schwachpunkt dieser Ansätze besteht darin, dass häufig nicht abschließend geklärt ist, wie die Informationen, welche durch die Anwendung dieser Methoden gewonnen werden, effizient in den Entscheidungsprozess einfließen können. Aus diesem Grund stellen wir im nächsten Kapitel einen entscheidungstheoretischen Zugang zum Verständnis von Mensch-Umweltsystemen vor, bevor wir im Anschluss daran kurz auf drei konkrete praktische Anwendungen von systemischen Analysen zur Entscheidungsfindung in der regionalen Abfallwirtschaft eingehen.

3 Ein entscheidungstheoretischer Zugang zum Verständnis von Mensch-Umweltsystemen

Für das effektive und effiziente Unterstützen von Entscheidungen ist ein Verständnis darüber, wie Entscheidungen getroffen werden, essentiell. Ohne ein derartiges Verständnis bleibt unklar, welche Informationen wann in diesen Prozessen benötigt werden, bzw. wie vorhandenen Informationen gezielt in die Prozesse einfließen können.

Abfallwirtschafts- und Ressourcenbewirtschaftungssysteme können generell als Mensch-Umweltsysteme angesehen werden, bei welchen Wechselwirkungen zwischen menschlichen Entscheidungen und verschiedenen Umweltsystemen stattfinden. Scholz und Binder (2003, 2004) haben zum besseren Verständnis derartiger Systeme eine entscheidungstheoretische Konzeptualisierung von Mensch-Umweltinteraktionen entwickelt, das so genannte Prozess-Struktur Modell (vgl. Abbildung 2).

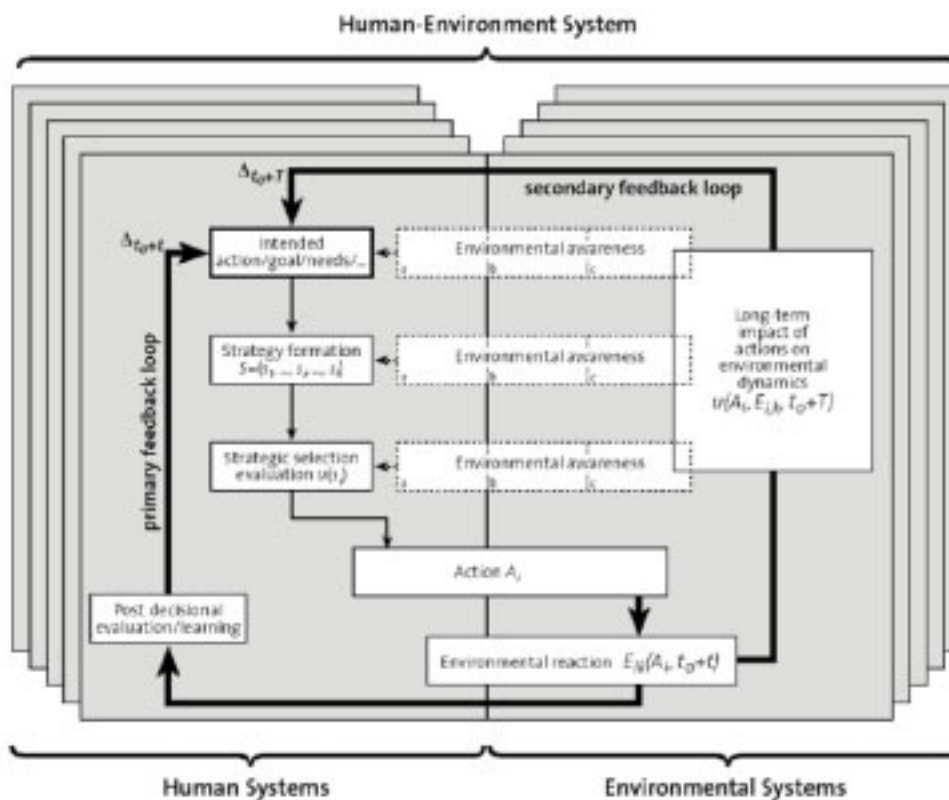


Abbildung 2 Das Prozess-Strukturmodell, welches einen entscheidungstheoretischen Zugang zum Verständnis von Mensch-Umweltsystemen ermöglicht. Die deutschen Übersetzungen der Begriffe finden sich im Text. (Quelle: SCHOLZ & BINDER, 2004)

Diesem Modell liegen die folgenden sechs Grundannahmen zu Grunde:

1. Human- und Umweltsysteme werden als zwei unterschiedliche, komplementäre und in Wechselbeziehung stehende Systeme verstanden. Hierbei sind menschliche Handlungen und direkte Umweltreaktionen Teil von beiden Systemen.

2. Es wird eine Hierarchie von Humansystemen (vom Individuum bis zur Gesellschaft) und zugehörigen Umweltsystemen betrachtet.
3. Menschliches Verhalten wird auf der Basis einer entscheidungstheoretischen Konzeptualisierung von Humansystemen verstanden und analysiert.
4. Das Umweltbewusstsein wird bei jedem Schritt der entscheidungstheoretischen Konzeptualisierung der Humansysteme berücksichtigt.
5. Es werden primäre und sekundäre Rückkoppelungen als Konsequenzen von menschlichen Handlungen unterschieden.
6. Eine „State of the Art“ Modell der betroffenen Umweltsysteme, einschließlich ihrer Langzeitdynamiken, stellt die Grundlage jeder Analyse dar.

Eine umfassende Beschreibung des Prozess-Struktur Modells würde den Umfang dieses Beitrags sprengen. Daher möchten wir lediglich auf die Konzeptualisierung von Entscheidungsprozessen in Humansystemen eingehen, welche zur gezielten Unterstützung von Entscheidungsprozessen genutzt werden kann.

Ein Entscheidungsprozess geht nach dem Prozess-Struktur Modell von intendierten Handlungen, Zielen oder Bedürfnissen eines Humansystems aus, welche die normative Grundlage des Prozesses darstellen. In der Praxis werden diese Ziele häufig intuitiv formuliert oder ergeben sich aus gegenwärtig drängenden Problemen. Im Hinblick auf eine nachhaltige Entwicklung sollten diese Ziele jedoch auf einem umfassenden Systemverständnis beruhen, welches die relevanten Handlungsfelder offen legt und hilft, unerwünschte Nebeneffekte zu verhindern. Der zweite Schritt des Entscheidungsprozesses ist die Entwicklung von Strategien. Die entwickelten Strategien sollten den Entscheidungsträgern ein möglichst breites Spektrum an möglichen strategischen Optionen aufzeigen. Der dritte Schritt des Prozesses ist die Auswahl der wünschenswertesten Strategie, was eine Bewertung der Strategieoptionen im Hinblick auf die formulierten Ziele erfordert. Da die Entscheidungsfindung im Hinblick auf eine nachhaltige Entwicklung als eine fortlaufende Neubestimmung verstanden werden kann, beinhaltet das Struktur-Prozess Modell auch Evaluations- und Lernschritte. Hierbei werden die direkten Konsequenzen von menschlichen Handlungen mit den Zielen verglichen, um zukünftige Entscheidungsprozesse zu optimieren.

Im folgenden Kapitel möchten wir anhand von drei Beispielen aufzeigen, wie umfassende systemische Analysen Entscheidungsprozesse in der regionalen Abfallwirtschaft gezielt unterstützen können. Diese Analysen wurden als Teil eines Kooperationsprojektes zwischen dem Lehrstuhl für Umweltnatur- und Umweltsozialwissenschaften der ETH Zürich und dem Amt für Abfall, Wasser, Luft und Energie (AWEL) des Kantons Zürich durchgeführt.

4 Beispiele von systemischen Analysen regionaler Abfallwirtschaftssysteme

4.1 Kombination von Materialflussanalyse und semiquantitativer Systemanalyse³

4.1.1 Idee des Ansatzes

Als Grundlage von Entscheidungsfindungsprozessen sowie zur gezielten Formulierung von Zielen ist ein umfassendes Verständnis des betrachteten Systems hilfreich.

Wie bereits erwähnt erlaubt die Materialflussanalyse einen guten Zugang zum Verständnis der physischen Vorgänge innerhalb von Abfallwirtschaftssystemen. Die Kenntnis der physischen Flüsse in einem System liefert jedoch keine Aussage darüber, weshalb die Flüsse in der gegenwärtigen Art gestaltet sind und durch welche Faktoren diese Flüsse beeinflusst werden bzw. wurden. Die Kombination von Materialflussanalysen mit einer semiquantitativen Systemanalyse erlaubt es, ein vertieftes Verständnis über ein Abfallwirtschaftssystem zu gewinnen. Die semiquantitative Systemanalyse umfasst dabei eine strukturierte Identifikation der sozioökonomischen Faktoren, welche die Materialflüsse beeinflussen, sowie eine Analyse der systemischen Wechselwirkungen dieser Faktoren (vgl. bspw. SCHOLZ & TIETJE, 2002).

4.1.2 Beispiel einer konkreten Anwendung

Im Kanton Zürich wurde mit Hilfe einer Kombination aus Materialflussanalyse und semiquantitativer Systemanalyse untersucht, welche Parameter und Mechanismen die Anlieferung von Grüngut zu zentralen Verwertungsanlagen beeinflussen. Die Studie hat gezeigt, dass Einflussfaktoren aus den folgenden vier Kategorien die beobachteten Materialflussentwicklungen beeinflusst haben: physikalische Stoffflusscharakteristika, Beteiligte, ‚treibende Kräfte‘ sowie technologische und wirtschaftliche Rahmenbedingungen. Durch eine detaillierte Analyse der Bedeutung dieser Faktoren für das System sowie der Wechselwirkungen zwischen den Faktoren, konnten zudem vier wichtige Aspekte herausgearbeitet werden, welche eine zentrale Rolle für die Materialflussentwicklungen gespielt haben: (i) die verantwortlichen Behörden haben einen flexiblen Rahmen geschaffen, der die Entwicklungen förderte, (ii) es gab einen kreativen und finanzkräftigen Innovator der diesen Rahmen nutzte, (iii) die separate Verwertung von Grüngut war innerhalb des Beobachtungszeitraums günstiger als die Verbrennung von Grüngut, und (iv) die technologischen Rahmenbedingungen waren förderlich für die

³ Eine detaillierte Beschreibung dieser Analyse findet sich in (LANG ET AL., in press-a)

Entwicklungen. Diese Erkenntnisse erlauben es zum einen, zukünftige Zielsetzungen für die Grüngutverwertung im Kanton Zürich zu formulieren und diese gezielt umzusetzen. Zum anderen lassen sie Rückschlüsse auf Entscheidungssituationen in anderen Abfallwirtschaftssystemen zu.

4.2 Branchenanalyse von regionalen Recyclingmaßnahmen⁴

4.2.1 Idee des Ansatzes

Häufig gibt es nicht den „Königsweg“ zum Erreichen eines bestimmten Ziels. In derartigen Situationen bieten Informationen über verschiedene Handlungsoptionen und deren potentielle Auswirkungen eine gute Grundlage für gezielte Handlungen. Innerhalb der entscheidungstheoretischen Konzeptualisierung des Prozess-Struktur Modells unterstützen diese Informationen die Entwicklung von Strategien und liefern einen relevanten Input für die Bewertung dieser Strategien.

Eine Branchenanalyse, basierend auf Material- und Geldflussanalysen, kann dazu dienen, die gegenwärtige ökonomische Situation von Recyclingmaßnahmen zu verstehen, sowie Verbesserungspotentiale aufzuzeigen. Die durchgeführte Branchenanalyse besteht aus einer Kombination von: (i) Material- und Geldflussanalyse, (ii) Rentabilitäts- und Wettbewerbsanalyse, (iii) Befragung der Konsumenten der Transformationsprodukte aus den Recyclingprozessen, und (iv) Formulierung von Verbesserungsstrategien und deren Auswirkungen auf die Material- und Geldflüsse.

4.2.2 Beispiel einer konkreten Anwendung

Auch in diesem Fall wurde die Grüngutverwertung des Kantons Zürich untersucht, wobei ein Hauptaugenmerk auf den Absatzmarkt der festen Transformationsprodukte (Kompost und Gärgut) gelegt wurde. Die Material- und Geldflussanalysen haben gezeigt, dass in der Vergangenheit der Absatzmarkt im Hinblick auf die Einnahmen der Branche vernachlässigt wurde. Zudem verdeutlichten die Rentabilitäts- und Wettbewerbsanalysen, dass die ökonomische Situation der Branche eher kritisch war, da die Verbrennungspreise in den letzten Jahren erheblich abgenommen hatten und die Branche keine großen Gewinne erwirtschaftete. Basierend auf diesen Analysen und der Befragung der Hauptkonsumentengruppen von Kompost und Gärgut (Landwirtschaft und Gartenbau) konnten vier Strategien zur Verbesserung dieser Situation entwickelt werden: (i) zusätzliches Marketing für die Transformationsprodukte, (ii) gezielte Diversifikation der Transformationsprodukte (v.a. im Hinblick auf die Bedürfnisse des Gartenbaus), (iii) Festlegen von höheren Verkaufspreisen für Energie, die aus Biogas produ-

⁴ Eine detaillierte Beschreibung dieser Analyse findet sich in (LANG *et al.*, in press-b)

ziert wird (zur Unterstützung der Vergärungsbetriebe), und (iv) Preiserhöhung für nicht-regenerierbare Dünger zur Steigerung der Zahlungsbereitschaft von Landwirten für Kompost und Gärgut. Mit Hilfe der Berechnung von Szenarien für die Realisierung verschiedener Strategiekombinationen konnte gezeigt werden, dass die Strategien dazu beitragen können, die kritische Situation der Grüngutverwertungsbranche im Kanton Zürich zu entschärfen. Hierbei scheinen die Strategien (i) und (ii) v.a. für die Kompostierbetriebe und die Strategie (iii) v.a. für die Vergärbetriebe am effektivsten zu sein. Die Einsichten aus der Analyse können sowohl die Recyclingbranche unterstützen, gezielt Maßnahmen zu gestalten, als auch öffentlichen Behörden helfen, Recyclingmaßnahmen effektiv zu fördern.

4.3 Systemische Bewertung von Abfallwirtschaftssystemen im Hinblick auf eine Nachhaltige Entwicklung⁵

4.3.1 Idee des Ansatzes

Um Entscheidungen treffen zu können, welche einen Beitrag zu einer Nachhaltigen Entwicklung leisten, ist es notwendig, Abfallwirtschaftssysteme im Hinblick auf diese Leitidee zu bewerten. Die Bewertung von Abfallwirtschaftssystemen kann innerhalb des Entscheidungsprozesses des Prozess-Struktur Modells zum einen die Strategieauswahl und zum anderen die Evaluation von bestimmten Handlungen unterstützen.

Die Nachhaltigkeitspotentialanalyse bewertet, in welchem Ausmaß ein System eine nachhaltige Entwicklung behindert bzw. fördert. Hierzu werden, basierend auf sechs systemtheoretischen Prinzipien, für das betrachtete System spezifische Kriterien und Indikatoren formuliert, welche eine Aussage darüber zulassen, in wie weit das System den Prinzipien gerecht wird. Die sechs Prinzipien lauten: (i) Performanz und Effizienz, (ii) Strukturiertheit, (iii) Wechselwirkungen mit anderen Systemen, (iv) Pufferkapazität und Elastizität, (v) Fähigkeit zum Wandel, und (vi) inter- und intra-generationale Gerechtigkeit.

4.3.2 Beispiel einer konkreten Anwendung

Basierend auf der Nachhaltigkeitspotentialanalyse wurde eine Methode zur Bewertung von Deponien im Hinblick auf eine nachhaltige Entwicklung entwickelt. Das langfristige Ziel ist, dass diese Bewertungsmethode für ein schweizweites Deponie-Rating verwendet wird. Daher wurde bei der konkreten Formulierung der Kriterien (vgl. Tabelle X) und deren Indikatoren eng mit verschiedenen Entscheidungsträgern aus der Abfall-

⁵ Eine detaillierte Beschreibung des methodischen Ansatzes findet sich in (LANG *et al.*, accepted)

wirtschaft, z.B. mit Deponiebetreibern sowie Vertretern der Kantonalen und der Bundesverwaltung, zusammengearbeitet.

Tabelle 1 Vorläufiger Kriteriensatz zur systemischen Bewertung von Deponien, der gemeinsam mit verschiedenen Akteuren aus der Abfallwirtschaft entwickelt wurde.

Prinzip	Kriterium
Performanz (aktuell)	Freisetzung von Schadstoffen in das Grundwasser oder in Oberflächengewässer
Struktur (baulich/technisch)	Technische Barriere
	Kompartimentierung und Entwässerung
	Entgasung
Struktur (organisatorisch)	Betriebsreglement und Managementsystem
	Ausbildung und Kompetenz der Deponiemitarbeiter
	Arbeitssicherheit
Wechselwirkung mit anderen Systemen	Geologische Barriere
	Auswirkungen auf Anwohner und umliegende Ökosysteme
Pufferkapazität und Elastizität	Annahmekontrolle
	Reaktivität der abgelagerten Abfälle
	Betroffenheit von potentiellen Naturgefahren
Fähigkeit zum Wandel	Möglichkeit Schäden zu erkennen
	Interventionsmöglichkeiten bei Schäden
Gerechtigkeit	Sicherstellung der Nachsorgefinanzierung

Bei den Kriterien wird deutlich, dass die strukturellen Aspekte bei Deponien eine sehr wichtige Rolle spielen. Für die Bewertung anderer Abfallwirtschaftssysteme, bei welchen man sich nicht so stark auf ein Bauwerk fokussiert, können jedoch auch andere Prinzipien stärker in den Fordergrund treten.

In einem Pilotversuch wird die Bewertungsmethode nun auf acht Deponien angewendet und dabei weiterentwickelt. Beim Pre-Test mit zwei Deponien hat sich gezeigt, dass die Resultate der Bewertung helfen, (i) wichtige Handlungsfelder im Bezug auf eine nachhaltige Entwicklung zu identifizieren, (ii) Ansatzpunkte für konkrete Verbesserungen zu Tage zu fördern und (iii) adäquate Verbesserungsstrategien auszuwählen. Die Entwicklung der Methode hat zudem gezeigt, dass die systemtheoretischen Prinzipien eine

gute Struktur für die effiziente Identifikation von Kriterien für eine Nachhaltigkeitsbewertung darstellt.

5 Schlussfolgerungen und Zusammenfassung

Der Wandlungsprozess hin zu einem umfassenden Stoff- und Ressourcenmanagement stellt die Abfallwirtschaft (post-)industrialisierter Länder vor neue Herausforderungen. Generell ist es in verstärktem Masse notwendig, bei Entscheidungsprozessen in der Abfallwirtschaft Informationen aus verschiedenen Disziplinen und Perspektiven zu berücksichtigen. Neben naturwissenschaftlich-technischen Aspekten spielen hierbei vermehrt auch ökonomische und soziale Aspekte eine wichtige Rolle. Systemische Analysen können einen Beitrag dazu leisten, diesen neuen Herausforderungen gerecht zu werden, da sie das Potential besitzen, verschiedene Informationen zu einem umfassenden Gesamtbild eines Systems zu integrieren.

Damit Informationen gezielt in Entscheidungsprozesse einfließen können, ist ein umfassendes Verständnis der verschiedenen Schritte und Aspekte dieser Prozesse erforderlich. Das vorgestellte Prozess-Struktur Modell von Mensch-Umweltsystemen liefert eine gut handhabbare und wissenschaftlich abgestützte Strukturierung von Entscheidungsprozessen und berücksichtigt zusätzlich die Wechselwirkungen zwischen menschlichen Entscheidungsprozessen und korrespondierenden Umweltsystemen.

Die drei vorgestellten Fallbeispiele von systemischen Analysen regionaler Abfallwirtschaftssysteme zeigen auf, wie derartige Analysen durchgeführt werden, welche Informationen sie liefern und wie diese Informationen in Entscheidungsprozesse einfließen können. Die Fragen wie eine nachhaltige Abfallwirtschaft gestaltet sein sollte und wie sich die Ziele einer nachhaltigen Abfallwirtschaft in unserer Gesellschaft implementieren lassen, wird vermutlich auch durch umfassende systemische Analysen von Abfallwirtschaftssystemen und die entscheidungstheoretische Konzeptualisierung von Mensch-Umweltinteraktionen nicht abschließend geklärt. Diese Ansätze können jedoch einen Beitrag zur Entscheidungsunterstützung leisten, um die Abfallwirtschaft noch stärker in eine nachhaltige Zukunft lenken.

6 Literatur

- Allen, D. T. 2001 Waste as raw materials. In R. U. Ayres & L. W. Ayres (Eds.), Handbook of Industrial Ecology (pp. 405-420). Cheltenham, Northampton MA: Edward Elgar.

- Baccini, P., & Bader, H.-P. 1996 Regionaler Stoffhaushalt: Erfassung, Bewertung und Steuerung. Heidelberg: Spektrum Akademischer Verlag.
- Baccini, P., Belevi, H., & Lichtensteiger, T. 1992 Die Deponie in einer ökologisch orientierten Volkswirtschaft. GAIA, 1(1), 39-49.
- Barr, S. 2004 What we buy, what we throw away and how we use our voice. Sustainable household waste management in the UK. Sustainable Development, 12, 32-44.
- Brunner, P. H. 2004 Von der Abfallwirtschaft zum Ressourcenmanagement (ABASG II). Wien: TU Wien, Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft.
- Brunner, P. H., & Rechberger, H. 2004 Practical Handbook of Material Flow Analysis - Advanced Methods in Resource and Waste Management. Boca Raton: Lewis Publishers.
- Carlsson Reich, M. 2005 Economic assessment of municipal waste management systems - case studies using a combination of life cycle assessment (LCA) and life cycle costing (LCC). Journal of Cleaner Production, 13, 253-263.
- Clift, R., Doig, A., & Finnveden, G. 2000 The application of life cycle assessment to integrated solid waste management. Part 1: Methodology. Transactions of the Institution of Chemical Engineers, 78 Part B, 279-287.
- Eidgenössische Kommission für Abfallwirtschaft 1986 Leitbild für die schweizerische Abfallwirtschaft. Bern: BUWAL.
- Eriksson, O., Carlsson Reich, M., Frostell, B., Björklund, A., Assefa, G., Sundquist, J. O., et al. 2005 Municipal solid waste management from a systems perspective. Journal of Cleaner Production, 13, 241-252.
- Fischer-Kowalski, M., & Hüttler, W. 1999 Society's Metabolism: The Intellectual History of Materials Flow Analysis, Part II, 1970-1998. Journal of Industrial Ecology, 2, 107-136.
- Goddard, H. C. 1995 The benefits and costs of alternative solid waste management policies. Resources, Conservation & Recycling, 13, 183-213.
- Hellweg, S., Hofstetter, T. B., & Hungerbühler, K. 2005 Time dependent life-cycle assessment of slag landfills with the help of scenario analysis: the example of CD and CU. Journal of Cleaner Production, 13, 301-320.

- Joos, W., Carabias, H., Winistoerfer, H., & Stuecheli, A. 1999 Social aspects of public waste management in Switzerland. *Waste Management*, 19, 417-425.
- Kommission der Europäischen Gemeinschaft. 2005 Weiterentwicklung der nachhaltigen Ressourcennutzung: Eine thematische Strategie für Abfallvermeidung und -recycling (Mitteilungen der Kommission an den Rat, das Europäische Parlament, den Europäischen Wirtschafts- und Sozialausschuss und den Ausschuss der Regionen No. SEK(2005) 1681). Brüssel: Kommission der Europäischen Gemeinschaft.
- Kühle-Weidemeier, M. (Hrsg.); 2004 Abfallforschungstage 2004. Auf dem Weg in eine nachhaltige Abfallwirtschaft. Cuvillier Verlag, Göttingen, ISBN 3-86537-121-3.
- Lang, D. J., Binder, C. R., Scholz, R. W., Schleiss, K., & Stäubli, B. in press-a Impact factors and regulatory mechanisms for material flow management: Integrating stakeholder and scientific perspectives - The case of bio-waste delivery. *Resources, Conservation & Recycling*.
- Lang, D. J., Binder, C. R., Stauffacher, M., Ziegler, C., Schleiss, K., & Scholz, R. W. in press-b Material and money flows as means for industry analysis of recycling schemes - A case study of regional bio-waste management. *Resources, Conservation & Recycling*.
- Lang, D. J., Scholz, R. W., Binder, C. R., & Wiek, A. accepted Sustainability potential analysis of landfills: A system theory approach. *Journal of Cleaner Production*.
- Lang, D. J., Sell, J., Scholz, R. W., & Stäubli, B. 2005 Die Rolle der thermischen Abfallbehandlung im Ressourcenmanagement von Heute und Morgen: Ein transdisziplinärer Diskurs und systemische Betrachtungen zur Klärung dieser Frage. In B. Bilitewski, A. I. Urban & M. Faulstich (Eds.), 10. Fachtagung Thermische Abfallbehandlung (Vol. 40, pp. 259-276). Dresden: Institut für Abfallwirtschaft und Altlasten.
- Neukirchen, B. 2003 Von der Müllbeseitigung zum Stoffstrommanagement - Meilensteine der Abfallwirtschaft. *Chemie Ingenieur Technik*, 75, 1491-1495.
- Price, J. L., & Joseph, J. B. 2000 Demand management - A basis for waste policy: A critical review of the applicability of the waste hierarchy in terms of achieving sustainable waste management. *Sustainable Development*, 8, 96-105.

- Scholz, R. W., & Binder, C. R. 2003 The Paradigm of Human-Environment Systems (UNS-Workingpaper No. 37). Zürich: Institute for Human Environment Systems, Chair for Natural and Social Science Interface (UNS), ETH Zürich.
- Scholz, R. W., & Binder, C. R. 2004 Principles of Human-Environment Systems (HES) Research. Paper presented at the iEMSs 2004 International Congress: "Complexity and Integrated Resources Management". International Environmental Modeling and Software Society, Zentrum für Umweltkommunikation (ZUK), Osnabrück (D).
- Scholz, R. W., & Tietje, O. 2002 Embedded Case Study Methods – Integrating Quantitative and Qualitative Knowledge. Thousand Oaks: Sage.
- Tjell, J. C. 2003 Sustainable Waste Management. Buzzword or Reality? (Editorial). Waste Management and Research, 21, 179.

Anschrift der Verfasser(innen)

Dr. Daniel J. Lang

Professur für Umweltnatur- und Umweltsozialwissenschaften, ETH Zürich

ETH Zürich, CHN J74.1

CH-8092 Zürich

Telefon +41 44 632 60 37

Email: daniel.lang@env.ethz.ch

Website: www.uns.ethz.ch

Professor Dr. Roland W. Scholz

Professur für Umweltnatur- und Umweltsozialwissenschaften, ETH Zürich

ETH Zürich, CHN J 74.2

CH-8092 Zürich

Telefon +41 44 632 58 91

Email: roland.scholz@env.ethz.ch

Website: www.uns.ethz.ch

Strategische Planung von Logistiknetzwerken in der Entsorgungswirtschaft

Peter Meyer¹, Uwe Clausen²

¹Fraunhofer IML, Abteilung Entsorgungslogistik, Dortmund

²Fraunhofer IML, Geschäftsbereich Logistik, Verkehr und Umwelt, Dortmund

Strategic planning of logistic networks in waste management

Abstract

Logistics serves for the planning, control, and monitoring of material flows in the supply, the production, and the distribution of commodities as well as in the disposal of waste. It is an essential element of any product's life cycle. Always being focused on is the increase of efficiency with regard to economy, quality, and service. However, efficiency in total is nowadays examined under the aspect of sustainability. In the focus are also methods to increase the economic and ecological efficiency of complex logistic networks by means of location and allocation planning.

Abstract deutsch

Die Logistik dient der Planung, Steuerung und Überwachung von Materialflüssen sowohl bei der Beschaffung, Produktion und Distribution von Gütern als auch bei der Entsorgung von Abfällen. Sie ist integraler Bestandteil des Produktlebenszyklus. Im Fokus steht von jeher die Steigerung der Effizienz hinsichtlich Wirtschaftlichkeit, Qualität und Service. Doch Effizienz wird heute insgesamt unter dem Aspekt der Nachhaltigkeit verstanden. Die Bundesvereinigung Logistik (BVL) e. V. forderte unlängst die Akteure der Logistikbranche auf, über die Umsetzung nachhaltiger Maßnahmen nachzudenken. Der Bundesverband Deutscher Postdienstleister (BvDP) e. V. diskutierte diesbezüglich Strategien zum effizienten Ressourceneinsatz im KEP-Bereich. Speditions- und Handels-, aber auch Entsorgungsunternehmen prüfen derzeit die Steigerung der Umweltverträglichkeit der von ihnen angebotenen Logistikdienstleistung (so hat die DHL gemeinsam mit Triaz das »Grüne Paket« entwickelt, der Otto-Versand durch seine Umweltstrategie sowohl Kosten als auch Umweltbelastungen signifikant gesenkt etc.). Dabei liegt das Augenmerk auch Verfahren zur Steigerung der ökonomischen und ökologischen Effizienz komplexer Logistiknetzwerke durch Standort- und Zuordnungsplanung.

Keywords

Logistik, Netzwerke, Standortplanung, Zuordnungsplanung, Entsorgungswirtschaft

1 Einleitung

Die Standort- und Zuordnungsplanung entstammt dem Operations Research und dient als mathematisches Verfahren u. a. der Optimierung von Logistiknetzwerken. Dabei ordnet sie anhand eines Bewertungskriteriums Güter ausgehend von einem Ausgangspunkt über verschiedene Stufen eines Logistiknetzwerkes hinweg einem Endpunkt zu. Die Zuordnungsplanung wird überwiegend von Logistikunternehmen in der Distributions- und Handelslogistik angewendet. Sie optimiert die Zuordnung von Produkten aus-

gehend vom Hersteller über Zentral- und Regionallager bzw. über den Groß- und Einzelhandel bis hin zum Endkunden. In Ansätzen wird sie inzwischen auch von Herstellern in der Beschaffungs- und Produktionslogistik eingesetzt. Hierbei dient sie der Zuordnung von Rohstoffen ausgehend von den Lieferanten über die Produktion von Halbzeugen, Bauteilen und Baugruppen hinweg bis hin zum Hersteller fertiger Endprodukte. Darüber hinaus wird die Methode von Entsorgungsunternehmen eingesetzt. Hierbei dient sie der Zuordnung von Abfällen ausgehend vom Anfallort über die Sortierung, Demontage, Aufbereitung und Behandlung hinweg bis hin zur Verwertung oder Beseitigung. Das Ziel ist dabei vornehmlich, unter Einbeziehung logistischer, fertigungs- und verfahrenstechnischer Prozesse kostenminimale Materialflüsse zu realisieren. (DOMSCHKE ET AL., 1998)

Die Standort- und Zuordnungsplanung kann heuristisch oder exakt vorgenommen werden. Ihre Anwendung erfordert sowohl Projektdaten (z. B. kundenspezifische Standort-, Kunden- und Kosteninformationen) als auch Geodaten (z. B. digitale Straßenkarten, Schienen- und Wasserwege). Die Daten werden eingangs in ein mathematisches Modell überführt. (MICHAELIS ET AL., 2001)

2 Standort- und Zuordnungsplanung in der Praxis

Das Fraunhofer IML hat zur Lösung von Standort- und Zuordnungsproblemen zwei Softwareprogramme entwickelt. Beide liefern exakte Lösungen. Eins ist auf die Beschaffung, Produktion und Distribution, eins auf die Redistribution und Entsorgung ausgelegt. Die folgenden Beispiele veranschaulichen die jeweilige Anwendung.

2.1 Beschaffung, Produktion und Distribution

Am 5. August 2003 erfolgte durch Konica Corporation und Minolta Co., Ltd. die Gründung der Holdinggesellschaft Konica Minolta Holdings, Inc. Ihr Hauptziel war, die jeweiligen Stärken der Unternehmen zu vereinen, um eine starke Stellung innerhalb der Branche zu gewährleisten. Die Gründung hatte unmittelbare Auswirkungen auf die Logistik der zuvor eigenständigen Unternehmen. In Deutschland war davon die ebenfalls neu gegründete Konica Minolta Business Solutions Deutschland GmbH betroffen. Sie benötigte eine einheitliche Distributionsstruktur sowohl für Neu- als auch für Gebrauchtgeräte. Ihre Planung erfolgte durch das Fraunhofer IML mit Methoden des Operations Research. Das Ziel war, auf der Basis der vorhandenen Absatzschwerpunkte, des geforderten Servicegrades sowie der Lager- und Transportkosten die optimale Anzahl der Lager zu ermitteln, die optimalen Standorte der Lager zu identifizieren und eine Zuordnung der Lager zu den Kunden vorzunehmen. Das Ergebnis wies die für Konica Minolta Business Solutions Deutschland GmbH optimale Distributionsstruktur hinsichtlich Wirtschaftlichkeit, Qualität und Service aus.

2.2 Redistribution und Entsorgung

Seit Inkrafttreten der Verpackungsordnung am 12. Juni 1991 bietet die Glasindustrie in Deutschland ein flächendeckendes System zur Rücknahme und Verwertung von Altglas an. Die GGA Gesellschaft für Glasrecycling und Abfallvermeidung mbH betreibt dieses System im Auftrag der Glasindustrie. Sie organisiert zusammen mit Kooperationspartnern aus der Entsorgungswirtschaft die Sammlung und den Transport des Altglases ausgehend von den Sammelcontainern über die Aufbereitungsanlagen hin zu den Glashütten. Darüber hinaus übernimmt sie die Kalkulation der Kosten, schließt die Verträge mit den Kooperationspartnern und übernimmt das finanzielle Risiko, das aus der Schwankung von Angebot und Nachfrage resultiert.

In Deutschland fallen ca. 2,08 Millionen Tonnen Altglas pro Jahr an. Das Altglas wird flächendeckend in ca. 300.000 Sammelcontainern an ca. 100.000 Standorten gesammelt. Lastkraftwagen holen es auf festgelegten Routen ab und bringen es zu den Aufbereitungsanlagen. Das aufbereitete Altglas wird zu den Glashütten transportiert und dort zu neuen Flaschen verarbeitet. Altglas ist damit der wichtigste Rohstoff für neue Glasverpackungen. Jede Flasche besteht heute zu rund 70 - 75% aus Altglas.

Gewachsene Strukturen machten im Jahr 2000 eine Reorganisation der Transporte notwendig. Sie erfolgte durch das Fraunhofer IML mit Methoden des Operations Research. Das Ziel war die Berechnung der optimalen Zuordnung des Altglases ausgehend von 8.272 Sammelgebieten (PLZ-Gebieten) über 23 Aufbereitungsanlagen hin zu 28 Glashütten. Die Berechnung erfolgte unter Berücksichtigung aller relevanten Restriktionen (3 Glasfarben, maximale Kapazität der Anlagen, minimaler Durchsatz der Anlagen zur Gewährleistung eines wirtschaftlichen Betriebs etc.). Abschließend wurde abhängig von den Transportkosten, den Transportwegen, den Transportmengen und den Fixkosten für eine Standortschließung bzw. -aktivierung das kostenminimale Standortnetz bestimmt. Das Ergebnis wies eine Kostenersparnis von ca. 38 Prozent aus.

3 Planung von ökoeffizienten Logistiknetzwerken

Inzwischen steigt das Interesse, eine Zuordnungsplanung anhand mehrerer, speziell ökonomischer und ökologischer Kriterien vorzunehmen, nicht-lineare Funktionen der Kosten und Umweltlasten logistischer, fertigungs- und verfahrenstechnischer Prozesse einzubeziehen und dabei über mehrere Güter gleichzeitig zu optimieren, für die gemeinsame Restriktionen, z. B. Kapazitätsbeschränkungen eines Produktions- oder Entsorgungsstandortes, gelten. Durch diese Kombination, d. h. durch die mehrkriterielle Optimierung komplexer, nicht-linearer Mehrgüter-Flussprobleme, sind besonders hohe ökonomische und ökologische Einsparungen in Logistiknetzwerken der Beschaffung, Produktion, Distribution und Entsorgung zu realisieren.

Hier setzt das Fraunhofer IML an. Es greift, aufbauend auf einer Zusammenarbeit mit dem Fraunhofer UMSICHT, das mathematische Verfahren der Zuordnungsplanung auf und verknüpft es mit existierenden Ansätzen zur Bewertung in Ökobilanzen. Das Ziel liegt in der Beantwortung folgender Fragestellungen: Welches ist die ökonomisch und ökologisch beste Zuordnung von Gütern ausgehend von einem Ausgangspunkt über verschiedenen Stufen eines Logistiknetzwerkes hinweg bis hin zu einem Endpunkt? Hierin enthalten: Welche Mengen welcher Güter sollen ausgehend von welchen Ausgangspunkten über welche Stufen welchen Endpunkten zugeführt werden? Welche Verkehrsträger (Straße, Schiene, Wasser) bzw. welche Transportmittel sollen eingesetzt, welche Umschlagstandorte genutzt werden?

Das Ergebnis ist eine Methode, die den genannten Anforderungen Rechnung trägt (MEYER ET AL., 2005). Sie wird unter dem Namen ECO2L[®] (sprich: Ecotool) im Auftrag von Industrie- und Dienstleistungsunternehmen eingesetzt.

Die Methode erfordert eingangs die Definition der Rahmenbedingungen, d. h. der Entscheidungsfragen, der Entscheidungsschranken und des Entscheidungsziels. Sie beinhaltet die Systemanalyse, die konzeptionelle und mathematische Modellierung, die Bewertung der Ökonomie, der Ökologie und der Ökoeffizienz sowie die Optimierung selbst. Die Methode wird nachfolgend exemplarisch für Logistiknetzwerke der Entsorgung (Entsorgungsnetzwerke) skizziert. Abschließend wird ein Praxisbeispiel zur Validierung erörtert.

3.1 Grundlagen

3.1.1 Entscheidungsfragen

Folgende Entscheidungsfragen sind zu klären:

Welche Mengen welcher Abfälle sollen ausgehend von welchen Anfallstellen welchen Entsorgungsanlagen (Sortier-, Demontage-, Aufarbeitungs-, Aufbereitungs-, Behandlungs- und Beseitigungsanlagen) zugeführt werden? Welche Verkehrsträger (Straße, Schiene, Wasser) bzw. welche Transportmittel sollen für welche Mengen welcher Abfälle eingesetzt, welche Umschlagstandorte für welche Mengen welcher Abfälle genutzt werden?

Die Klärung der Entscheidungsfragen erfolgt für eine definierte Periode. Zeitliche Aspekte innerhalb dieser Periode bleiben unberücksichtigt. Sammel-, Transport-, Umschlag-, Lager-, Sortier-, Demontage-, Aufarbeitungs-, Aufbereitungs-, Behandlungs- und Beseitigungsprozesse werden folglich innerhalb, nicht aber zu bestimmten Zeiten innerhalb dieser Periode vorgenommen.

3.1.2 Entscheidungsschranken in der Logistik

Die Entscheidungsschranken in der Logistik resultieren aus den nachfolgend genannten Eigenschaften der Anfallstellen, Transportmittel, Transportrelationen und Umschlaganlagen.

- Abfallarten und Abfallmengen

Die Anfallstellen werden durch die Abfallarten und Abfallmengen charakterisiert, die in einer definierten Periode anfallen. Die Abfallarten und Abfallmengen sind gleich bleibend, bekannt und in der Periode, in der sie anfallen, vollständig zu entsorgen.

- Art und Anzahl der Transportmittelklassen

Die Abfalltransporte zwischen den Anfallstellen und den Entsorgungsanlagen können auf den Verkehrsträgern Straße, Schiene und Wasser realisiert werden. Für jeden Verkehrsträger werden Transportmittelklassen definiert (z. B. Straße: Sammelfahrzeug, Lkw zum Ferntransport, Schiene: Traktion elektrisch, Traktion mit Diesel, Wasser: Binnenschiff, Seeschiff) Jede Transportmittelklasse verfügt über beliebig viele Transportmittel.

- Kapazitätsober- und -untergrenzen

Kapazitätsober- und -untergrenzen existieren für alle Transportmittel und Umschlaganlagen. Bei den Transportmitteln beziehen sie sich auf die einzelnen eintretenden Abfallarten. Bei den Umschlaganlagen beziehen sie sich sowohl auf die Summe aller als auch auf die einzelnen eintretenden Abfallarten. Kapazitätsober- und -untergrenzen sind in einer definierten Periode konstant und durch das jeweilige Transportmittel bzw. die jeweilige Umschlaganlage gegeben. Die Kapazitäten reichen in Summe zum Transport und zum Umschlag aller Abfallarten und -mengen aus.

- Veränderung der Stoff- und Energiemengen

Die Abfallmengen, die in ein Transportmittel, in eine Transportrelation oder in eine Umschlaganlage eintreten, sind stets gleich der Abfallmengen, die aus dem Transportmittel, der Transportrelation oder der Umschlaganlage wieder austreten. Die eintretenden Abfallmengen sind Gegenstand der Optimierung.

- Stoffstrombündelung und -teilung

Die Abfallarten, die in ein Transportmittel, in eine Transportrelation oder in eine Umschlaganlage eintreten, sind stets gleich der Abfallarten, die aus dem Transportmittel, der Transportrelation oder der Umschlaganlage wieder austreten. Die ein- und austretenden Abfallarten sind bekannt.

3.1.3 Entscheidungsschranken in der Verfahrenstechnik

Die Entscheidungsschranken in der Verfahrenstechnik resultieren aus den nachfolgend genannten Eigenschaften der Entsorgungsanlagen.

- Kapazitätsober- und -untergrenzen

Kapazitätsober- und -untergrenzen existieren für alle Entsorgungsanlagen. Sie beziehen sich sowohl auf die Summe aller als auch auf die einzelnen eintretenden Abfallarten. Kapazitätsober- und -untergrenzen sind in einer definierten Periode konstant und durch die jeweilige Entsorgungsanlage gegeben. Die Kapazitäten reichen in Summe zur Entsorgung aller Abfallarten und -mengen aus.

- Veränderung der Stoff- und Energiemengen

Die Abfallmengen, die in eine Entsorgungsanlage eintreten, sind nicht zwangsläufig gleich der Sekundärprodukt-, Sekundärrohstoff-, Sekundärenergie- und Abfallmengen, die aus der Entsorgungsanlage wieder austreten. Die eintretenden Abfallmengen sind Gegenstand der Optimierung. Die austretenden Sekundärprodukt-, Sekundärrohstoff-, Sekundärenergie- und Abfallmengen sind über das prozentuale Verhältnis zu den eintretenden Abfallmengen definiert.

- Stoffstrombündelung und -teilung

In Entsorgungsanlagen werden die eintretenden Abfallarten den jeweils selben Prozessen unterzogen. Im Ergebnis entstehen Sekundärprodukte, Sekundärrohstoffe, Sekundärenergien und Abfälle. Die eingehenden Abfallarten und die Arten austretender Sekundärprodukte, Sekundärrohstoffe, Sekundärenergien und Abfälle sind bekannt.

3.1.4 Entscheidungsziel

Das Entscheidungsziel ist, die Entscheidungsfragen bei Einhaltung der Entscheidungsschranken zu klären und die Entsorgung der Abfallarten und -mengen mit Blick auf die Wirtschaftlichkeit und die Umweltverträglichkeit zu optimieren.

3.2 Modellierung

3.2.1 Systemanalyse

Einleitend ist die Systemanalyse vorzunehmen. Sie dient der Festlegung der Systemgrenzen sowie der Definition relevanter Prozesse (Sammlung, Transport, Umschlag, Lagerung, Sortierung, Demontage, Aufarbeitung, Aufbereitung, Behandlung und Beseitigung), Objekte (Abfälle, Sekundärprodukte, Sekundärrohstoffe, Sekundärenergien, Betriebsstoffe und Emissionen) sowie Verknüpfungen (Input, Output und Emission).

3.2.2 Konzeptionelle Modellierung

Anschließend ist die konzeptionelle Modellierung durchzuführen. Dabei werden Modellbausteine genutzt, die in Form einer Bausteinbibliothek zur Verfügung stehen. Die Modellbausteine beinhalten die in der Systemanalyse definierten Prozesse, Objekte und Verknüpfungen. Die zusätzlich zur konzeptionellen Modellierung erforderlichen Speicherterme beinhalten Quellen und Senken, die außerhalb der Systemgrenzen liegen. Im Ergebnis können Logistiknetzwerke in allgemeingültiger Form konzeptionell modelliert und visualisiert werden.

Die Schritte der Systemanalyse und der konzeptionellen Modellierung sind zwar zur ökonomischen, nicht jedoch zur ökologischen Bilanzierung ausreichend. Während die Ein- und Ausgangsgrößen eines Entsorgungsnetzwerkes über Kosten und Erlöse unmittelbar bewertet werden können, sind mittelbar umweltbeeinflussenden Größen zunächst in unmittelbar umweltbeeinflussende Größen umzuwandeln. Hierzu werden Vorketten, Gutschriften und nachgeschaltete Prozesse eingeführt.

Vorketten sind dem Entsorgungsnetzwerk vorgeschaltete Prozesse zur Erzeugung und Bereitstellung von Betriebsstoffen. Hierzu zählen z. B. vorgeschaltete Prozesse zur Erzeugung und Bereitstellung von Diesel, der als Treibstoff zur Sammlung und zum Transport von Abfällen erforderlich ist.

Gutschriften resultieren aus den Umweltwirkungen der Herstellung derjenigen Produkte, Stoffe und Energien, die durch erneute Zuführung von Sekundärprodukten, -rohstoffen und -energien in den Wirtschaftskreislauf ersetzt und damit nicht neu hergestellt werden. Bei der thermischen Behandlung von Abfällen sind solche Gutschriften z. B. für Chlorwasserstoff, elektrische und thermische Energie zu betrachten. Die Umweltwirkungen der Herstellung von primärem Chlorwasserstoff bzw. primärer elektrischer und thermischer Energie werden hierzu bilanziert und dem Entsorgungsnetzwerk zugeschrieben.

Nachgeschaltete Prozesse sind zwar gemäß Systemanalyse und konzeptioneller Modellierung kein originärer Bestandteil eines Entsorgungsnetzwerkes, werden aber durch die Entsorgung von Abfällen in Entsorgungsnetzwerken erforderlich. Bei der thermischen Behandlung von Abfällen sind solche Prozesse z. B. für Emissionen in das Wasser zu berücksichtigen. Die Umweltwirkungen der Abwasseraufbereitung werden hierzu bilanziert und den Umweltwirkungen des Entsorgungsnetzwerkes zugeschrieben.

Die Abbildung 1 veranschaulicht die konzeptionelle Modellierung. Charakteristisch ist, dass es sich um ein Mehrgüter-Flussproblem handelt, dass die Abfälle die Prozesse eines Entsorgungsnetzwerkes ausschließlich in eine Richtung durchlaufen, sich also ein gerichteter Graph ergibt und dass sie dabei einzelne Stufen des Entsorgungsnetzwerkes überspringen können.

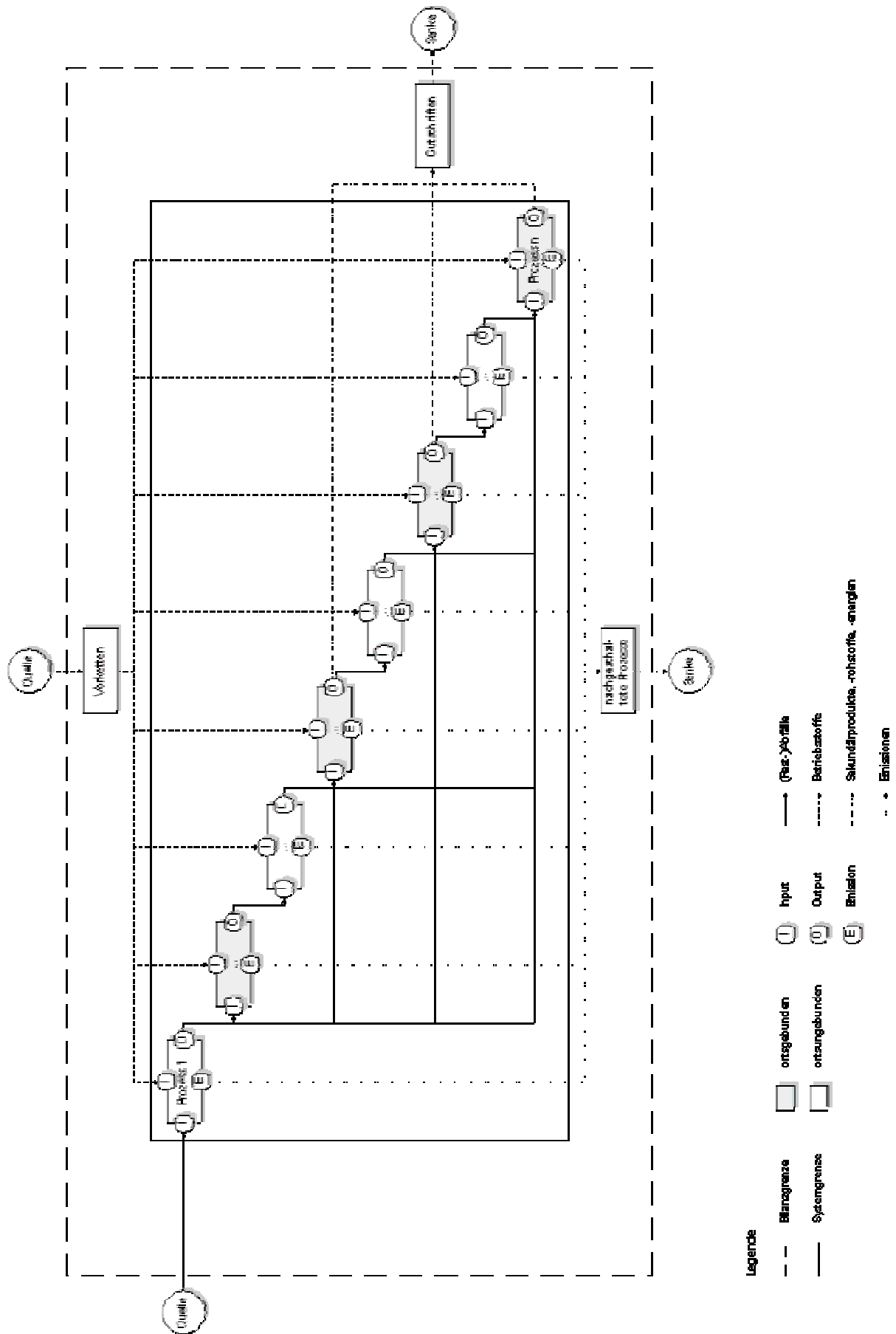


Abbildung 1 Konzeptionelle Modellierung

3.2.3 Mathematische Modellierung

Die mathematische Modellierung kann anhand eines graphentheoretisch oder eines nicht-graphentheoretisch orientierten Ansatzes erfolgen. Ersterer ist anschaulich, im Bereich des Operations Research weit verbreitet und kann, aus Sicht des Anwenders, mit geringem Expertenwissen modifiziert werden. Letzterer ist weniger anschaulich, befindet sich, speziell mit Blick auf nicht-lineare Mehrgüter-Flussprobleme, z. T. noch in der Entwicklung und kann, wiederum aus Sicht des Anwenders, nur mit großem Expertenwissen angepasst werden. Den Vorteilen entsprechend wird die mathematische Modellierung anhand eines graphentheoretisch orientierten Ansatzes vorgenommen.

Vereinfacht dargestellt wird ein Graph bestimmt, dessen Knoten die Anfallstellen bzw. Anlagen und dessen Kanten die Transportrelationen bzw. Transportprozesse zwischen den Anfallstellen bzw. Anlagen darstellen. Darüber hinaus werden eine künstliche Quelle sowie eine künstliche Senke eingeführt. Dies dient der Vereinfachung und gewährleistet, dass durch die mathematische Modellierung keine Lösungsverfahren ausgeschlossen werden, die eine künstliche Quelle sowie eine künstliche Senke bedürfen. Insgesamt weist der Graph damit bis zu 10 Stufen auf (künstliche Quelle, Anfallstellen, Umschlag-, Sortier-, Demontage-, Aufarbeitungs-, Aufbereitungs-, Behandlungs- und Beseitigungsanlagen sowie künstliche Senke). Diese werden mit $S = 0, \dots, 10$ gekennzeichnet. Die künstliche Quelle (Stufe 0) spiegelt keinen realen Vorgang wider. Sie ist lediglich Ausgangspunkt aller anfallenden Abfallarten und -mengen. Deshalb wird sie durch je eine Kante mit den einzelnen Anfallstellen verbunden. Von den Anfallstellen bzw. Anlagen der Stufen 1-8 kann zu allen Anlagen aller nachfolgenden Stufen 2-9 transportiert werden. Zur künstlichen Senke (Stufe 10) hingegen führen nur von den Beseitigungsanlagen ausgehende Kanten.

3.3 Bewertung

3.3.1 Bewertung der Ökonomie

Die zur Optimierung erforderlichen Kosteninformationen sind der Kostenrechnung des Betreibers – bei einem Betreiberkonsortiums den Kostenrechnungen der Konsortialpartner – zu entnehmen. Im letztgenannten Fall gelten die Kosten bzw. Preise erbrachter Teilleistungen als Mindestinformationen. Sie dienen als Eingabeparameter für die Kostenarten-, Kostenstellen- und Kostenträgerrechnung des Betreiberkonsortiums. Bezieht sich die Optimierung des Entsorgungsnetzwerkes auf einen Abfall bzw. einen Entsorgungsauftrag, ist sie der Netzwerkkalkulation gleichzusetzen. Entsprechend sind durch Konsolidierungs- bzw. Primärkostenrechnung konsolidierte Kosteninformationen heranzuziehen. Bezieht sich die Optimierung des Entsorgungsnetzwerkes hingegen auf alle Abfälle bzw. Entsorgungsaufträge, ist sie der Netzwerkergebnisrechnung gleichzu-

setzen. Die konsolidierten Kosteninformationen sind demnach mittels Nettoergebnisrechnung zusammenzufassen. (HESS ET AL., 2002)

3.3.2 Bewertung der Ökologie

In der Vergangenheit wurden unterschiedliche Methoden zur Bewertung von Umweltwirkungen entwickelt und angewendet. Da sich diese Methoden zur Ableitung der Gewichtung von Umweltwirkungen auf unterschiedliche Wertmaßstäbe stützen, ist es nicht möglich, einen Ansatz wissenschaftlich objektiv als grundsätzlich bestgeeignet zu beurteilen. Solange es keinen gesellschaftlichen Konsens über die zu verwendenden Wertmaßstäbe und damit verbunden die zu verwendende Bewertungsmethode gibt, wird der Methodenpluralismus bestehen bleiben. Die Auswahl einer Methode ist folglich stets auf den Anwendungsfall auszurichten. Dieser kann politisch, wirtschaftlich oder wissenschaftlich (z. B. durch eine anstehende Gesetzesänderung, eine zu treffende Investitionsentscheidung oder eine zu verifizierende Theorie) motiviert sein. Kriterien zur Auswahl sind u. a. Vollständigkeit, Transparenz, Praktikabilität und Objektivität.

Die Eingrenzung des Untersuchungsraumes und der damit verbundene Ausschluss von Bewertungsmethoden erfordert ein notwendiges Kriterium. Als solches ist die Aggregation der Bewertungsergebnisse zu einer Kennzahl zu verstehen. Entsprechend werden monokriterielle Bewertungsmethoden und multikriterielle Bewertungsmethoden mit einer Kennzahl vertiefend betrachtet.

Monokriterielle Methoden zielen auf die Bewertung einer Umweltwirkung ab. Ihre Anwendung ist möglich, sofern die zu untersuchenden Systeme lediglich in einer Umweltwirkung (markante) Unterschiede aufweisen oder aber die Methode selbst eine Beschränkung auf eine Umweltwirkung vorgibt. Im Zusammenhang mit entsorgungslogistischen Fragestellungen sind als monokriterielle Methoden im Wesentlichen die Methode des Material Input per Service Unit und die Methode des Kumulierten Energieaufwandes anwendbar.

Multikriterielle Methoden zielen auf die Bewertung mehrerer Umweltwirkungen ab. Multikriterielle Methoden mit einer Kennzahl überführen hierzu multidimensionale Umweltwirkungsprofile in eine eindimensionale Form. Damit wird als Ergebnis der Bewertung ein einziger Wert angegeben. Im Verlauf der Bewertung werden die Werte einzelner Umweltwirkungen normiert, gewichtet und aggregiert. Im Zusammenhang mit entsorgungslogistischen Fragestellungen sind als multikriterielle Methoden mit einer Kennzahl im Wesentlichen die Methode der ökologischen Knappheit, das Tellus-Modell, die Methode der Toxizitätsäquivalente, die Methode der Environmental Priority Strategies 2000 (EPS 2000) und die Methode des Eco-Indicators 99 anwendbar.

Zur Auswahl der Methode wird die Nutzwertanalyse herangezogen. Sie beruht auf der Festlegung von Gewichtungsfaktoren als Maß für den Nutzen der zu erfüllenden Anforderung in Bezug auf den Gesamtnutzwert. Die Methode des Eco-Indicator 99 besitzt im Ergebnis die höchste Wertigkeit.

Die Methode des Eco-Indicator 99 gliedert sich in drei Schritte. Im ersten Schritt wird eine Stoff- und Energiebilanz erstellt. Diese wird im zweiten Schritt über Schadensmodelle in Schadenskategorien (damage to resources, damage to ecosystem quality, damage to human health) überführt. Im dritten und letzten Schritt erfolgt die Normalisierung und Gewichtung der Schadenskategorien sowie die Aggregation zu einer Kennzahl, dem so genannten Eco-Indicator 99. (GOEDKOOP ET AL., 2000)

3.3.3 Bewertung der Ökoeffizienz

Entsprechend der eingangs formulierten Zielsetzung erfolgt die Modellierung, Bilanzierung und Optimierung von Entsorgungsnetzwerken nach ökonomischen und ökologischen Kriterien. Die Optimierung wird dabei unter Verwendung eines einkriteriellen Algorithmus durchgeführt. Die ökonomischen und ökologischen Kriterien sind damit in einer Zielfunktion zu einer Zielgröße zusammenzufassen. Diese Vorgehensweise orientiert sich an gängigen Verfahren zur Lösung multikriterieller Problemstellungen. (MEYER ET AL., 2002)

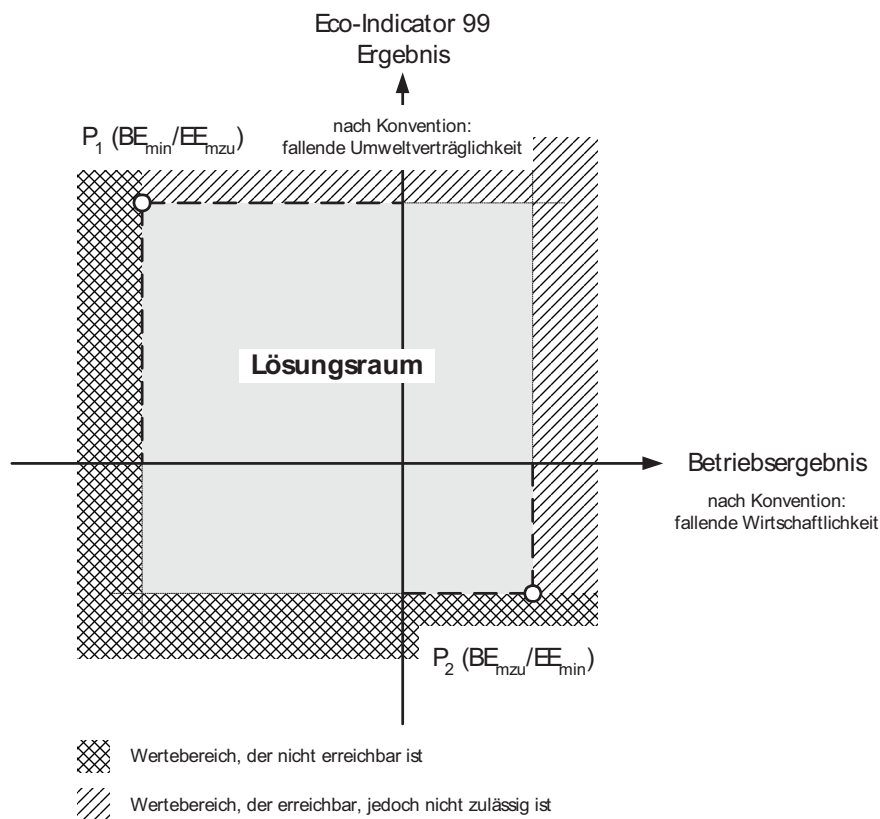


Abbildung 2 Lösungsraum

Einleitend werden die Minima mathematisch exakt ermittelt (Abbildung 2). Die Maxima werden im Sinne oberer Grenzwerte im Anschluss daran festgelegt. Hierzu wird das Entsorgungsnetzwerk jeweils einmal und ausschließlich hinsichtlich eines Kriteriums minimiert, d. h. es wird die hinsichtlich eines Kriteriums beste Lösung gesucht. Die Werte des jeweils anderen Kriteriums werden dabei als Information mitgeführt. Sie gehen jedoch nicht in die Zielfunktion und damit nicht in die Optimierung ein.

An der Stelle, an der das Netzwerkergebnis sein Minimum erreicht, nimmt das Eco-Indicator 99 Ergebnis seinen per Definition maximal zulässigen Wert an. Dieser Wert wird als oberer Grenzwert festgelegt. Eine Lösung, die von dem minimalen Netzwerkergebnis abweicht und gleichzeitig einen größeren Wert für das Eco-Indicator 99 Ergebnis liefert, als dies bei dem minimalen Netzwerkergebnis der Fall ist, wird in der Konsequenz als ungültig angesehen.

An der Stelle, an der das Eco-Indicator 99 Ergebnis sein Minimum erreicht, nimmt das Netzwerkergebnis seinen per Definition maximal zulässigen Wert an. Dieser Wert wird als oberer Grenzwert festgelegt. Eine Lösung, die von dem minimalen Eco-Indicator 99 Ergebnis abweicht und gleichzeitig einen größeren Wert für das Netzwerkergebnis liefert, als dies bei dem minimalen Eco-Indicator 99 Ergebnis der Fall ist, wird in der Konsequenz als ungültig angesehen.

Die beiden Wertepaare dienen zur Normierung der Wertebereiche, zur Bildung der systemspezifischen Kennzahlen und damit zur Bildung der Zielgröße als Maß für die Ökoeffizienz.

3.4 Optimierung

Einleitend wird die Gewichtung der Schadenskategorien vorgenommen. Hierzu werden die Werte für die Gewichtungsfaktoren einzelner Schadenskategorien festgelegt. Die Gewichtung erfolgt einmalig und muss im Verlauf der Optimierung beibehalten werden. Andernfalls verlieren die Ergebnisse ihre Gültigkeit.

Der Gewichtung der Schadenskategorien folgt die Optimierung des betrachteten Entsorgungsnetzwerkes hinsichtlich des Netzwerkergebnisses. Die Lösung der Optimierung liefert sowohl den minimalen Wert des Netzwerkergebnisses als auch den per Definition maximal zulässigen Wert des Eco-Indicator 99 Ergebnisses. Diese Werte werden in Form von Grenzwerten als Grundlage zur Normierung und Gewichtung herangezogen. Die Lösung der Optimierung beinhaltet darüber hinaus bereits elementare Informationen für den Netzbetreiber. Sie gibt Auskunft über die betriebswirtschaftlich optimale Zuordnung und liefert zeitgleich Erkenntnisse über die Umweltverträglichkeit bzw. Hochwertigkeit der entsprechenden Lösung.

Der Optimierung hinsichtlich des Netzwerkergebnisses schließt sich die Optimierung hinsichtlich des Eco-Indicator 99 Ergebnisses an. Die Lösung der Optimierung liefert sowohl den minimalen Wert für das Eco-Indicator 99 Ergebnis als auch den per Definition maximal zulässigen Wert des Netzwerkergebnisses. Diese Werte werden wiederum in Form von Grenzwerten als Grundlage zur Normierung und Gewichtung herangezogen. Die Lösung der Optimierung beinhaltet darüber hinaus ebenfalls elementare Informationen für den Netzbetreiber. Sie gibt Auskunft über die umweltverträglichste bzw. hochwertigste Zuordnung und liefert zeitgleich Erkenntnisse über die Betriebswirtschaftlichkeit der entsprechenden Lösung.

Den beiden einleitenden Optimierungsläufen schließt sich die Normierung der Wertebereiche und damit die Bildung der systemspezifischen Kennzahlen an. Hierzu wird für jedes Ergebnis die maximal zulässige Abweichung von seinem Minimum bestimmt. Diese wird als systemspezifische Bezugsgröße festgelegt und zur Bildung der Kennzahlen herangezogen.

Der Bildung der Kennzahlen folgt die Gewichtung der Kennzahlen. Hier ist festzulegen, ob der Fokus der Optimierung eher auf der Ökonomie, gleichermaßen auf der Ökonomie und der Ökologie oder eher auf der Ökologie liegt. Entsprechend sind die Gewichtungsfaktoren der Kennzahlen zu wählen. Die Gewichtungsfaktoren dürfen, im Gegensatz zu denen der Schadenskategorien, vor jeder kombinierten ökonomischen und ökologischen Optimierung geändert werden. Die Ergebnisse behalten ihre Gültigkeit.

Im Anschluss an die Bildung bzw. Gewichtung der Kennzahlen wird die kombinierte ökonomische und ökologische Optimierung des betrachteten Entsorgungsnetzwerkes vorgenommen. Alle ermittelten Lösungen sind eindeutig definiert durch das Netzwerk selbst, durch die Gewichtungsfaktoren der Schadenskategorien und die Gewichtungsfaktoren der Kennzahlen. Sie sind damit reproduzierbar.

Der letzte Schritt beinhaltet die Darstellung und Interpretation des Optimierungsergebnisses. Hierbei wird neben der Zielgröße sowohl die Netzwerk- als auch die Eco-Indicator 99 Ergebniskennzahl (respektive das Netzwerk- als auch das Eco-Indicator 99 Ergebnis) separat ausgewiesen. Dadurch können Ökoeffizienz, Wirtschaftlichkeit und Umweltverträglichkeit getrennt voneinander bewertet und mit der anderer Zuordnungen, z. B. der Zuordnung des Ist-Zustandes, verglichen werden. Auf Basis der Darstellung und Interpretation des Optimierungsergebnisses ist abschließend die Aussprache einer Handlungsempfehlung möglich.

3.5 Validierung

Zur Validierung der entwickelten Methode wurde u. a. die Steigerung der ökonomischen und ökologischen Effizienz eines Logistiknetzwerkes der Entsorgungswirtschaft analy-

siert. Der Betrachtungsgegenstand war eine Teilfraktion des hausmüllähnlichen Gewerbeabfalls. Der Betrachtungsraum war ein Gebiet bestehend aus dem Bundesland Nordrhein-Westfalen in Deutschland (Anfallort des betrachteten Abfalls und Standort einiger Entsorgungsanlagen) sowie der Provinz Gelderland in den Niederlanden (ebenfalls Standort einiger Entsorgungsanlagen).

Konkret wurde die Frage beantwortet, welche Mengen des betrachteten Abfalls bei welcher Gewichtung von Ökonomie und Ökologie mit welchen Verkehrsmitteln (Straße, Schiene) bzw. Transportmitteln (Straße: Sammelfahrzeug, Lkw zum Ferntransport, Schiene: Traktion mit Diesel) über welche Umschlagstandorte welchen Entsorgungsanlagen (Aufbereitungs-, Behandlungs- und Beseitigungsanlagen) bestmöglich zuzuordnen sind. Insgesamt standen 54 Umschlagstandorte, eine Aufbereitungsanlage, 18 Behandlungs- und 39 Beseitigungsanlagen zur Auswahl. Das Logistiknetzwerk wurde hierzu nach einmaliger Modellierung mit jeweils unterschiedlicher Gewichtung von Ökonomie und Ökologie optimiert.

Im Ergebnis konnten einerseits Wechselwirkungen zwischen Kosten und Umweltbelastungen quantifiziert, andererseits Lösungen in einem Portfolio dargestellt werden. Darüber hinaus konnten den Lösungen die erforderlichen logistischen, fertigungs- und verfahrenstechnischen Ressourcen zugeordnet werden.

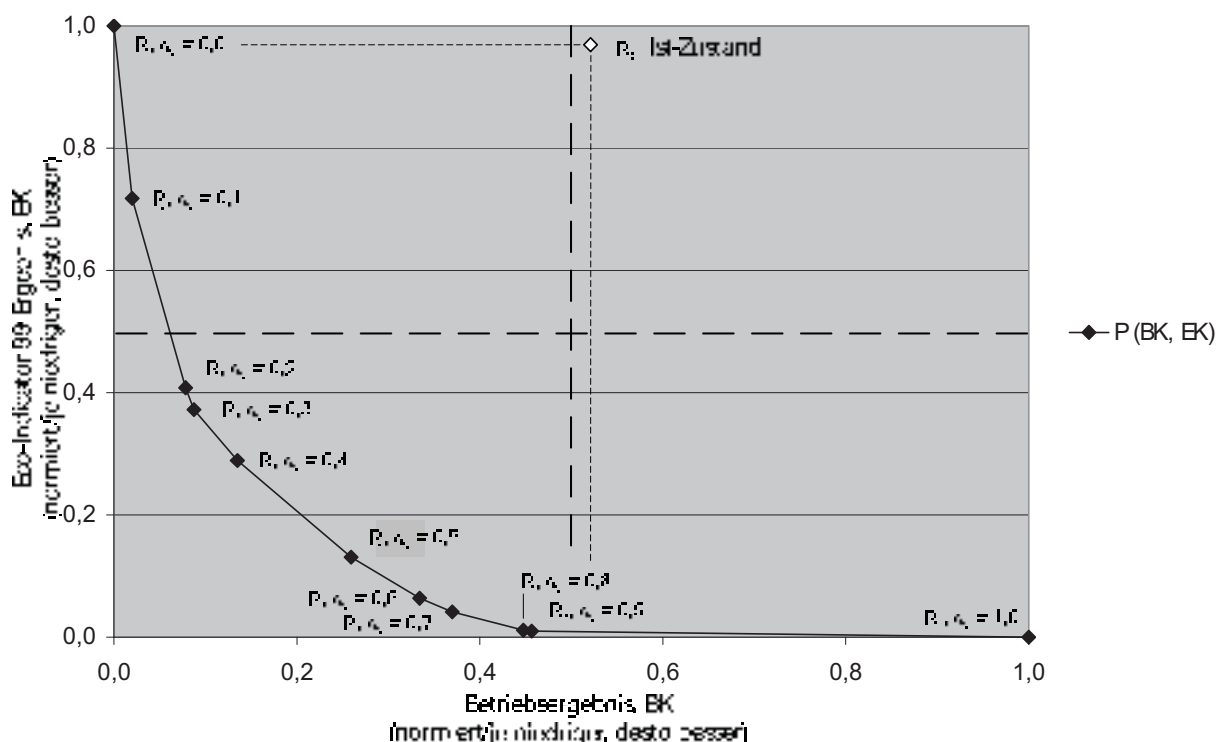


Abbildung 3 Portfolio

Das Ergebnis zeigt darüber hinaus, dass der Ist-Zustand keiner optimalen Lösung entspricht, es im Umkehrschluss also möglich ist, Kosten zu senken und gleichzeitig Um-

weltbelastungen zu reduzieren. Es belegt konkret, dass eine Senkung der Kosten z. B. um 1,2 Mio. € pro Jahr bei gleichzeitiger Einsparung u. a. von 8.420 t CO₂ pro Jahr möglich ist (Abbildung 3).

4 Zusammenfassung

Die entwickelte Methode kann als strategisches Instrument von Wirtschaftsunternehmen zur Planung neuer sowie zur Optimierung existierender Logistiknetzwerke herangezogen werden. Gleichzeitig ermöglicht sie die Prüfung ökonomischer und – sofern gewünscht – ökologischer Auswirkungen der Einbindung neuer Standorte, neuer Verfahren sowie alternativer Verkehrsträger. Der Politik kann sie als Entscheidungsgrundlage zur Lenkung von Stoffströmen dienen, z. B. zur Ermittlung optimaler Recyclingquoten gemäß EU-Recycling-Strategie. Entscheidend für den Erfolg ist: Die optimale Lösung bei jeweiliger Gewichtung der Kosten und Umweltbelastungen wird objektiv dargestellt, Kosten und Umweltbelastungen werden separat ausgewiesen. Der Anwender kann folglich die ohnehin stets subjektive Einschätzung treffen, wie viel ihm die Einsparung von Kosten bzw. die Reduzierung von Umweltbelastung wert ist und für welche Handlungsoption er sich entscheidet.

5 Literatur

- | | | |
|-----------------------------|------|----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| Domschke, W.; Drexl, A.; | 1998 | Einführung in Operations Research. 4. Aufl., Berlin Heidelberg New York : Springer, 1998. – ISBN 3-540-64587-X. |
| Michaelis, E.; | 2001 | Lösung von Zuordnungs- und Umladeproblemen mit exakten Algorithmen. In: Bányai, T. (Hrsg.); Cselényi, J. (Hrsg.): Modelling and Optimisation of Logistic Systems: Theory and Practice. Miskolc Universität, 2001. – ISBN 963-661-510-1. |
| Meyer, P.; | 2005 | Methode zur Steigerung der ökonomischen und ökologischen Effizienz von Logistiknetzwerken der Entsorgungswirtschaft. Dortmund: Praxiswissen, 2005 – zugl. : Dortmund, Universität, Fakultät Maschinenbau, Diss., 2004. – ISBN 3-89957-023-5. |
| Hess, T.; | 2002 | Netzwerkcontrolling : Instrumente und ihre Werkzeugunterstützung. Wiesbaden: Gabler, 2002. – zugl. Göttingen, Universität, Habilitationsschrift, 2001. – ISBN 3-8244-9094-3. |
| Goedkoop, M.; Spiensma, R.; | 2000 | PRé Consultants B.V. (Hrsg.): The Eco-indicator 99: A damage oriented method for Life Cycle Impact |

Assessment : Methodology Report. 2. edit. Amersfoort: PRé Consultants B.V., 2000.

Meyer, P.; 2002 Entwicklung eines Modells zur Beschreibung und Bewertung von Entsorgungssystemen. Dortmund, Universität, Fachbereich Chemietechnik, Diss., 2002.

Anschrift der Verfasser

Dr.-Ing. Peter Meyer
Prof. Dr.-Ing. Uwe Clausen
Fraunhofer-Institut für Materialfluss und Logistik IML
Joseph-von-Fraunhofer-Straße 2-4
D-44227 Dortmund
Telefon +49 231 97 43 367
Email peter.meyer@iml.fraunhofer.de
Website: www.iml.fraunhofer.de

Stoffflußanalyse für mechanische Abfallbehandlungsanlagen im Verbund

Hannes Menapace*, Wolfgang Staber*, Alexander Curtis,
Roland Pomberger**, Michael Prochaska*, Karl E. Lorber***

*Institut für nachhaltige Abfallwirtschaft und Entsorgungstechnik
Montanuniversität Leoben, **Saubermacher Dienstleistungsgesellschaft AG, Graz

Material flow analysis of combined mechanical waste treatment plants

Abstract

The Austrian waste management has rapidly developed from a landfill oriented waste management to a material flow economy based on treatment and utilization plants to a sorting disposal economy. Within these developments the IAE has examined the mass flows for single plants (biological degradation, biogas, mechanical-biogenic treatment and burning, clinker brick production). By mature sampling plans and sorting campaigns for the first time single substances could be looked at more than two plants over four weeks switched behind each other in narrow coordination with the facility staff (line operation) and arrangement (storage and transports between the plants) now. Expressed abbreviatedly these mass flows can be described about process chains as material flow chains. So, optimisation potentials for the plant configuration can be shown and the pollutant transfer can be proved with this tool.

Abstract deutsch

Die österreichische Abfallwirtschaft hat sich in den letzten 15 Jahren rasant von einer deponieorientierten Entsorgungswirtschaft über eine sortierende Abfallwirtschaft hin zu einer auf Verwertungsanlagen basierenden Stoffflußwirtschaft entwickelt. Seit dieser Entwicklung hat das Institut für nachhaltige Abfallwirtschaft und Entsorgungstechnik (IAE) für diverse Anlagen (Kompostierung, Biogas, MA/MBA und Verbrennung, Klinkerherzeugung) Stoffströme untersucht. Durch ausgereifte Probenahmepläne und Sortierkampagnen wurden jetzt in enger Abstimmung mit dem Anlagenpersonal (Anlagenbetrieb) und der Disposition (Lagerung und Transporte zwischen den Anlagen) Stoffströme über zwei hintereinander geschaltete Anlagen über vier Wochen betrachtet und bilanziert. Ziel war es, Optimierungspotentiale für die Anlagenkonfiguration aufzuzeigen und die Schadstoffentfrachtung nachzuweisen.

Keywords

Abfall- und Stoffflußwirtschaft, Massenbilanz, thermische Behandlung, Sortieranlage, Ersatzbrennstoff, Abfallproben, Abfallaufbereitung, thermische Verwertung, stoffliche Verwertung

Waste and material management, mass balance, thermal treatment, sorting plant, substitute fuels, waste sample, waste treatment, thermal recovery, material recovery

1 Einleitung

Die Methode der Stoffflußanalyse (ÖNORM S 2096 Teil 1, 2005) stellt ein wichtiges Instrument zur einfachen Beschreibung und Analyse von komplexen Systemen dar. Dazu sind alle gewonnenen Systemdaten entsprechend aufzubereiten und graphisch darzustellen. So wird es möglich, zielgerichtete Maßnahmen abzuleiten und Szenarien zur Optimierung vergleichbar zu machen.

Zwei zusammenhängende abfallwirtschaftliche Anlagen wurden mit der Methode der Stoffflußanalyse untersucht (PROCHASKA, M., MEIER, J., ET AL, 2005). Bei diesen Anlagen handelt es sich um eine Splittinganlage für Haus- und Gewerbeabfälle, welche einer Anlage zur Erzeugung von Ersatzbrennstoffen (= ThermoTeam Retznei) vorgeschaltet ist. Ziel war es, das Gesamtsystem auf die Stoffflüsse hin zu analysieren und zu bilanzieren, um die Anlage und die Qualität der Brennstoffe verbessern zu können.

2 Anlagenbeschreibung

2.1 Splittinganlage

In der Splittinganlage werden Gewerbemüll sowie Abfälle aus der mechanisch-biologischen Abfallbehandlung in Fraktionen getrennt, welche primär als Inputmaterial für verschiedene Verwertungsschienen dienen sollen. Die Splittinganlage besteht aus einer Zerkleinerung, einem 80 mm Sieb, einem Windsichter, zwei Eisenabscheidern (einer in der Fraktion < 80 mm und einer im Schwergut des Windsichters) sowie einer Ballenpresse für das Leichtgut des Windsichters. Das Schwergut des Windsichters wird nochmals aufgegeben (Kreislauflührung).

2.2 ThermoTeam-Anlage Retznei

Die ThermoTeam-Anlage besteht aus einem Vorzerkleinerer und einem Windsichter, der das Gut in ein Leichtgut und ein Schwergut trennt. Das Schwergut durchläuft vor der Nachzerkleinerung (< 10 mm) eine Abscheiderstation für ferromagnetische Stoffe und eine für paramagnetische Stoffe, eine Inertabscheidung war zum Versuchszeitpunkt keine eingebaut. Das Leichtgut wird nach dem Windsichter der Nachzerkleinerung (< 30 mm) zugeführt. Nach dem Bunker, der für die Versuche mit einer Plane überbrückt wurde, folgt die Aufbereitung mit einem Scheibensieb und zwei Eisenabscheidern. Das zum Zementwerk Retznei ausgelieferte Material wird nochmals von paramagnetischen Metallen entfrachtet.

3 Probenahmekonzept

3.1 Splittinganlage

Von den Stoffströmen der Splittinganlage wurden über die Arbeitswoche hin Einzelproben gezogen. Für die Probenahmetätigkeiten mußte ein Probenahmeplan entwickelt werden, basierend auf den einschlägigen Normen (ÖNORM S 2123 Teil 1 und ÖNORM S 2123 Teil 3). Die Durchführung der Probenahme erfolgte durch das Anlagenpersonal selbst, welches die einzelnen Proben auch zu Sammelproben vermischte. Diese wurden für das ofenfertige Material tageweise sowie für die Metalle und die ThermoTeam Fraktion wochenweise getrennt gehalten.

Nach der Herstellung der Sammelproben wurden die Proben einer Sortierung unterzogen, um auf die in Tabelle 1 aufgelisteten Stoffinhalte schließen zu können.

Tabelle 1 Untersuchte Fraktionen und Parameter – Splittinganlage Graz

Fraktion Bezeichnung	Parameter	
	Schwermetalle	Brennstoff- charakterisierung
Ofenfertig < 80 mm	Fe, Cu, Zn, Cd, Hg, Pb	Chlorgehalt
ThermoTeam, > 80 mm, Windsichter- oberlauf, Leichtgut		Heizwert
ferromagnetisch > 80 mm		Glühverlust
ferromagnetisch < 80mm		Wassergehalt
Windsichterunterlauf > 80 mm, Schwergut	Wieder aufgegeben	

Beim ofenfertigen Material erfolgte zunächst eine Zerkleinerung (Doppelwellenzerkleinerer) auf < 30 mm. Anschließend wurde die Probe durch „fraktioniertes Schaufeln“ auf 20 l verjüngt. Einen Überblick zum Probenahmeprogramm und die anschließende Aufbereitung bietet Tabelle 2.

Tabelle 2 Proben und Aufbereitung - Splittinganlage Graz

Fraktion Bezeichnung	Parameter	
	Probe	Aufbereitung
Ofenfertig < 80 mm	ca. 600 l pro Tag	Zerkleinerung mit DWZ, Verjüngung auf 20 l durch Fraktioniertes Schaufeln, Störstoffaussortierung und Verwiegung, Sortierung der Störstoffe (vor Ort & im Labor)
ThermoTeam, > 80 mm, Windsichter- oberlauf, Leichtgut	jeder 20. Ballen	Siehe Beschreibung ThermoTeam
ferromagnetisch > 80 mm	ca. 250 kg pro Woche	Manuelle Sortierung in Eisen & Stahl, verzinkt, Kunststoff, Verbunde, Cu-hältig, Batterien und Akkumulatoren, Cu und Batterien wurden im Labor weiter sortiert
ferromagnetisch < 80mm	ca. 100 kg pro Woche	
Windsichterunter- lauf > 80 mm, Schwergut	nicht beprobt, im Kreis geführt	

In Abbildung 1 ist der Austrag einer angereicherten Versuchsfraction dargestellt. Bei der Beprobung wurde darauf geachtet, daß das Ziehen der einzelnen Proben aus einem fallenden Gutstrom erfolgte, um eine repräsentative Probe zu erhalten.

**Abbildung 1** Austrag einer angereicherten Versuchsfraction

Damit Fehler bezüglich des Probenmanagements von vornherein ausgeschlossen werden konnten, erfolgte sofort nach dem Ziehen der Probe eine Kennzeichnung. Dies wurde durch Zuordnung einer Probennummer sichergestellt (vgl. Abbildung 2).



Abbildung 2 Kennzeichnung des Outputs einer Aufbereitungsanlage, Aufbereitungstag 17.09.2004

Zur entsprechenden quantitativen Beurteilung der erzeugten Fraktionen, wurde der Output der Splittanlage über 4 Wochen im August/September 2004 untersucht. Durch den 4-wöchigen Beobachtungszeitraum konnte auf eine entsprechend große Datenmenge für die Bilanzierung zurückgegriffen werden. Die Proben, der in Tabelle 1 gezeigten Stoffströme, wurden in der Folge chemisch/physikalisch bzw. bei großen Stücken (vgl. Abbildung 3) optisch auf Schwermetalle und Parameter, die den Brennstoff charakterisieren, analysiert.



Abbildung 3 Sortierung der Fraktion ferromagnetisch > 80 mm

Bei der Sortierung wurden die Gehalte teilweise abgeschätzt anstatt analysiert, da große Metallteile und andere grobe Störstoffe mit dem vorhandenen Aggregat nicht zerkleinert werden konnten. Die Abschätzungsmethodik ist in Tabelle 3 dargelegt.

Tabelle 3 Methodik zur Bestimmung der Gehalte der Fraktionen - Splittinganlage Graz

Fraktion Bezeichnung	Parameter	
	Bestimmung	Berechnung
Ofenfertig < 80 mm	chem. Analyse des Materials und der feinen Störstoffe	Analysenwerte über Anteile auf Gesamtmasse hochgerechnet
	Sortierung der groben Störstoffe	Cd: Akkumulatormasse*0,15 Hg: Knopfzellenmasse*0,3 Cu: Anteil optisch über Volumen und Dichte abgeschätzt Zn: Masse verzinkt*0,1
ThermoTeam, > 80 mm, Windsichteroberlauf, Leichtgut	Siehe Beschreibung ThermoTeam	
ferromagnetisch > 80 mm	Sortierung der Wertstoffe	Cd: Akkumulatormasse*0,15 Hg: Knopfzellenmasse*0,3 Cu: Anteil optisch über Volumen und Dichte abgeschätzt Zn: Masse verzinkt*0,1
ferromagnetisch < 80mm	Sortierung der Wertstoffe	
Windsichterunterlauf > 80 mm, Schwergut	Nicht bestimmt, im Kreis geführt	

3.2 ThermoTeam-Anlage Retznei

Je nach Größe der entstehenden Stoffströme wurde entweder der gesamte Strom untersucht oder es wurden aus Einzelproben (jede Minute) über den Versuchszeitraum Sammelproben gebildet, die dann weiter untersucht wurden. Mittels der ermittelten Gehalte konnte über die Probenmassen auf die Masse der jeweiligen Stoffströme hochgerechnet werden. Bei der Sortierung wurden die Gehalte teilweise abgeschätzt anstatt analysiert. Die Abschätzungen verliefen analog wie jene, welche zuvor für die Splittinganlage beschrieben wurden (vgl. Tabelle 3).

Um die erzeugten Qualitäten beurteilen zu können, wurden ca. 5 % des ThermoTeam Material Outputs der Splittinganlage (Windsichter Leichtfraktion, Fe-entfrachtet), das entspricht ca. 7 t, auf der ThermoTeam Anlage aufbereitet und die Stoffströme untersucht. Sortierungen dieser Stoffströme bzw. von repräsentativen Proben der Stoffströme wurden in der Folge auf Schwermetalle (bzw. schwermetallhaltige Bauteile) und den

Brennstoff charakterisierende Parameter hin chemisch/physikalisch analysiert (vgl. Tabelle 4).

Tabelle 4 Untersuchte Fraktionen und Parameter – ThermoTeam Retznei

Fraktion Bezeichnung	Parameter	
	Schwermetalle	Brennstoff- charakterisie- rung
„ASB“-Produkt < 30 mm	Fe, Cu, Zn, Cd, Hg, Pb	Heizwert Glühverlust Chlorgehalt Wassergehalt
ferromagnetisch Abscheiderstation 1		
Paramagnetisch, NFe-Abscheider		
ferromagnetisch Abscheiderstation 2		
ferromagnetisch Abscheiderstation 3		
Staub	Wird normalerweise ins Produkt zugegeben, Stichprobe	
Produkt > 30mm	Wird normalerweise wieder aufgegeben, Stichprobe	

4 Stoffflußanalyse

4.1 Beschreibung des Untersuchungssystem

Für eine exakte Bilanzierung ist es notwendig, den Bilanzraum bzw. -grenze festzulegen. Das zu bilanzierende System ist in Abbildung 4 dargestellt und bildet die Basis für die durchzuführenden Stoffflußanalysen.

Die Inputströme der Splittinganlage sind Gewerbeabfälle und die MBA-Fraktion. Der in der Splittinganlage aufbereitete Strom „Ofenfertig < 80 mm“ wird einer thermischen Verwertung (Wirbelschichtöfen) zugeführt, er geht daher nicht als Input in die ThermoTeam-Anlage ein. Gleich verhält es sich mit den ferromagnetischen Fraktionen aus der Splittinganlage, die als Altmetall verwertet werden. Die Inputströme der ThermoTeam-Anlage sind, neben den Leichtfraktionsballen (vgl. Abbildung 2) aus der Splittinganlage, auch produktionsspezifische Abfälle und eine Mischkunststofffraktion (= MKF) aus der gelben Tonne / dem gelben Sack. Für die Stoffflußanalyse der ThermoTeam-Anlage

wurden ca. 5 % des Outputs an Leichtfraktionsballen der Splittinganlage auf der Anlage aufbereitet und die Stoffströme untersucht. Der Outputstrom der Thermo team-Anlage (ASB-Produkt) wird im Zementwerk Retznei als Ersatzbrennstoff eingesetzt.

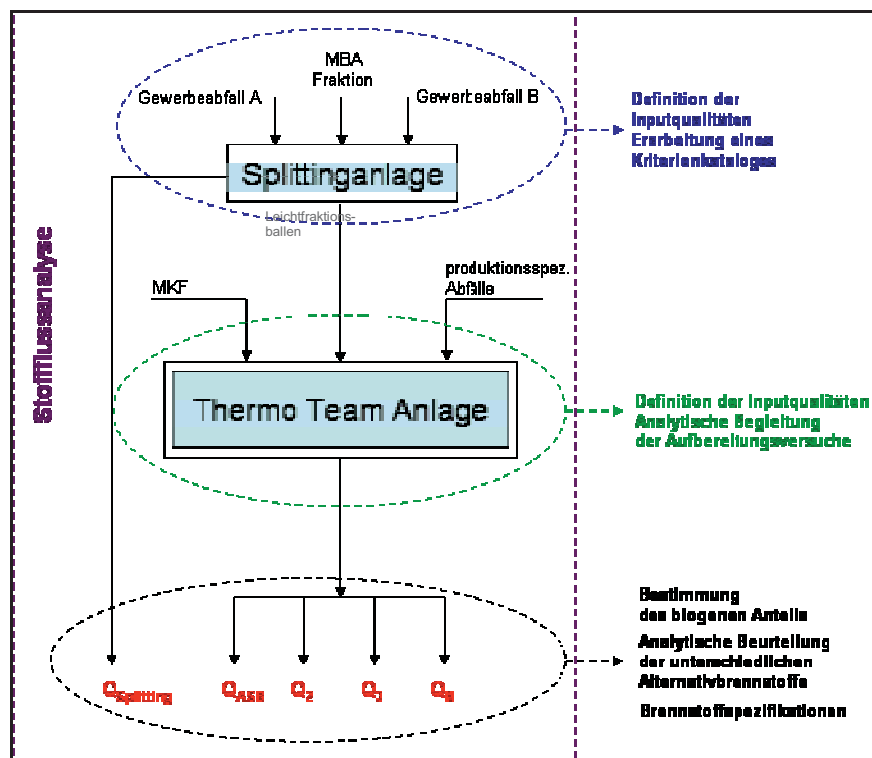


Abbildung 4 Prinzipielles Ablaufschema für die Stoffstromuntersuchungen

4.2 Bilanzierung und Interpretation der Ergebnisse

Die Stoffflüsse werden im Anschluß für die Splittinganlage und die Thermo teamanlage gemeinsam dargestellt. Für die Darstellung wurden die Ergebnisse aus den zuvor durchgeführten Probenahmen herangezogen. Die Daten wurden für alle 4 Wochen zusammenggezogen und bildeten somit die Datenbasis. Für die Durchführung der Bilanzierung wurde auf die Richtlinien der ÖNORM S 2096 Teil 2 (2005) zurückgegriffen.

Da nicht alle Stoffflüsse gemessen wurden, mußte für einige Ströme eine Abschätzung (Lager, Wasserdampf, Staub) getroffen werden. Die anderen Stoffflüsse wurden von den bekannten Punkten aus stufenweise errechnet. Dabei ändert sich durch die Abtrennung von Stoffströmen die Bezugsbasis (Brennstofffluß) im Verlauf des Prozesses. Dies wurde in den Berechnungen einmal rekursiv berücksichtigt. Damit ist ausreichend Genauigkeit gegeben.

Mittels der – während des Beobachtungszeitraumes – erhaltenen Daten konnte eine Übersicht über die Input- und Outputströme der beiden untersuchten Anlagen erstellt werden. In der nachfolgenden Abbildung 5 ist das Grundkonzept für die erstellten Bilanzierungen dargestellt.

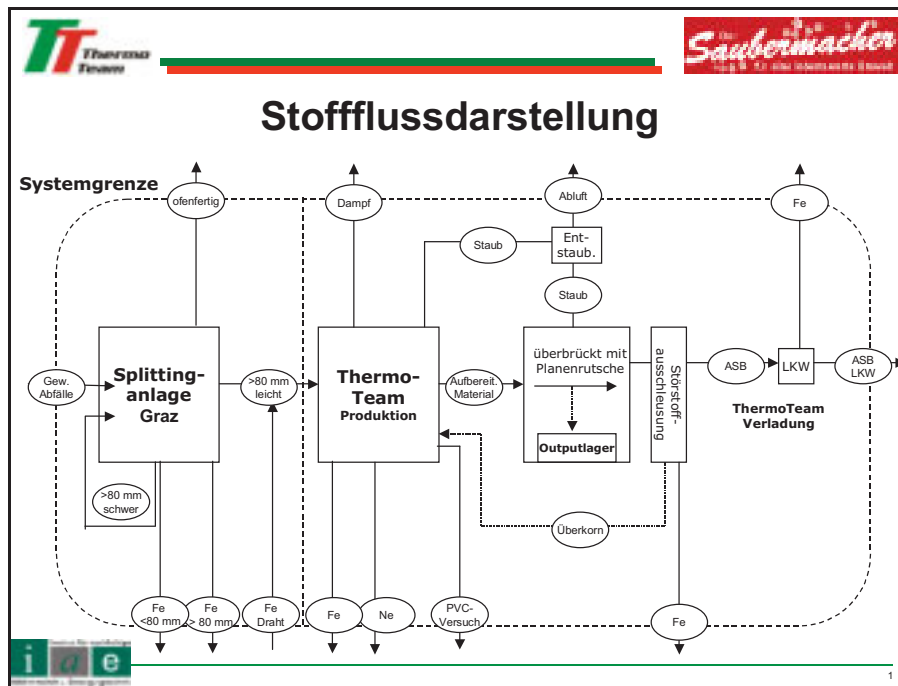


Abbildung 5 Grundkonzept für die Stoffflußdarstellung der untersuchten Anlagen

Abbildung 6 zeigt die Stoffflüsse für einen Untersuchungszeitraum von insgesamt 4 Wochen. Die Dampfverluste konnten aus längeren Massenbilanzen (2003, 2004) vom ThermoTeam übernommen werden, für die Splittinganlage wurde hierzu keine Annahme getroffen. Da in dieser Versuchsserie vor allem der Stoffstrom an Wert- und Schadstoffen interessiert, erfolgte keine Massenbilanzierung für andere Güter (z.B. Kunststoffanhaftungen).

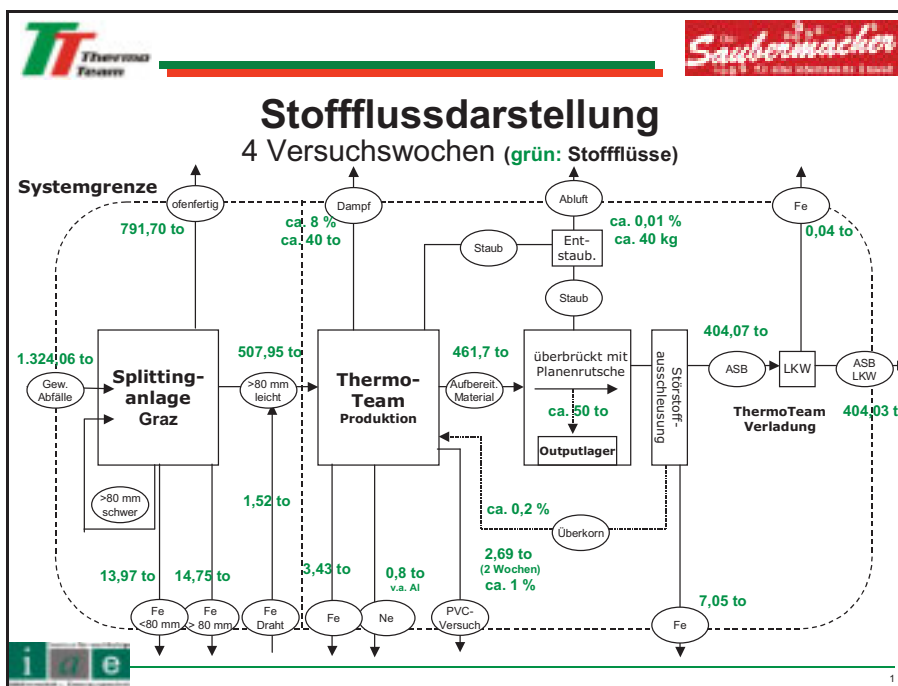


Abbildung 6 Stoffflußdarstellung von Splittinganlage und ThermoTeam Anlage, KW 36-39 2004

Anhand der durchgeführten Bilanzierungen konnten für einzelne Stoffe folgende Schlüsse gezogen werden:

Bei der Betrachtung der Eisenflüsse zeigte sich, daß nach wie vor einiges an Potential für die Entfrachtung der Brennstoffprodukte gegeben ist. Bei der Auswertung beziehen sich die zugeordneten %-Werte auf das jeweilige Gut, bei dem sie angegeben sind, so läßt sich die An-/Abreicherung im Zuge der Aufbereitung gut verfolgen.

Im Rahmen der durchgeführten Versuche war teilweise auch die PVC Abscheidung in Betrieb. Ein Vergleich mit den Ergebnissen von GLORIUS ET AL (2005) zeigt sich ebenfalls eine gute Anreicherung von PVC in der Fraktion mit 10-13% Cl. Aufgrund des geringen Massenstroms ist die Entfrachtung als Stofffluß aber gering. Es findet eine leichte Aufkonzentrierung von Chlor im Brennstoffprodukt statt.

Kupfer wird in erster Linie in den Brennstoffprodukten ausgebracht, etwa gleichbedeutend ist das Ausbringen als Stoffverbund (Motoren, Trafos) in der Eisenfraktion. Überraschend gering (nur in Spuren, einzelne Litzen) war das Ausbringen über die Nichteisenmetallabscheidung. In der Abbildung 7 ist eine aussortierte Cu-Fraktion abgebildet.



Abbildung 7 Kupferfraktion, sortiert

Metallisches Zink wird über feine Störstoffe und beschichtete Eisenteile aus dem System ausgebracht. Durch den Einsatz von Zn-Stabilisatoren in Kunststoffen ist der Anteil an fein in den Brennstoffprodukten verteiltem Zink hoch, daher kann ein bedeutender Anteil nicht durch die Metallabscheidung erfaßt werden.

Cadmium konnte in der Form von Akkumulatoren in den Eisenflüssen optisch identifiziert und auf Basis von Literaturdaten der Cd-Gehalt der Akkumulatoren abgeschätzt werden. Auch der Cadmiumfluß als Stabilisator im PVC zeigt sich deutlich. Über den Rest an PVC in den Brennstoffen ist auch dort ein gewisser Cd-Fluß gegeben. Auch dies stimmt gut mit den von SKUTAN (2004) an anderen Anlagen ermittelten Gegebenheiten überein.

Quecksilber ist in alten Batterien und neuen Knopfzellen, sowie eventuell in Importprodukten aus Asien enthalten. Knopfzellen und Hg-Batterien konnten in den Eisenflüssen identifiziert werden. Für die Stoffflußdarstellung nachteilig ist die hohe Bestimmungsgrenze, die trotz adaptiertem Aufschluß 0,5 mg/kg TS beträgt. Bei den Brennstoffproben wurde diese in allen Fällen unterschritten, jedoch kann der hochgerechnete Fluß an Quecksilber nur als „< ,... kg“ angegeben werden. Die ermittelte Ausschleusung über die Eisenflüsse ist zumindest in derselben Größenordnung wie die Flüsse in den Brennstoffen.

5 Zusammenfassung

Im Rahmen des vorgestellten Projektes konnte der Nachweis erbracht werden, daß eine anlagenübergreifende Stoffstromanalyse prinzipiell machbar und sinnvoll ist. Dadurch wird es ermöglicht, Flüsse von Stoffen – und damit ihr Verhalten über mehrere Anlagen hinweg – genau zu erfassen. Somit können Optimierungspotentiale erkannt und in effizienter Weise ausgeschöpft werden, im Sinne der Optimierung der Stoffflüsse in einem Anlagenverbund. Es hat sich aber gezeigt, daß auf einen genauen Probenahmeplan und das zugehörige Management unbedingt zu achten ist. Weiters muß durch das Betriebspersonal eine konsequente Umsetzung der geforderten Maßnahmen gewährleistet sein, um fundierte Aussagen aus den erhaltenen Daten ableiten zu können.

6 Literatur

- | | | |
|-----------------------------------------|------|-------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| Prochaska, M., Meier, J., Lorber, K. E. | 2005 | Teilbericht zum Projekt „Entwicklung neuer Brennstoffqualitäten aus Abfall“ im Auftrag von Saubermacher Dienstleistungs AG, Montanuniversität Leoben |
| ÖNORM S 2123 Teil 1 | 2003 | Probenahmepläne für Abfälle; Teil 1: Beprobung von Haufen |
| ÖNORM S 2123 Teil 3 | 2003 | Probenahmepläne für Abfälle; Teil 3: Beprobung fester Abfälle aus Stoffströmen |
| ÖNORM S 2096 Teil 1 | 2005 | Stoffflußanalyse; Teil 1: Anwendung in der Abfallwirtschaft - Begriffe |
| ÖNORM S 2096 Teil 2 | 2005 | Stoffflußanalyse; Teil 2: Anwendung in der Abfallwirtschaft - Methodik |
| Glorius, Hüskens | 2005 | Verminderung des Chlorgehaltes im Brennstoff durch neue Sortiertechniken, in Schriftenreihe des Instituts für Abfallwirtschaft und Altlasten, Band 40 Technische Universität Dresden, Dresden, ISBN 3-934253-33-4 |

Skutan	2004	Stoffflußanalysen an MBA und MA zur Restabfallbehandlung, in Konferenzbericht der 7. DepoTech Fachtagung 2004, Hrsg. Lorber, Staber, Novak, Prochaska, Maier, Kastl, Verlag Glückauf GmbH, Essen, ISBN 3-7739-5993-1
--------	------	----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------

Anschrift der Verfasser(innen)

Dipl.-Ing. Hannes Menapace, Dr. Wolfgang Staber, Dipl.-Ing. Michael Prochaska, Prof. Karl E. Lorber

Institut für nachhaltige Abfallwirtschaft und Entsorgungstechnik

Montanuniversität Leoben

Peter-Tunner-Straße 15

A-8700 Leoben

Telefon +43 3842 402 5101

Email iae@mu-leoben.at

Website: www.mu-leoben.at/iae

Dipl.-Ing. Alexander Curtis, Dipl.-Ing. Roland Pomberger

Saubermacher Dienstleistungsgesellschaft AG

Conrad-von-Hötzendorf-Straße 162

A-8010 Graz

Telefon +43 59800 5003

Email office@saubermacher.at

Website: www.saubermacher.at

Massenbilanzierung von Wertstoffsortieranlagen unter besonderer Berücksichtigung des Schwankungsverhaltens

Andreas Nickel, Uwe Clausen

Fraunhofer-Institut für Materialfluss und Logistik IML, Dortmund
Abteilung Entsorgungslogistik

Mass flow analysis of sorting plants

Abstract

The mass flow in sorting plants varies from day to day. This variation is hard to predict, which makes it hard to collect reliable data for mass balances. But mass balances are necessary to evaluate the performance of a sorting plant and to identify potentials for optimization. On hand of a practical example is shown in the following, which statistical principles are valid for a sorting plant and how they can be used to build up a statistically firm mass balance for a sorting plant under particular consideration of the variation of the mass flow.

Abstract deutsch

Der Massendurchsatz von Wertstoffsortieranlagen ist, beispielsweise aufgrund unterschiedlicher Materialqualitäten, starken Schwankungen unterworfen. Durch dieses nur schwer vorhersagbare Schwankungsverhalten wird die Erstellung belastbarer Massenbilanzen mit Stichprobenuntersuchungen in Wertstoffsortieranlagen stark erschwert. Massenbilanzen sind jedoch für eine Beurteilung der Leistungsfähigkeit von Sortieranlagen i. d. R. erforderlich, um darauf aufbauend Planungsentscheidungen bspw. für eine Modernisierung der Anlage oder eine Integration zusätzlicher Trennaggregate ableiten zu können. Im Folgenden wird anhand eines Praxisbeispiels dargestellt, welche mathematisch-statistischen Gesetzmäßigkeiten für die Mengenströme in einer Wertstoffsortieranlage gelten und in welcher Form sie genutzt werden können, um Stichprobenumfänge zu reduzieren sowie Scheingenauigkeiten zu vermeiden und auf diese Weise schnell und mit wirtschaftlich vertretbarem Aufwand zu einer zu einer belastbaren Massenbilanz zu gelangen.

Keywords

Massenbilanzen, Wertstoffsortieranlage, Stichprobenuntersuchungen, Massenströme

1 Ausgangssituation und Vorgehensweise

Die denkbar zuverlässigste Form der Massenbilanzierung ist die Dauerbeprobung aller Massenströme zwischen den einzelnen Prozessschritten einer Sortieranlage. Auf diese Weise lässt sich ein exaktes Bild der Massenströme innerhalb einer Sortieranlage bestimmen. Diese Vorgehensweise ist aber in den seltensten Fällen praktikabel, da die präzise Erfassung sämtlicher Massenströme durch Verwiegungen mit einem sehr hohen personellen und damit finanziellen Aufwand verbunden und zudem auch aus technischen Gründen (Zugänglichkeit, Gefährdungspotenzial etc.) nicht an allen Stellen in-

nerhalb des Materialflusses möglich ist. Weiterhin limitiert auch die geringe Schüttdichte des zu untersuchenden Materials von z. T. weniger als 40 kg/m^3 bei Mengenströmen von 6 t/h und mehr aufgrund des Volumenfalls die Möglichkeiten einer Dauerbeobachtung. Um trotzdem zu Aussagen über die Verteilung der Massenströme einer Sortieranlage zu gelangen, bspw. um Planungsentscheidungen bezüglich einer Modernisierung der Anlage oder einer Integration zusätzlicher Trennaggregate ableiten zu können, werden i. d. R. Stichprobenuntersuchungen vorgenommen, mit denen die Massenbilanz im Ist-Zustand bestimmt wird.

Grundsätzlich besteht bei diesen Stichprobenuntersuchungen jedoch die Herausforderung, das Schwankungsverhalten der Massenströme einer Wertstoffsortieranlage korrekt abzubilden, welches in Abbildung 1 exemplarisch anhand des Gesamtmengendurchsatzes einer Sortieranlage für Leichtverpackungen dargestellt ist.

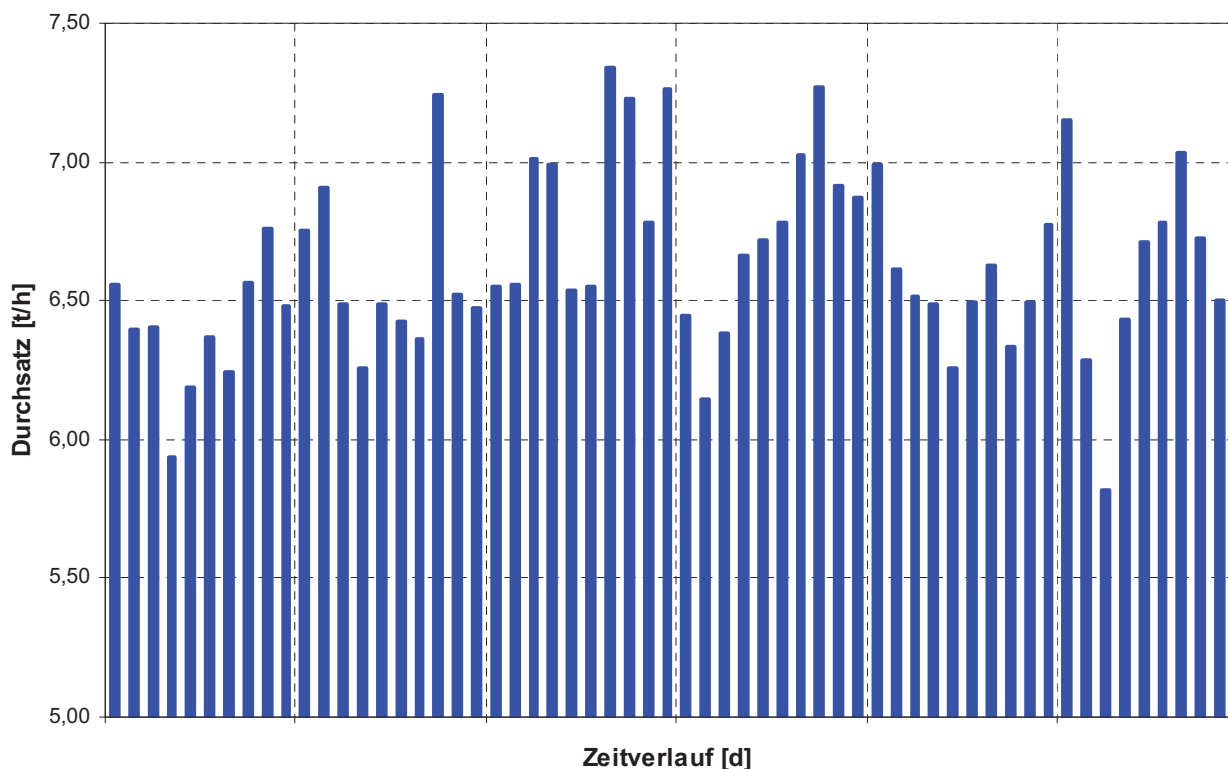


Abbildung 1 Gesamtmassendurchsatz einer Sortieranlage für Leichtverpackungen

Wird dieses Schwankungsverhalten falsch eingeschätzt und eine zu geringe Stichprobenanzahl entnommen, besteht die Gefahr von Scheingenaugkeiten. Scheingenaugkeit bedeutet in diesem Fall, dass die entnommenen Stichprobendaten mit einer scheinbar hohen statistischen Genauigkeit zu Ergebnissen führen, die von den tatsächlichen Werten jedoch stark abweichen können. Dieser Sachverhalt ist in Abbildung 2 anhand der Lageparameter »Erwartungswert« und »Standardabweichung« der Mengenströme der o. g. Sortieranlage dargestellt.

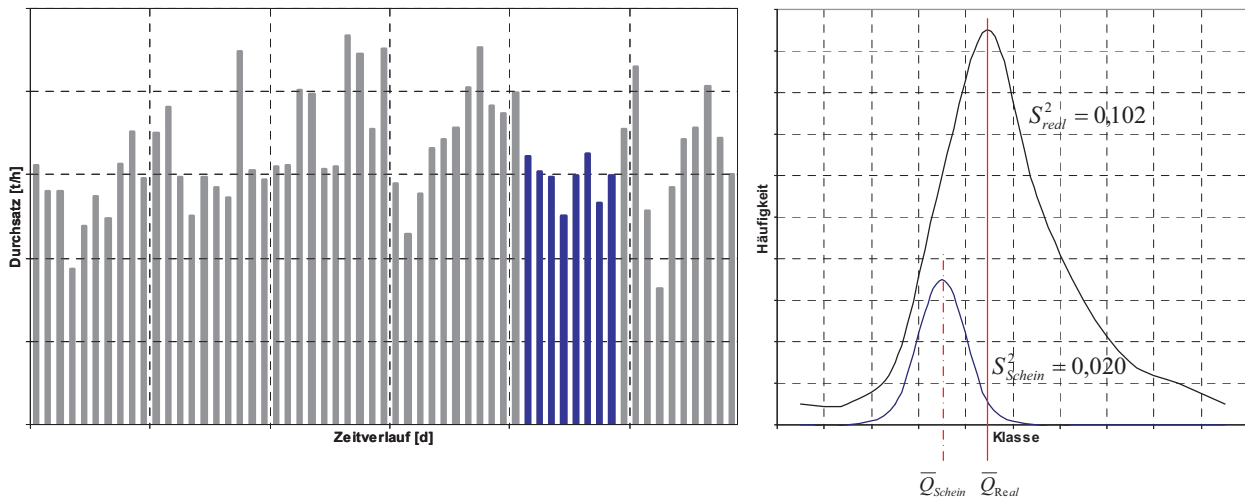


Abbildung 2 Scheingenaugigkeit von Stichprobenuntersuchungen

Um derartige Scheingenaugigkeiten zu vermeiden ist es sinnvoll, Informationen über das Schwankungsverhalten einer Sortieranlage zu gewinnen und diese in die Erstellung der Massenbilanz einfließen zu lassen. Unter dieser Maßgabe wurde am Fraunhofer IML eine vierstufige Untersuchungsmethodik entwickelt, mit der Massenbilanzen in Wertstoffsortieranlagen mit hoher statistischer Sicherheit bei einem wirtschaftlich vertretbaren Aufwand gewonnen werden können.

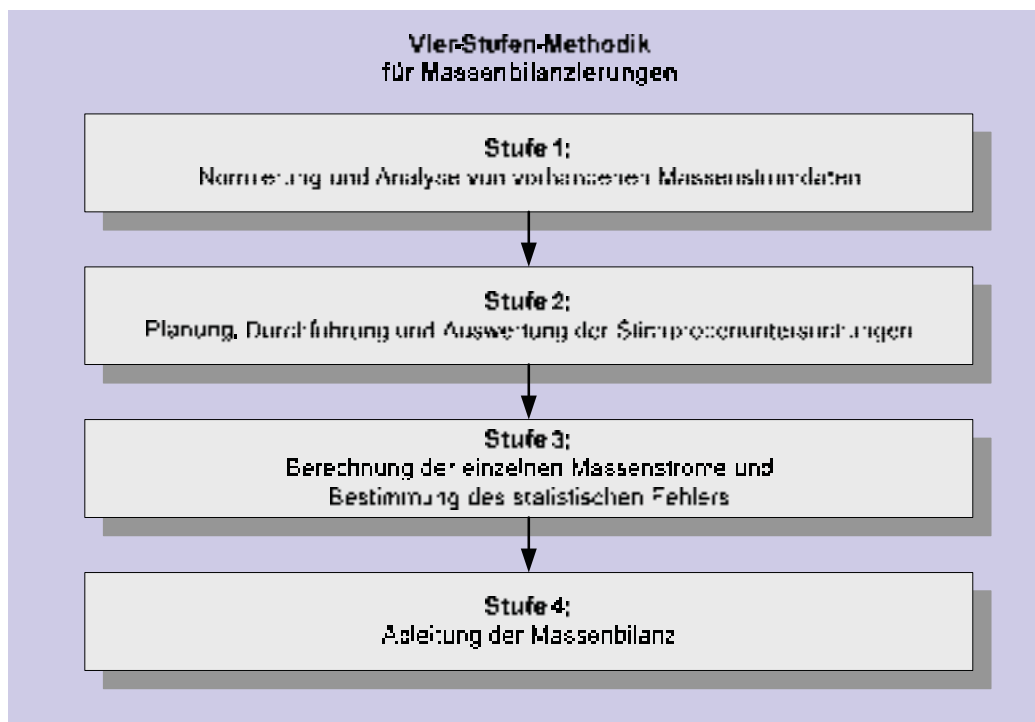


Abbildung 3 Vier-Stufen-Methodik für Massenbilanzierungen

Im ersten Schritt der Methodik werden dabei verfügbare Massenstromdaten, wie z. B. Schichtleistungs- oder Mengenstromnachweise, soweit vorhanden einer ausführlichen mathematisch-statistischen Analyse unterzogen. Das Ergebnis dieser Analyse sind

Abfallforschungstage 2006 www.wasteconsult.de

quantitative Aussagen über Erwartungswerte, Varianzen und Korrelationen der Sortierprodukte, die dazu genutzt werden, die einzelnen Massenströme unter Annahme der Massenerhaltung innerhalb einer Sortieranlage entgegen der Verfahrensrichtung zu berechnen. Von hoher Bedeutung ist dabei, dass auf diese Weise gleichzeitig Informationen gewonnen werden, mit denen das Schwankungsverhalten der Massenströme beschreibbar gemacht werden kann.

In einem zweiten Schritt werden anschließend an denjenigen Stellen, an denen Stoffströme innerhalb der Anlage zusammengeführt werden und daher nicht berechnet werden können, mit Hilfe von Stichprobenuntersuchungen weitere Informationen über die Verteilung der einzelnen Massenströme gewonnen. Dabei wird insbesondere das zuvor identifizierte Schwankungsverhalten bei der Planung und Auswertung der Stichprobendaten berücksichtigt, um die Repräsentativität der Probenahme zu steigern und die Anzahl der benötigten Stichproben zu reduzieren.

Im dritten Schritt lassen sich dann mit Hilfe dieser zusätzlich gewonnenen Daten die Massenströme zwischen den einzelnen Prozessschritten sowie die zugehörigen statistischen Fehler berechnen und bewerten. Sind die erreichten Genauigkeiten der Untersuchung hoch genug, lässt sich im Ergebnis aus den Einzeldaten eine vollständige Bilanz der Massenströme in der untersuchten Wertstoffsortieranlage ableiten.

2 Grundlagen der Untersuchungsmethodik

2.1 Qualität der vorhandenen Daten

Ausgangspunkt der Untersuchungen bildet, wie beschrieben, die Analyse von vorhandenen Massenstromdaten. Diese Daten entstammen zumeist der Auswertung der täglichen Sortierleistung, d. h. einer Verwiegung der einzelnen Sortierprodukte, auf deren Basis Schichtleistungs- und Mengenstromnachweise erstellt werden, oder einer vergleichbaren Datenbasis. Somit handelt es sich bei diesen Daten um sekundärstatistisches Datenmaterial, die nicht primär für die Massenstromuntersuchung erhoben wurden. D. h., auf die Daten bzw. auf die Form der Datenerhebung kann kein Einfluss mehr genommen werden, sondern die Rahmenparameter, wie bspw. Wiegeverfahren, Mess-toleranzen, Messzeitpunkte oder Form der Dokumentation, müssen als gegeben hingenommen und entsprechend bei der Auswertung berücksichtigt bzw. im Zweifelsfall durch zusätzliche Untersuchungen validiert werden.

Weiterhin ist es notwendig, die Daten zu normieren. Normieren bedeutet in diesem Zusammenhang, dass die Massenstromdaten auf die tatsächlichen Betriebsstunden der Sortieranlage bezogen werden. Ohne eine derartige Vereinheitlichung würden temporäre Betriebsausfälle, wie sie bei einem komplexen technischen System wie einer Wert-

stoffsortieranlage unabdingbar sind, eine nicht bestimmbare Veränderung der Basisdaten bedeuten und somit zu verfälschten Ergebnissen bei der Analyse der vorhandenen Massenstromdaten führen.

2.2 Statistische Gesetzmäßigkeiten der Massenströme

2.2.1 Verteilungsart der Massenströme

Bei der Untersuchung von komplexen technischen Systemen durch statistische Methoden wird in der Literatur häufig eine Normalverteilung unterstellt. In der Abfallwirtschaft gilt die Annahme der Normalverteilung dagegen oft nur näherungsweise: Stoffkonzentrationen sind oft rechts-schief verteilt (Log-Normalverteilung), Güterzusammensetzungen folgen oftmals einer stark schiefen J-Verteilung. Wird jedoch eine Summe aus einer großen Anzahl an Einzeleinflüssen betrachtet, konvergiert die beobachtete Zufallsvariable nach dem zentralen Grenzwertsatz der Statistik gegen die Standardnormalverteilung, auch wenn die einzelnen Verteilungen selbst nicht normalverteilt sind. Aufgrund der Vielzahl an unterschiedlichen Zufallseinflüssen, die auf die Massenströme einer Wertstoffsortieranlage einwirken, ist daher davon auszugehen, dass auch das Schwankungsverhalten der Massenströme mit guter Näherung einer Normalverteilung unterliegen wird. Liegt tatsächlich eine Normalverteilung vor, kann aufgrund der Symmetrieeigenschaften dieser Verteilungsart der Untersuchungsaufwand deutlich reduziert werden.

2.2.2 Korrelation der Massenströme

Zwischen den einzelnen Bestandteilen der Massenströme liegen zahlreiche physikalisch-chemische Wechselwirkungen in Form von Verwicklungen, Anhaftungen, Überlagerungen etc. vor, die letztlich auch den Gesamtmassenstrom beeinflussen. Von wesentlicher Bedeutung ist jedoch, dass es sich hierbei nicht um systematische, sondern um zufällige Beeinflussungen handelt, die im Rahmen der statistischen Analysen berücksichtigt werden können. Mathematisch lässt sich diese Zufälligkeit bei Vorliegen einer Normalverteilung durch eine multiple Korrelationsrechnung belegen, mit der die Abhängigkeiten zwischen den einzelnen Massenströmen quantifiziert werden können. Liegt keine oder nur eine schwache Korrelation vor, können die einzelnen Massenströme getrennt voneinander betrachtet und untersucht werden, was zu erheblichen Einsparungen bei der Beprobungsplanung und -durchführung führt, da die Wechselwirkungen nicht in Form von aufwändigen faktoriellen Versuchsplänen untersucht und in der Bestimmung der Massenbilanz berücksichtigt werden müssen.

Andererseits ist zu erwarten, dass zwischen den einzelnen Massenströmen und dem Gesamtmassendurchsatz der Sortieranlage ein linearer Zusammenhang besteht, d. h.

bei einem niedrigen Gesamtmassendurchsatz sind auch alle einzelnen Massenströme im statistischen Mittel entsprechend verringert und umgekehrt. Liegt eine entsprechend hohe Korrelation vor, kann dies ausgenutzt werden, um die Repräsentativität der Stichprobennahme zu erhöhen, da das Schwankungsverhalten der Massenströme berechenbar wird und durch geeignete Korrekturfaktoren berücksichtigt werden kann.

3 Darstellung und Validierung der entwickelten Untersuchungsmethodik

3.1 Darstellung der Untersuchungsmethodik

3.1.1 Analyse der vorhandenen Massenstromdaten

Die Analyse der vorhandenen Massenstromdaten mit statistischen Verfahren geschieht in drei Schritten:

- Eliminierung von Ausreißern
- Nachweis der Verteilungsart
- Bestimmung der Korrelationen

Bei der explorativen Analyse von Datensätzen empfiehlt es sich, Messwerte, die vergleichsweise entfernt vom übrigen Datenkörper liegen, zunächst einer gesonderten Betrachtung durch so genannte Ausreißertests zu unterziehen. Die Einschätzung, wann ein Wert als Ausreißer zu betrachten ist, wird anhand dessen getroffen, was bei einer Normalverteilung als untypisch anzusehen ist. Im Rahmen der hier dargestellten Methodik wird dazu die »Ausreißerregel nach Tukey« verwendet, die sich zum einen durch eine einfache Handhabung und zum anderen durch eine genügend große Sicherheit bei der Identifikation von Ausreißern auszeichnet.

Die Anpassung des theoretischen Verteilungsmodells der Normalverteilung an die vorliegende empirische Häufigkeitsverteilung geschieht dann nachfolgend in zwei Schritten: Zunächst werden die noch unbekanntes Lageparameter der Normalverteilung aus den vorliegenden empirischen Massenstromdaten geschätzt. Für das angenommene Verteilungsmodell einer Normalverteilung eignet sich dabei aufgrund der guten Handhabbarkeit und Güte der Ergebnisse am besten die Maximum-Likelihood-Methode (ML-Methode). Allgemein basiert die Maximum-Likelihood-Methode darauf, für jeden Parameterwert des angenommenen theoretischen Häufigkeitsmodells die Wahrscheinlichkeit der konkret vorhandenen Stichprobe zu berechnen. Der ML-Schätzer ist dann gerade derjenige Parameter, bei dessen Vorliegen die beobachtete Stichprobe am wahrscheinlichsten ist. Im zweiten Schritt bedarf es nach der Schätzung der Lageparameter der

Überprüfung der Anpassungsgüte, d. h. der Untersuchung, inwieweit die Hypothese der Normalverteilung auch tatsächlich korrekt war. Hierzu dienen verschiedene Signifikanztests, mit denen die Eignung von Verteilungsmodellen objektiv beurteilt wird. Bei einer positiven Beurteilung liegen dann im Ergebnis der Analyse die Erwartungswerte und die Standardabweichungen für die einzelnen Verteilungsfunktionen der Sortierprodukte vor.

Abschließend wird die Korrelation der einzelnen Mengenströme untersucht: Die Korrelation zweier unabhängiger Zufallsvariablen X und Y ist stets Null, d. h. zwei unabhängige Zufallsvariablen sind stets unkorreliert. Umgekehrt kann aber i. A. nicht aus der Unkorreliertheit von X und Y deren Unabhängigkeit gefolgert werden. Allerdings gilt speziell, dass zwei unkorrelierte normalverteilte Zufallsvariablen auch unabhängig sind. Daher ist im Normalverteilungsfall die Korrelation ein Maß für die Stärke der Abhängigkeit zweier Zufallsvariablen. Als Schätzer für die Korrelation zweier Massenströme wird im Rahmen der Untersuchungsmethodik der Pearson'scher Korrelationskoeffizient verwendet. Die Abhängigkeitsstruktur der mehrdimensionalen Datensätze wird dabei auf die paarweisen Abhängigkeitsstrukturen zurückgeführt und in Form einer Korrelationsmatrix dargestellt und ausgewertet.

3.1.2 Planung, Durchführung und Auswertung der Stichprobenuntersuchungen

Neben der Auswertung der vorhandenen Massenstromdaten stellt die Datengewinnung durch Stichprobenverfahren die zweite wesentliche Datenquelle zur Quantifizierung der Massenbilanz dar. Hierbei handelt es sich um primärstatistisches Datenmaterial, das gezielt für den vorliegenden Anwendungsfall erhoben wird, so dass eine Planung der Datengewinnung möglich ist. Ziel der Stichprobenuntersuchungen ist es, mit einem möglichst geringen Untersuchungsaufwand eine repräsentative Aussage über einzelne Massenströme innerhalb der zu untersuchenden Sortieranlage zu bekommen.

Die Stichproben werden innerhalb der Sortieranlage an denjenigen Stellen entnommen, an denen eine Berechnung der Massenströme nicht möglich ist. In der Praxis hat es sich dabei als sinnvoll erwiesen, grundsätzlich zuerst diejenigen Massenströme zu untersuchen, die erwartungsgemäß den geringsten Durchsatz aufweisen. Auf diese Weise können Ungenauigkeiten, die auf zu geringe Größen der Einzelproben in Relation zum Gesamtmassenstrom zurückzuführen sind, vermieden werden womit die Repräsentativität der Probenahme steigt.

Weiterhin wird der zuvor beschriebene Zusammenhang zwischen dem Gesamtmassenstrom und den einzelnen Massenströmen ausgenutzt, um die Güte der Stichprobenuntersuchungen zu erhöhen und Scheingenauigkeiten zu vermeiden. Dies geschieht durch die Anwendung eines Korrekturzahlverfahrens, bei dem die entnommenen Stichproben nicht isoliert, sondern im Kontext des Schwankungsverhaltens der Sortieranlage betrachtet werden. Die verwendete Korrekturzahl gibt dabei das Verhältnis zwischen

dem Erwartungswert des Gesamtmassenstroms und dem tatsächlichen Massenstrom des jeweiligen Untersuchungstages wieder. Sie stellt also eine Maßzahl dar, in wie weit das Massenstromverhalten der Sortieranlage am jeweiligen Untersuchungstag vom statistischen Normalzustand abweicht. Mit dieser Korrekturzahl werden dann alle Messwerte des jeweiligen Untersuchungstages multipliziert, bevor die Daten in die weitere statistische Auswertung eingehen. Auf diese Weise wird die Varianz der Stichprobennahme reduziert, so dass der Erwartungswert der Stichprobe erheblich schneller gegen den tatsächlichen Erwartungswert konvergiert als im unkorrigierten Fall.

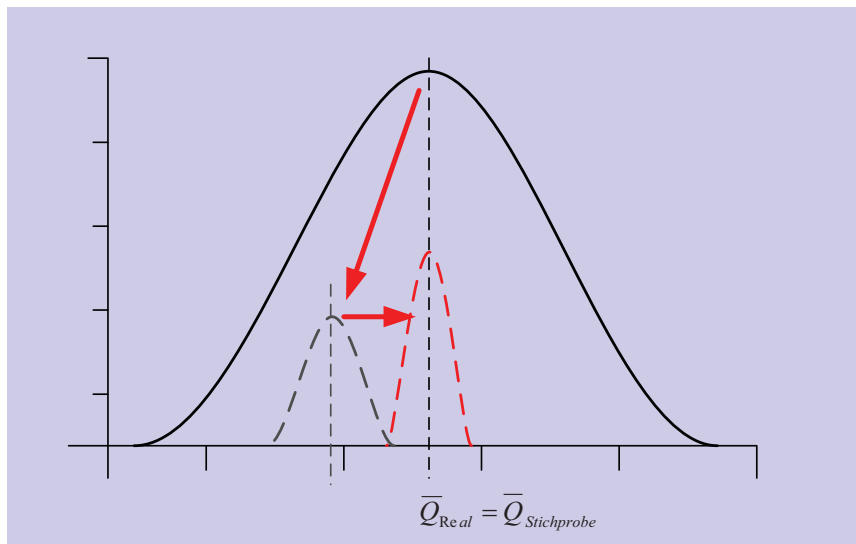


Abbildung 4 Grundprinzip des Korrekturzahlverfahrens

Die Anwendung des beschriebenen Korrekturzahlverfahrens ist jedoch nur zulässig, solange keine Ausreißer im statistischen Sinne „künstlich“ zu repräsentativen Werten transformiert werden, sondern nur die Elemente der tatsächlichen Normalverteilung, für die die oben beschriebenen Gesetzmäßigkeiten gelten. Stichproben, die an Tagen durchgeführt werden, die statistisch als Ausreißer zu bezeichnen sind, sind grundsätzlich als ungültig zu deklarieren und müssen von den weiteren Auswertungen ausgeschlossen werden.

3.1.3 Quantifizierung der Massenbilanz und Analyse des statistischen Fehlers

Aufgrund der gewählten Form der indirekten Bestimmung der Massenströme ist zunächst zu beachten, dass schon die Ausgangsdaten auf der Auswertung von Daten beruhen, die durch ein zufälliges, d. h. stochastisches Verhalten charakterisiert sind, die also mit entsprechenden Unsicherheiten verbunden sind. Diese Unsicherheit pflanzt sich fort, wenn auf Basis der vorhandenen Informationen auf die unbekanntes Massenströme rückgeschlossen wird. Eine Methode, das Problem zu linearisieren und damit näherungsweise den mittleren Fehler der indirekten Bestimmung zu ermitteln, ist das Fehlerfortpflanzungsgesetz nach Gauß. Auf diese Weise wird der statistische Fehler

berechnet, der durch die Anwendung der indirekten Bestimmung der Massenströme gemacht wurde. Wird dieser Fehler im Vergleich zu den direkt bestimmten Massenströme überproportional groß, sind an den entsprechenden Stellen zusätzliche Stichprobenuntersuchungen, um die indirekt ermittelten Werte zu verifizieren.

Auf Basis der ermittelten Massenstromdaten wird dann abschließend die Gesamtmassenbilanz der untersuchten Sortieranlage berechnet und stellt im Ergebnis alle Massenströme zwischen den einzelnen Prozessschritten im statistischen Normalzustand dar. Statistischer Normalzustand heißt in diesem Zusammenhang, dass die bestimmten Werte die jeweils höchste Auftretenswahrscheinlichkeit haben und damit einen Zustand der betrachteten Sortieranlage beschreiben, der einem eingeschwungenen und stabilen Betriebszustand, der als sinnvoller Ausgangspunkt für weitere Planungsüberlegungen verwendet werden sollte, ausreichend nahe kommt.

3.2 Anwendung im Praxisversuch

3.2.1 Spezifizierung des Anwendungsfalls

Bei der Wertstoffsortieranlage, die im konkreten Anwendungsfall betrachtet wurde, handelt es sich um eine Sortieranlage für Leichtverpackungen mit einer Kapazität von ca. 25.000 Jahrestonnen, die den Verpackungsabfall von ca. 1.000.000 Einwohner einer teils ländlich geprägten Region in einem trockenmechanischen, teilautomatisierten Verfahren in acht verschiedenen Wert- und Reststofffraktionen sortiert. Zum Untersuchungszeitpunkt wurde die Anlage an fünf Tagen pro Woche mit jeweils zwei Schichten pro Tag betrieben.

Für die Analyse vorhandener Massenstromdaten konnte auf die Schichtleistungsnachweise von insgesamt 66 Arbeitstagen zurückgegriffen werden, was einem Betrachtungszeitraum von drei Monaten entspricht. In den Schichtleistungsnachweisen werden die täglichen Leistungsdaten der Sortieranlage bezogen auf die einzelnen Sortierfraktionen dokumentiert, um den monatlichen Mengenstromnachweis erstellen zu können. Dabei wurde neben der Anzahl der verpressten Ballen pro Sortierfraktion und deren Gewicht auch die tatsächliche Betriebsdauer der Anlage dokumentiert, so dass eine Normierung der Daten auf Betriebsstunden möglich war.

Für die Stichprobenuntersuchungen wurden insgesamt 26 Probenahmestellen identifiziert, wobei aufgrund des gewählten Verfahrens der indirekten Massenstrombilanzierung nur an drei Stellen aus dem bewegten Abfallstrom Proben entnommen werden mussten. An diesen Messpunkten wurden mit Hilfe der Mitarbeiter der Sortieranlage die zu verwiegenden Proben direkt von den Förderbändern entnommen, wobei Einschränkungen hinsichtlich der Verfügbarkeit der Mitarbeiter in Kauf genommen werden mussten. Die übrigen 23 Probenahmestellen befanden sich im Bereich der Sortierkabine

bzw. bei der Vorsortierung und konnten ohne weitere Restriktionen organisatorischer oder technischer Art beprobt werden.

3.2.2 Ergebnisse der Anwendung

Im ersten Schritt der Anwendung wurde zunächst die Annahme der Normalverteilungsfunktion als Verteilungsmodell für das Schwankungsverhalten der Massenströme überprüft. Neben der Visualisierung im Histogramm wurden dabei insbesondere die Quantile-Quantile-Plots der einzelnen Verteilungen für den Nachweis ausgewertet. Gemeinsam mit der Analyse des Variationskoeffizienten sowie des zentralen Schwankungsintervalls konnte auf diese Weise die Annahme der Normalverteilung eindeutig bestätigt werden, wie in Abbildung 5 beispielhaft dargestellt ist.

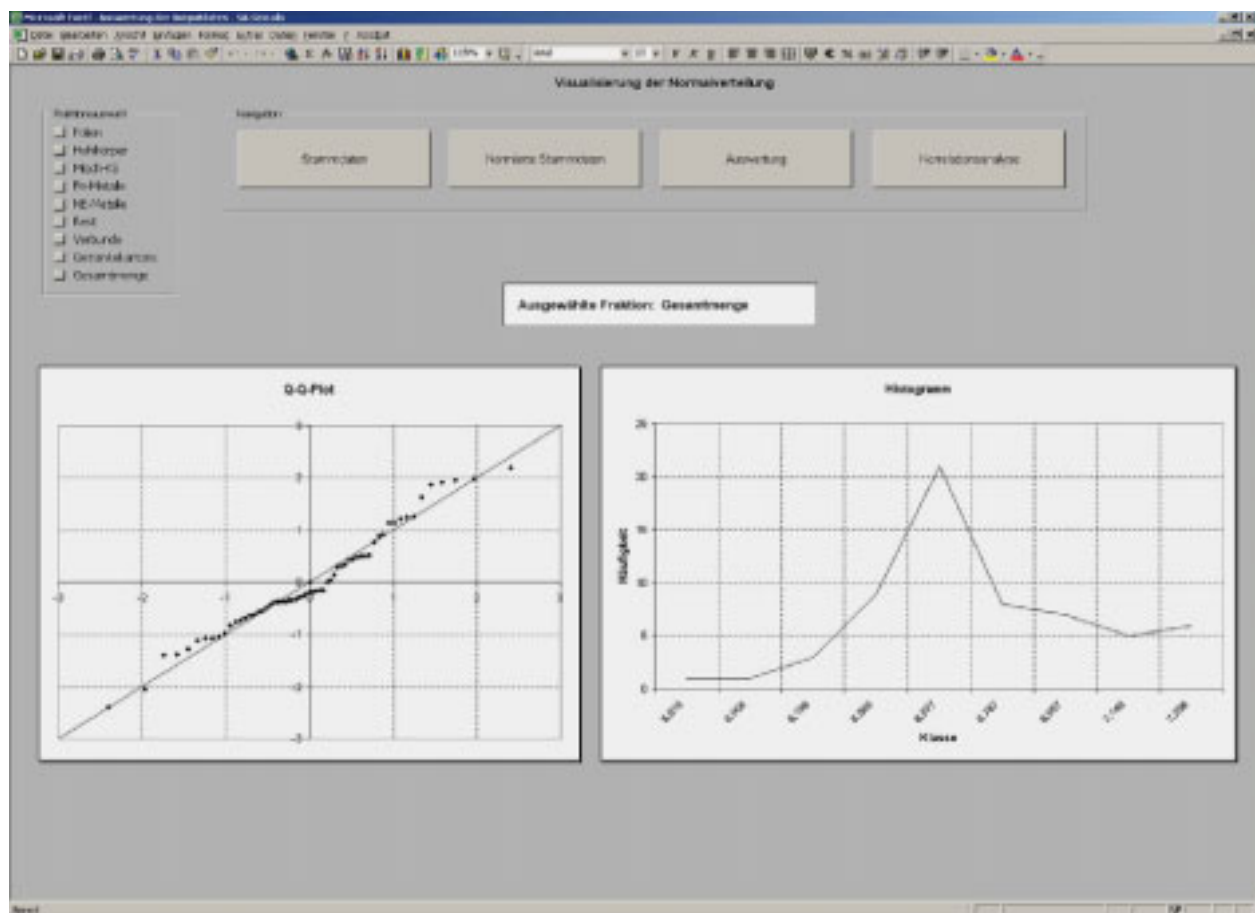


Abbildung 5 Analyse der Verteilungsart

Generell zeigte sich bei der hier durchgeführten explorativen Datenanalyse der Trend, dass sich Massenströme mit einem hohen spezifischen Gewicht wie z. B. Fe-Metalle oder die Restfraktion deutlich robuster in ihrem Schwankungsverhalten zeigen, was sich aufgrund der geringeren Variationskoeffizienten insbesondere durch einen geringeren Bedarf an Stichproben auf den Untersuchungsaufwand bei diesen Massenströmen auswirkt.

Im zweiten Schritt erfolgte der Nachweis der Unabhängigkeit über eine paarweise Betrachtung der empirischen Korrelationskoeffizienten der einzelnen Massenströme. Im vorliegenden Anwendungsfall ergibt sich folgende Korrelationsmatrix für die um statistische Ausreißer bereinigten Massenströme der Sortierprodukte.

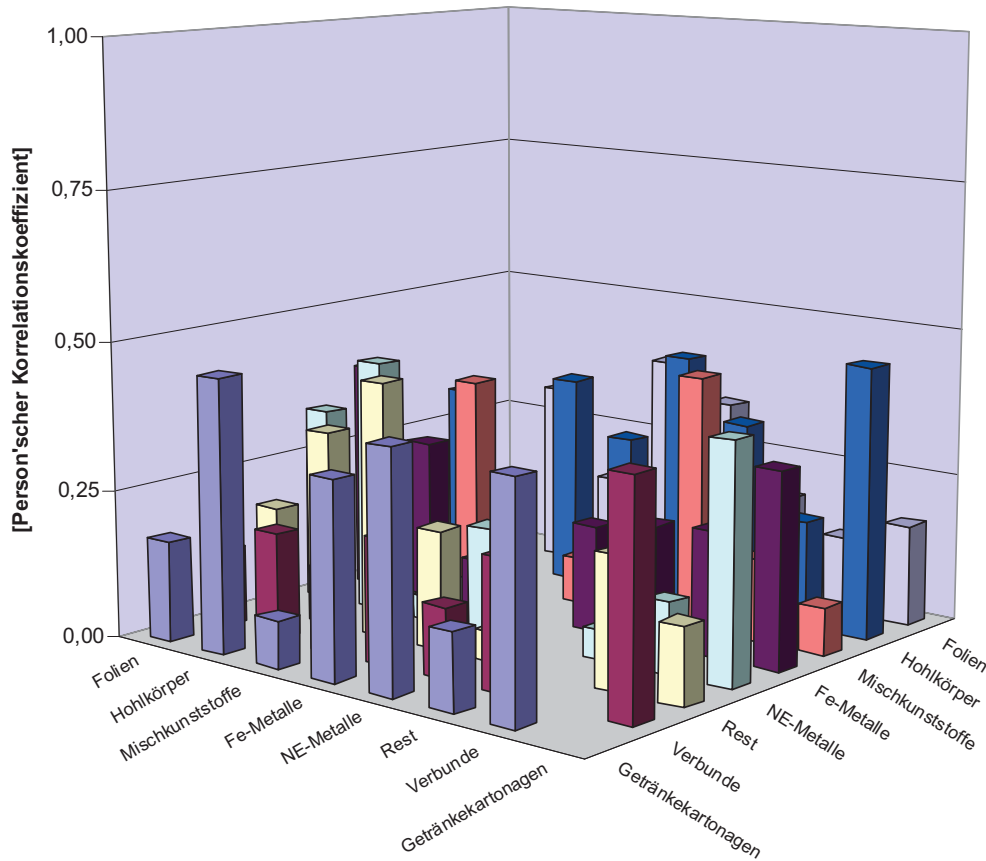


Abbildung 6 Visualisierung der Korrelationsmatrix

Neben der zu erwartenden schwachen Korrelation zwischen NE-Metallen und Getränkekartonagen, die vermutlich auf leichte Unschärfen bei der NIR-Detektion zurückzuführen ist, sind mit lediglich zwei weitere Korrelationskoeffizienten mit einem Wert größer 0,4 vorhanden. Nach *Schlittgen* und *Hartung* sind jedoch Werte für den Korrelationskoeffizienten unterhalb von 0,5 bei empirischen Untersuchungen grundsätzlich als eindeutiger Hinweis für eine Unabhängigkeit zu werten. Darüber hinaus gibt auch die Darstellung des zeitlichen Verlaufs des Mengenaufkommens einen Anhaltspunkt für einen generellen Zusammenhang zwischen den einzelnen Massenströmen, so dass auf Basis der vorliegenden Daten für die betrachtete Sortieranlage die Annahme der Unabhängigkeit zwischen den einzelnen Mengenströmen allgemein als erfüllt angesehen werden kann. Hingegen ist mit Korrelationskoeffizienten zwischen 0,78 und 0,94 für den Zusammenhang zwischen dem Gesamtmassenstrom und den einzelnen Massenströmen von einer recht starken Korrelation auszugehen, die die Anwendung des beschriebenen Korrekturzahlverfahrens rechtfertigt.

4 Zusammenfassung

Mit der beschriebenen Untersuchungsmethodik konnte ein Verfahren entwickelt und in der Praxis erfolgreich getestet werden, mit dem belastbare Massenbilanzen für Wertstoffsortieranlagen unter expliziter Berücksichtigung des Schwankungsverhaltens der Massenströme erstellt werden können. Durch eine konsequente Nutzung der vorliegenden statistischen Gesetzmäßigkeiten konnte der notwendige Untersuchungsaufwand deutlich reduziert und durch die Einbeziehung von Langzeitdaten die Gefahr von Scheingenauigkeiten verringert werden. Im Ergebnis erhält der Betreiber einer Wertstoffsortieranlage Daten über die Verteilung der Massenströme in einem eingeschwungenen und stabilen Betriebszustand der Sortieranlage, die als Ausgangspunkt für weitere Planungsüberlegungen zu verwenden sind.

5 Literatur

- | | | |
|----------------|------|------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| Nikel, A. | 2005 | Verfahren zur strategischen Planung von Wertstoffsortieranlagen auf Basis methodischer Mengenstromuntersuchungen. Dissertation Universität Dortmund 2005. ISBN 3-89957-032-4 |
| Schlittgen, R. | 2000 | Einführung in die Statistik – Analyse und Modellierung von Daten. 9. Auflage. ISBN 3-486-25465-0 |
| Hartung, J. | 2002 | Handbuch der angewandten Statistik. 13. Auflage. ISBN 3-486-25905-9 |

Anschrift der Verfasser

Dr.-Ing. Andreas Nickel
Prof. Dr.-Ing. Uwe Clausen
Fraunhofer-Institut für Materialfluss und Logistik IML
Abteilung Entsorgungslogistik
Joseph-von-Fraunhofer-Str. 2-4
D-44227 Dortmund
Telefon +49 (231) 9743 - 365
Email: andreas.nikel@iml.fraunhofer.de
Website: www.iml.fraunhofer.de

Modellgestützte Stoffflussanalyse der Ersatzbrennstoffherstellung aus gemischten Gewerbeabfällen

Asja Mrotzek

Fraunhofer-Institut für Umwelt-, Sicherheits- und Energietechnik (UMSICHT),
Oberhausen

Modelbased material flow analysis of RDF-production

Abstract

Since June 2005 it is not allowed to deposit untreated wastes on landfills. Therefore, investors built several plants to pre-treat waste and to produce refuse derived fuels (RDF) of wastes. RDF is used in the co-combustion in cement kilns and power plants and also in mono-incineration plants. This article shows first results of a modelbased simulation of the RDF-production process.

Abstract deutsch

Aufgrund des Ablagerungsverbots für unvorbehandelte Abfälle sind vermehrt Anlagen zur Herstellung von Ersatzbrennstoffen aus vermischten Abfällen gebaut worden. Ersatzbrennstoffe können entweder in Mitverbrennungsprozessen (Zementwerke, Kraftwerke) oder in Monoverbrennungsanlagen eingesetzt werden. Dieser Artikel zeigt erste Ergebnisse einer modellbasierten Simulation der Aufbereitungsprozesse von gemischten Abfällen zu Ersatzbrennstoffen.

Keywords

Ersatzbrennstoffe, Stoffflussanalyse, Gewerbeabfälle, TASI, Aufbereitung, Abfallablagereungsverordnung, Prozesssimulation

1 Einleitung

Zum 01.06.2005 wurden Anlagen zur Herstellung von Ersatzbrennstoffen aus Abfällen geplant und zeitnah in Betrieb genommen. Die Ersatzbrennstoffe werden in Zement- oder Kraftwerken energetisch verwertet. Mit der Erhöhung der Substitution von Regelbrennstoffen durch Ersatzbrennstoffe auf bis zu 80% der Feuerwärmeleistung (FWL) sind die Anforderungen an den Brennstoff insbesondere beim Chlorgehalt (< 0,7 %) und Heizwert (> 21 MJ/kg) gestiegen. Diese gestiegenen Anforderungen konnten bei der Planung vieler Anlagen nicht berücksichtigt werden, so dass bei der Inbetriebnahme nicht in allen Fällen alle Anforderungen an den EBS erfüllt worden sind. Durch Nachrüstungen bei der Anlagentechnik und Umstellungen beim Stoffstrommanagement können die Anforderungen heute überwiegend eingehalten werden. Die Herstellung eines dauerhaften qualitativ hochwertigen Brennstoffs ist gerade in der heutigen Marktsituation (Überkapazitäten an EBS) für den kontinuierlichen Absatz der Ersatzbrennstoffe entscheidend.

In diesem Artikel wird ein Verfahren zur modellgestützten Stoffflussanalyse der Ersatzbrennstoffherstellung vorgestellt. In Abhängigkeit von der Abfallzusammensetzung und der Anlagentechnik wird der Aufbereitungsprozess mit dem Modell simuliert und die Outputmengen und -qualitäten prognostiziert.

2 Aufbereitung und Einsatz von Ersatzbrennstoffen

2.1 Charakterisierung von Ersatzbrennstoffen

Nach den Vorgaben des Kreislaufwirtschaft- und Abfallgesetzes (§ 4 (4)) beinhaltet die energetische Verwertung den Einsatz von Abfällen als Ersatzbrennstoff, wenn folgende Kriterien nach § 6 (2) eingehalten werden:

- Heizwert mindestens 11.000 kJ/kg,
- Feuerungswirkungsgrad mindestens 75%,
- Nutzung oder Abgabe der entstehenden Wärme,
- Ablagerung von bei der Verwertung anfallenden weiteren Abfällen nach Möglichkeit ohne weitere Behandlung.

Neben der Bezeichnung „Ersatzbrennstoff“ des KrW-/AbfG existieren noch vielfache weitere Bezeichnungen und Produktnamen für Brennstoffe, welche aus Abfällen hergestellt werden. Hierzu zählen u.a.

- BRAM – Brennstoff aus Müll,
- SBS[®] - Substitutbrennstoff (Markenname der RWE Umwelt für Brennstoffe aus Siedlungsabfällen),
- BPG[®] - Brennstoff aus produktionsspezifischen Gewerbeabfällen (Markenname der RWE Umwelt),
- Sekundärbrennstoff,
- RDF – Refuse derived fuel,
- HKF – Hochkalorische Fraktion,
- u.v.m.

Neben der Bezeichnung unterscheiden sich Ersatzbrennstoffe auch erheblich in Art und Umfang der Aufbereitung sowie in ihren physikalischen, chemischen und verbrennungstechnischen Eigenschaften. Die Anforderungen an den Brennstoff werden durch die anschließende Verwertung vorgegeben. Diese Anforderungen müssen bei der Aufberei-

tung des Ersatzbrennstoffs erfüllt werden. So werden bei der Mitverbrennung von Ersatzbrennstoffen andere Ansprüche an den Brennstoff gestellt als bei der Monoverbrennung. Durch die Kapazitätsprobleme nach dem 01.06.2005 sind verstärkt die Planungen von Monoverbrennungsanlagen für heizwertreiche Abfälle, sogenannte EBS-Kraftwerke, in Diskussion. Vor diesem Hintergrund ist es sinnvoll, Ersatzbrennstoffe nach ihrem Absatzweg in hochkalorische (Zement- und Kraftwerke) und mittelkalorische Ersatzbrennstoffe (EBS-Kraftwerke) einzuteilen.

2.2 Aufbereitung von Ersatzbrennstoffen

Der technische Aufwand der Aufbereitung richtet sich nach dem späteren Verwendungsweg für die Ersatzbrennstoffe und nach den eingesetzten Abfällen. Bei relativ homogenen Produktionsabfällen, die auch seitens ihrer chemischen und verbrennungstechnischen Eigenschaften für eine Mit- oder Monoverbrennung geeignet sind, besteht die Aufbereitung in der Regel aus Zerkleinerungsprozessen. Je heterogener die Abfallströme sind, desto größer sind die Anforderungen an die Technik bei der Aufbereitung. Neben einer mehrstufigen Zerkleinerung sind verschiedene Sortier- und Klassierprozesse für die Herstellung eines qualitativ hochwertigen Brennstoffs notwendig. Aufgrund des verstärkten Sortieraufwands steigen auch die Mengen der Outputströme, die nicht für den Brennstoffeinsatz geeignet sind. In Abbildung 1 ist ein beispielhafter Aufbereitungsprozess für gemischte Abfälle dargestellt.

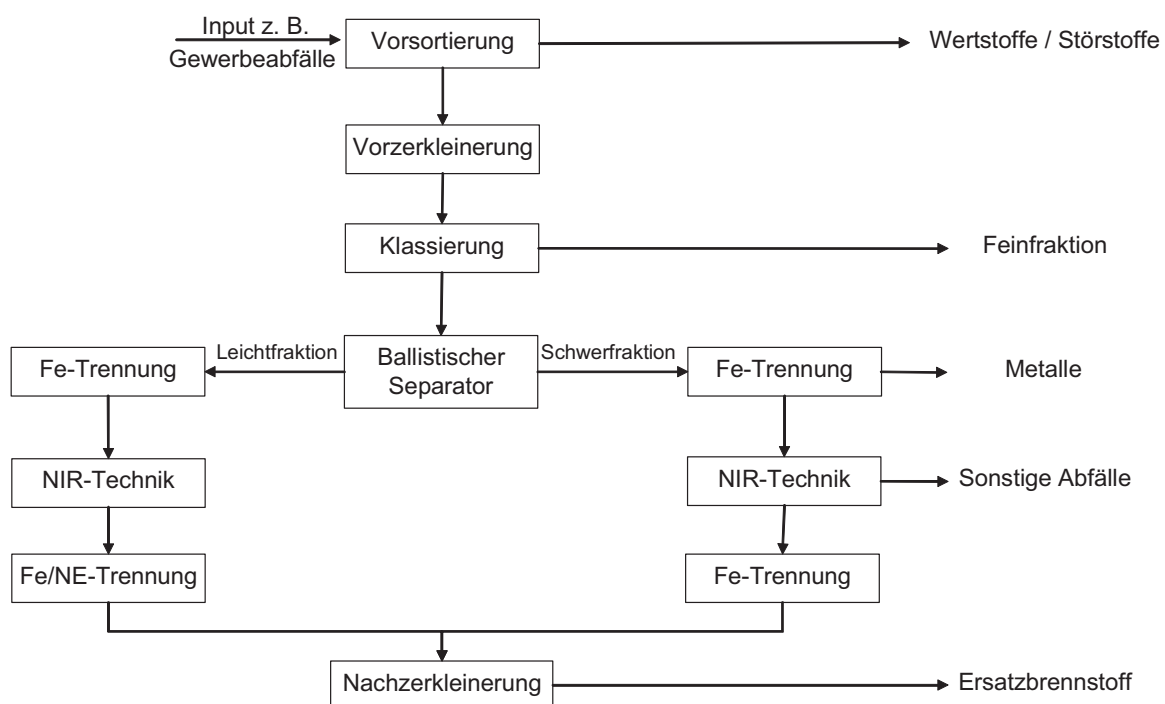


Abbildung 1 Verfahrensschema der EBS-Aufbereitung

In den EBS-Aufbereitungsanlagen werden die Abfälle in einer Vorsortierung von groben Störstoffen befreit und dann vorzerkleinert. Nach der Vorzerkleinerung erfolgt in der Regel zur Entlastung der nachfolgenden Anlagentechnik die Absiebung einer Feinfraktion (zwischen 15 und 50 mm). Diese Feinfraktion kann, abhängig vom Inputmaterial, schon eine erste Senke für Schadstoffe darstellen. Im Anschluss folgt die Aufteilung in eine heizwertreiche und eine heizwertärmere Fraktion. Hier werden neben Windsichtern auch ballistische Separatoren eingesetzt. Die Abreicherung von chlorhaltigen Materialien erfolgt über NIR-Technik. Dabei werden entweder als Brennstoff geeignete Materialien erfasst oder chlorhaltige Fraktionen aus dem Aufbereitungsprozess ausgeschleust. An mehreren Stellen des EBS-Aufbereitungsprozesses werden Eisen- und Nichteisenmetalle abgetrennt. Nach den Sortierprozessen werden die Ersatzbrennstoffe auf ihre Endkorngröße (ca. 15 bis 30 mm) zerkleinert. Bei der Aufbereitung von feuchten Abfallarten (z. B. Siedlungsabfälle) ist der Einsatz einer Trocknung zur Reduzierung des Wassergehalts im Ersatzbrennstoff notwendig.

2.3 Einsatz von Ersatzbrennstoffen

Ersatzbrennstoffe werden in der Mitverbrennung in Zement- und Kraftwerken sowie zukünftig vermehrt in EBS-Kraftwerken eingesetzt. Tabelle 1 gibt einen Überblick über die Anforderungen der einzelnen Verwertungsprozesse an den Ersatzbrennstoff.

Tabelle 1 Anforderungen an Ersatzbrennstoffe

	Einheit	Zementwerk	Kraftwerk	EBS-Kraftwerk
Heizwert	kJ/kg	> 20.000	> 18.000	12.000-16.000
Wassergehalt	Gew.-%	< 15	< 15 -25	< 30
Asche	Gew.-%	< 15	<15 -20	< 25
Chlor	Gew.-%	< 1	0,5 - 1,5	< 1 - 1,5
Schwermetalle	mg/kg _{TS}	nach BGS ¹	nach BGS ¹	

2.3.1 EBS-Einsatz in Zementwerken

Der Einsatz von Ersatzbrennstoffen in der Zementindustrie ist auf den hohen Energieverbrauch bei der Herstellung von Zement zurückzuführen. Der theoretische thermische Energiebedarf liegt bei etwa 3 MJ pro produzierten Kilogramm Klinker. In den letzten Jahren ist der spezifische Energiebedarf optimiert worden. Eine weitere Optimierung

¹ Grenzwerte für Schwermetallgehalte für Ersatzbrennstoffe sind durch die Bundesgütegemeinschaft Sekundärbrennstoffe festgelegt (siehe www.bgs-ev.de)

des Energiebedarfs ist mit wirtschaftlich vertretbaren Mitteln nicht möglich (SCHMIDL, 2004).

Die Anforderungen an den Ersatzbrennstoff aus der Sicht der Zementindustrie richten sich an Form und Schadstoffgehalt sowie an die chemische Zusammensetzung der Brennstoffe. Die chemische Zusammensetzung spielt für die Rezeptur des Rohmehls eine entscheidende Rolle, da die Asche des Verbrennungsprozesses mit in den Klinker eingebunden wird. So wird bei einem hohen Eisenanteil im EBS (z. B. Altreifen) die Rezeptur des Rohmehls entsprechend eisenarm eingestellt. Die Form der Brennstoffe ist abhängig vom Einsatz der Brennstoffe im Drehrohr. Im Brennerkopf (Erstfeuerung: 2.000 °C) werden blasfähige Ersatzbrennstoffe wie Fluff und Tiermehl eingesetzt, während stückige Brennstoffe wie Altreifen und Pellets in der Zweitfeuerung bei der Calcination (ca. 850 °C) eingesetzt werden.

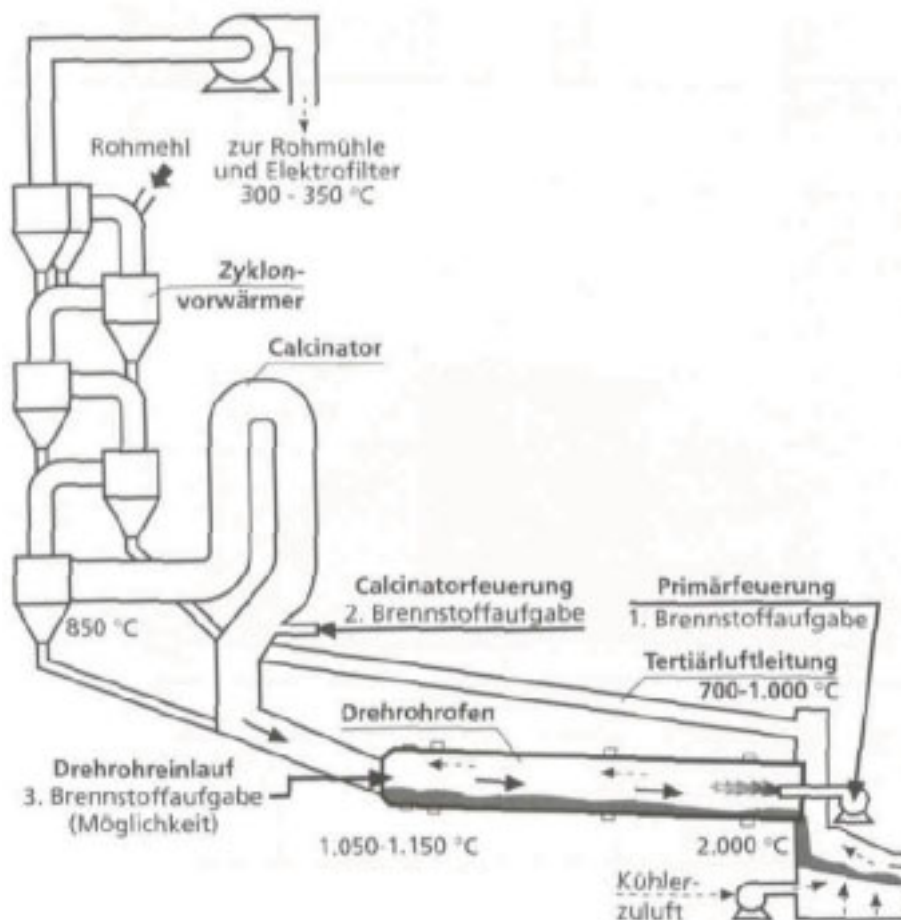


Abbildung 2 EBS-Einsatz im Zementwerk (THOMÉ-KOZMIENSKY, 2002)

2.3.2 EBS-Einsatz im Kraftwerk

Beim Einsatz von Ersatzbrennstoffen in Kraftwerken muss die Mitverbrennung derart erfolgen, dass der Prozess der Stromerzeugung nicht negativ beeinflusst wird. Dies betrifft insbesondere die dampf- und rauchgasseitigen Betriebsparameter, die Emis-

ongrenzwerte und die nachgelagerten Verwertungswege für Nebenerzeugnisse (z. B. Aschen). In Kraftwerken werden bereits seit einigen Jahren Ersatzbrennstoffe wie Tiermehl oder Papierschlämme eingesetzt. Ersatzbrennstoffe aus gemischten Abfällen werden vereinzelt im Versuchs- oder bereits im Dauerbetrieb eingesetzt. Dabei werden die Ersatzbrennstoffe entweder in den Kohlenmühlen mit der Kohle vermischt oder getrennt über den Brennerkopf in die Kohlenstaubflamme eingeblasen und mitverbrannt. Hierfür sind besondere Anforderungen an den Ersatzbrennstoff zu stellen. Dabei richten sich die Anforderungen vor allem an die Förderfähigkeit und das Zünd- und Ausbrandverhalten der Brennstoffe. Die maximale Korngröße liegt bei etwa 20 mm. Des Weiteren sind Voraussetzungen für eine pneumatische Förderung ein niedriger Asche- und Wassergehalt. Als störend haben sich Metalle, Hartkunststoffe, Holz und Styropor erwiesen.

Negative Auswirkungen auf die Emissionen sind bisher nicht aufgetreten. Ergebnisse bei Messungen des Kraftwerks Jänschwalde ergaben keine Emissionsänderungen bei allen anorganischen und organischen Bestandteilen. Darüber hinaus konnte nachgewiesen werden, dass alle organischen Schadstoffe (Dioxine, Furane, PAK) wirkungsvoll in der Feuerung zerstört und die Schwermetalle überwiegend im E-Filter und in der Rauchgasentschwefelungsanlage abgeschieden werden (SIDAF, 2004).

2.3.3 EBS-Einsatz in Monoverbrennungsanlagen

Neben der Mitverbrennung von Ersatzbrennstoffen in Zement- oder Kraftwerken werden Ersatzbrennstoffe zukünftig auch vermehrt in Monoverbrennungsanlagen energetisch genutzt. Zurzeit werden mehrere Projekte für EBS-Kraftwerke mit unterschiedlichen Kapazitäten geplant. Bei den Planungen werden vorwiegend zwei technische Feuerungskonzepte verfolgt: Zum einen die Verbrennung der mittelkalorischen Ersatzbrennstoffe auf einem wassergekühlten Rost, zum anderen der Einsatz einer Wirbelschichtfeuerung. Bei den Fragestellungen der Anlagengröße, der einzusetzenden Brennstoffe und der Anlagentechnik wird vor allem die betriebswirtschaftliche Betrachtung dieser Anlagen ausschlaggebend sein, wobei das Umfeld der Anlage wichtig ist. So stellt sich die Frage: Besteht eine Möglichkeit der Wärmeabgabe und können durch Einsatz von Ersatzbrennstoffen primäre Brennstoffe wie Erdgas oder Erdöl ersetzt werden?

Ausgehend von diesen Überlegungen wurde am Standort der Universität Duisburg-Essen, Lehrstuhl für Umweltverfahrenstechnik und Anlagentechnik, in Zusammenarbeit mit Industriepartnern und dem Fraunhofer Institut UMSICHT die Versuchsanlage MARS[®] errichtet. Die Verbrennungsanlage besteht aus einem wassergekühlten Rostsystem, das aufgrund der Kühlung auch für höhere Heizwerte einsetzbar ist. Zurzeit wird die Anlage um ein System zur Wärmeauskopplung (Thermoölübertrager) und eine Filtersystem mit Additiveindüsung erweitert. Erste Versuche nach den Umbaumaßnah-

men zur energetischen Nutzung von mittel- und hochkalorischen Ersatzbrennstoffen sind für den April 2006 geplant. Das Verfahrensschema der MARS[®]-Anlage nach den Umbaumaßnahmen ist in Abbildung 3 dargestellt.

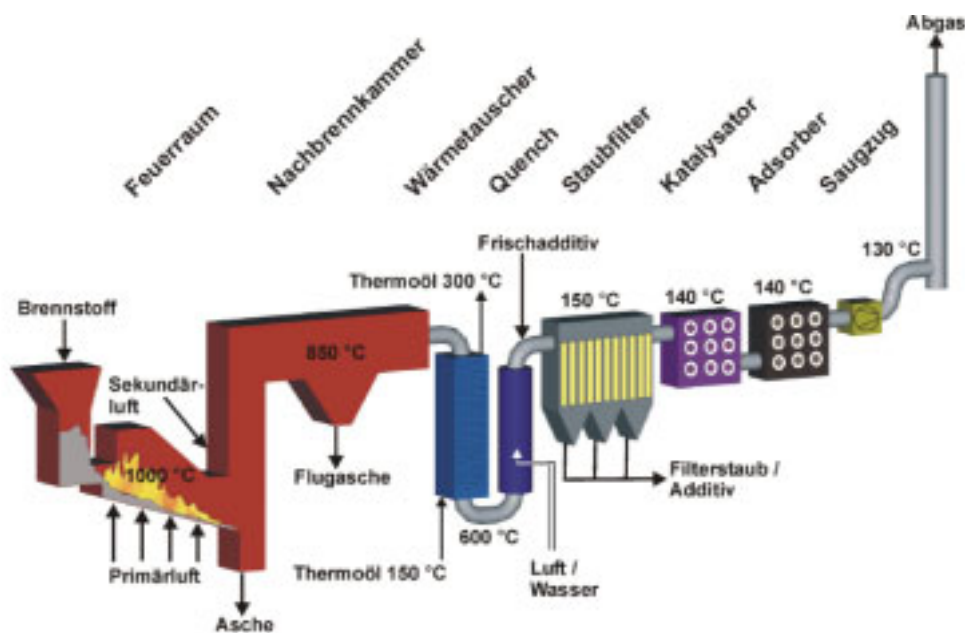


Abbildung 3 Verfahrensschema der MARS[®]-Anlage

3 Modellierung der EBS-Herstellung in MS[®] Excel[®]

Ziel der modellgestützten Stoffflussanalyse ist die Entwicklung eines Vorhersagemodells für Stoffströme und Produktqualitäten bei der Aufbereitung von Abfällen zu Ersatzbrennstoffen. Dazu wurde der Aufbereitungsprozess mit den einzelnen Aufbereitungstechniken in einem MS[®] Excel[®]-Modell abgebildet. Ausgehend von der Inputzusammensetzung, sollen über Transferfaktoren die einzelnen Outputströme ermittelt werden. Der Zugriff auf eine umfangreiche Stoffdatenbank mit chemischen und verbrennungstechnischen Informationen ermöglicht Aussagen über die Qualitäten der Outputströme. Derzeit wird das System der Aufbereitung von gewerblichen Abfällen zu Ersatzbrennstoffen betrachtet.

3.1 Stoffflussanalyse

Die Stoffflussanalyse stellt eine Untersuchungsmethode dar, mit der Stoffflüsse und zugehörige Prozesse von einzelnen Systemen, wie z. B. der Aufbereitung von Abfällen erfasst, verknüpft und modellhaft mathematisch oder grafisch abgebildet werden können. Dabei werden die ein- und austretenden Stoffströme eines Systems erfasst und in Beziehung gesetzt. Die Auswertung kann anhand eines mathematischen Modells zur Berechnung der Beziehungen zwischen ein- und austretenden Stoffströmen über mathematische Umrechnungen oder grafisch in Form eines Stoffflussdiagramms erfolgen.

Im Fall eines mathematischen Modells werden die Output- und Inputströme eines Prozesses in Beziehung gesetzt und die Umwandlung der Stoffströme während eines Prozesses berücksichtigt. In Abbildung 4 ist das System der Aufbereitung und Verwertung von EBS grafisch dargestellt.

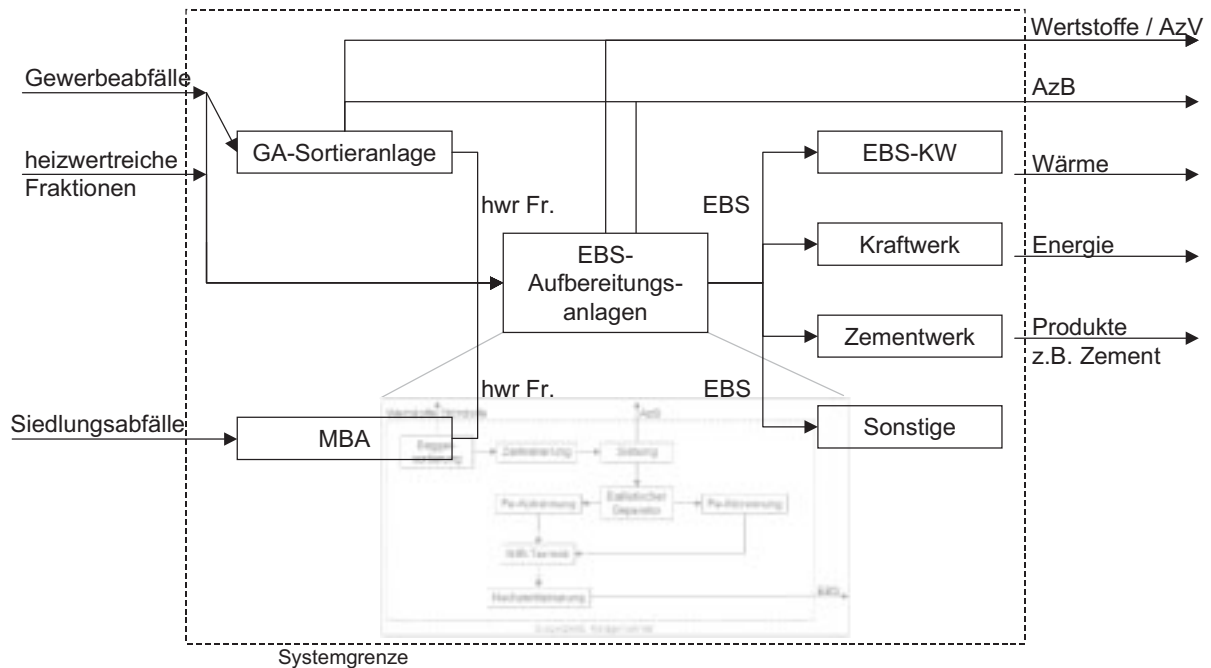


Abbildung 4 System der Aufbereitung und Verwertung von EBS

3.2 Beschreibung des Stoffstroms

Abfälle werden mit Abfallschlüsselnummern nach der Abfallverzeichnis-Verordnung (AVV) beschrieben. In der AVV werden Abfälle nach ihrer Herkunft einzelnen Schlüsselnummern zugeordnet, wobei diese Zuordnung nicht immer eindeutig ist und auch keinen Rückschluss auf die stofflichen oder energetischen Eigenschaften des Abfalls zulässt. Die Abfallschlüsselnummer 19 12 12 umfasst sonstige Abfälle aus der mechanischen Behandlung von Abfällen. Hierbei kann es sich sowohl um eine mittelkalorische Fraktion (z. B. Schwerfraktion aus der EBS-Aufbereitung) als auch um eine niederkalorische Fraktion (z. B. Siebdurchgang) handeln. Probleme, die hierdurch für den Anlagenbetrieb einer MVA entstehen können, sind u. a. in (BILITEWSKI ET AL., 2005) beschrieben. Die Eigenschaften des Abfalls werden im Wesentlichen durch seine Bestandteile, d. h. die Art und Menge der Einzelfractionen beeinflusst. Daher ist zur Beschreibung des Stoffstroms „Abfall“ eine genaue Kenntnis der Zusammensetzung notwendig. Zu diesem Zweck wurde ein Katalog mit unterschiedlichen, im Abfall enthaltenen, Fraktionen aufgestellt, mit dem der Stoffstrom genauer beschrieben wird. Diese Einzelfractionen weisen eine höhere Homogenität als das Gesamtgemisch auf und

können daher hinsichtlich ihrer rohstofflichen Eigenschaften genauer charakterisiert werden.

Zur Eingabe des Anlageninputs in das Modell ist eine Eingabemaske (s. Abb. 5) erstellt worden, durch die neben der Menge des Abfalls auch die Zusammensetzung abgefragt wird. Ist die Zusammensetzung des Abfalls nicht durch eigene Sortieranalysen bekannt, kann der Anwender aus einem Katalog an Standardzusammensetzungen auswählen. Diese Standardzusammensetzungen sind im Modell hinterlegt und stammen aus unterschiedlichen Sortieranalysen für verschiedene Abfallströme.

Abbildung 5 Eingabe der Abfallzusammensetzung

Ausgehend von dem eingegebenen Anlageninput (Menge und Zusammensetzung), erfolgen die weiteren Berechnungen zur Stoffstromverteilung in der Anlage über Transferfaktoren.

3.3 Berechnung über Transferfaktoren

Die einzelnen Stoffströme der Anlage werden, ausgehend vom Eingangsstoffstrom über Transferfaktoren, berechnet. Hierfür wurden die einzelnen Aggregate hinsichtlich der stofflichen Zusammensetzung ihrer Outputströme bilanziert. Auf Grundlage dieser Untersuchungen wurden Transferfaktoren ermittelt, die beschreiben, wie sich die einzelnen Fraktionen auf die Outputströme der Aggregate aufteilen.

Die Transferfaktoren der verschiedenen Aggregate sind in einer Datenbank im Modell hinterlegt. Neben eigenen Untersuchungen am Beispiel gewerblicher Abfälle sind in die Transferfaktorenermittlung auch Untersuchungsergebnisse von verschiedenen Aggregateherstellern eingegangen. Einschränkend ist zu berücksichtigen, dass die Ergebnisse der Untersuchungen bei anderen Einstellungen der einzelnen Aufbereitungsaggregate abweichen können. Faktoren, die die Trennung des Stoffstroms durch ein Aggregat beeinflussen, sind u. a.:

- Neigung der Ebenen im ballistischen Separator,
- Weißabgleich bei NIR-Geräten,
- Vereinzelung bei NIR-Geräten,
- Durchsatz der Einzelaggregate (Überfahren von Geräten),
- Verschleiß von Siebbelägen,
- Anordnung von Überbandmagneten.

Über die Berechnung mit Transferfaktoren werden die stoffliche Zusammensetzung und die Menge der einzelnen Stoffströme der modellierten Anlage berechnet. Die Aufteilung auf die verschiedenen Outputströme in Abhängigkeit des Anlageninputs ist entscheidend für die weitere Behandlung (Entsorgung oder Verwertung) der Stoffströme. Neben dem gewünschten Hauptprodukt „Ersatzbrennstoff“ fallen weitere Stoffströme zur stofflichen Verwertung, wie z. B. Holz oder Metalle, aber in der Regel auch ein mengenrelevanter Stoffstrom für die Müllverbrennung an. Da die einzelnen Entsorgungswege mit unterschiedlichen Kosten oder Erlösen verbunden sind, ist die Mengenaufteilung entscheidend für die Wirtschaftlichkeit einer Anlage.

3.4 Ermittlung relevanter Parameter für die Mitverbrennung

Wie in Kapitel 2 beschrieben, werden von den einzelnen Verwertern für Ersatzbrennstoffe unterschiedliche Anforderungen an den Brennstoff gestellt. Dies betrifft in erster Linie verbrennungstechnische und emissionsrelevante Parameter, wie z. B.

- Heizwert (Original- oder Trockensubstanz),
- Wassergehalt,
- Aschegehalt,
- Chlorgehalt,
- Anteil an Schwermetallen.

Zur Ermittlung dieser Parameter ist das Modell mit einer Stoffdatenbank hinterlegt. In dieser Datenbank sind für jede Fraktion des Stoffgruppenkatalogs chemische und verbrennungstechnische Parameter gesammelt. Die Daten stammen aus eigenen Analysen und aus unterschiedlichen Literaturstellen. Da Abfallanalysen in der Regel eine breite Streuung aufweisen und Ausreißer aufgrund der Probenahme- und Analyseverfahren nicht ausgeschlossen werden können, werden die chemischen und physikalischen Parameter zur Beschreibung des Stoffstroms mittels statistischer Werte berechnet. Für jeden Stoff werden in der Stoffdatenbank folgende Werte ermittelt:

- Anzahl der Analysenwerte,
- Minimum (der kleinste Wert der Analysenwerte),
- Maximum (der größte Wert der Analysenwerte),
- Mittelwert,
- 10. Quantil, d. h. 90% der Werte liegen über diesem Wert,
- 90. Quantil, d. h. 90% der Werte liegen unter diesem Wert,
- Median.

Das Stoffdatenblatt für die Fraktion „Holz“ ist in nachfolgender Abbildung aufgeführt.

Parameter	Einheit	n	Minimum	Maximum	Mittelwert	10. Quantil	90. Quantil	Median
Wassergehalt	%	28	2,70	73,70	20	9	44	14,65
Heizwert	kJ/kg _{TS}	30	6.700	30.923	16610	13.070	20.054	15.700
Glühverlust	%	7	5,75	98,67	62	8	91	85,00
Chlor	mg/kg _{TS}	18	40	132.000	10.557	440	13.030	1.000
Schwefel	mg/kg _{TS}	13	0	5.000	1.484	500	4.400	1.000
Fluor	mg/kg _{TS}	12	0	7.200	1.660	0	5.000	150
Cadmium	mg/kg _{TS}	21	0,00	290,00	14,93	0,20	5,00	0,41
Thallium	mg/kg _{TS}	12	0,00	41,00	5,00	0,54	4,41	1,00
Quecksilber	mg/kg _{TS}	20	0,00	4,50	0,60	0,00	1,30	0,10
Antimon	mg/kg _{TS}	7	0,00	10,00	3,35	0,24	10,00	0,55
Arsen	mg/kg _{TS}	19	0,00	760,00	54,16	0,03	53,28	1,00
Blei	mg/kg _{TS}	21	1,10	320,00	71,97	4,30	218,30	29,00
Chrom	mg/kg _{TS}	19	0,00	3.100,00	290,72	1,92	840,00	14,50
Kobalt	mg/kg _{TS}	7	0,00	44,00	11,43	0,30	29,60	5,00
Kupfer	mg/kg _{TS}	22	0,01	1.100,00	86,23	2,35	165,00	16,45
Mangan	mg/kg _{TS}	7	20,00	120,00	70,86	27,20	111,60	69,00
Nickel	mg/kg _{TS}	19	0,00	60,00	12,29	0,95	18,93	8,96
Vanadium	mg/kg _{TS}	9	0,00	5,00	2,42	0,40	5,00	2,08
Zinn	mg/kg _{TS}	12	0,00	180,00	26,02	0,16	34,49	11,50

Abbildung 6 Stoffdatenblatt für die Fraktion „Holz“

Ausgehend von der stofflichen Zusammensetzung des Stoffstroms, werden über die Stoffdaten der Einzelfraktionen die verbrennungstechnischen und emissionsrelevanten Parameter des Gesamtstoffstroms ermittelt. Für das Hauptprodukt „Ersatzbrennstoff“ erfolgt abschließend in der Prozesssimulation ein Abgleich zwischen den modellierten Werten (auf Basis der Median-Werte) und den Anforderungen des Absatzmarktes.

In Abbildung 7 ist der Modellierungsansatz zur Berechnung der stofflichen Zusammensetzung und der verbrennungstechnischen und emissionsrelevanten Parameter skizziert.

	Aggregat x			Aggregat y		
	Output 1	Output 2	Gesamt	Output 1	Output 2	Gesamt
Papier/Pappe/Kartonagen	0,5	0,5	1,0	0,2	0,8	1,0
Verbunde	0,3	0,7	1,0	0,8	0,2	1,0
PVC-haltige Kunststoffe	0,6	0,4	1,0	0,4	0,6	1,0
Kunststoffe	0,4	0,6	1,0	0,9	0,7	1,0
Folien	0,2	0,8	1,0	0,6	0,4	1,0
Schuhe/Leder/Gummi	0,5	0,5	1,0	0,2	0,8	1,0
Teppiche	0,6	0,4	1,0	0,6	0,4	1,0
Textilien	0,4	0,6	1,0	0,7	0,3	1,0
Matratzen	0,3	0,7	1,0	0,3	0,7	1,0
Fe-Metalle	0,4	0,6	1,0	0,8	0,2	1,0
NE-Metalle	0,4	0,6	1,0	0,4	0,6	1,0
Hygieneabfälle	0,1	0,9	1,0	0,2	0,8	1,0
Holz	0,9	0,4	1,0	0,1	0,9	1,0
Inert	0,6	0,4	1,0	0,2	0,8	1,0
Glas	0,7	0,3	1,0	0,6	0,4	1,0
Organik	0,6	0,4	1,0	0,5	0,5	1,0
Feinmüll < 20mm	0,5	0,5	1,0	0,6	0,4	1,0
Sonstiges	0,5	0,5	1,0	0,5	0,5	1,0

	Zusammensetzung [Gew.-%]	Zusammensetzung [Mg]
Papier/Pappe/Kartonagen	19,00	8.550
Verbunde	10,00	4.500
PVC-haltige Kunststoffe	3,00	1.350
Kunststoffe	13,00	5.850
Folien	12,00	5.400
Schuhe/Leder/Gummi	4,00	1.800
Teppiche	1,00	450
Textilien	3,00	1.350
Schaumstoff	0,00	0
Fe-Metalle	3,00	1.350
NE-Metalle	1,00	450
Hygieneabfälle	7,00	3.150
Holz	6,00	2.700
Inert	1,00	450
Glas	0,00	0
Organik	1,00	450
Feinmüll < 20mm	15,00	6.750
Sonstiges	1,00	450
Summe	100,00	45.000

Parameter	Einheit	n	Minimum	Maximum	Mittelwert	10. Quantil	90. Quantil	Median
Wassergehalt	%	3	1	3	1,66	1	3	1,66
Heizwert	kJ/kg	30	6.700	30.923	16.610	10.770	20.054	15.700
Glühverlust	%	7	5,75	98,67	32	8	91	85,00
Chlor	mg/kg _{TS}	20	0	132.000	950	36	11010	1.000
Schwefel	mg/kg _{TS}	13	0	5.000	1484	500	4400	1.000
Fluor	mg/kg _{TS}	12	0	7.700	1660	0	5000	150
Cadmium	mg/kg _{TS}	21	0,00	10,00	14,93	0,20	5,00	0,41
Thallium	mg/kg _{TS}	12	0,00	5,00	0,50	0,54	4,41	1,00
Quecksilber	mg/kg _{TS}	20	0,00	0,80	0,80	0,00	1,30	0,10
Antimon	mg/kg _{TS}	7	0,00	10,00	3,35	0,24	10,00	0,55
Arsen	mg/kg _{TS}	19	0,00	760,00	54,16	0,03	532,8	1,00
Blei	mg/kg _{TS}	2	1,00	320,00	71,97	4,3	218,30	29,00
Chrom	mg/kg _{TS}	1	0,00	3.100,00	290,72	1,92	840,00	14,50
Kobalt	mg/kg _{TS}	1	0,00	44,00	11,43	0,0	29,60	5,00
Kupfer	mg/kg _{TS}	22	0,01	1.100,00	86,23	2,85	165,00	16,45
Mangan	mg/kg _{TS}	7	20,00	120,00	70,86	2,20	111,60	69,00
Nickel	mg/kg _{TS}	19	0,00	60,00	12,29	0,95	18,93	8,96
Vanadium	mg/kg _{TS}	9	0,00	5,00	2,42	0,40	5,00	2,08
Zinn	mg/kg _{TS}	12	0,00	180,00	28,02	0,16	34,49	11,50

Parameter	Einheit	10. Quantil	90. Quantil	Median
Wassergehalt	%	6,94	30,64	15,67
Heizwert	kJ/kg	10.769,50	24.284,26	16.947,82
Glühverlust	%	62,94	76,71	72,26
Chlor	Gew.-%	0,19	3,31	0,57
Schwefel	mg/kg _{TS}	470,93	4.211,95	1.339,40
Fluor	mg/kg _{TS}	18,05	2.450,21	189,33
Cadmium	mg/kg _{TS}	0,63	13,87	2,07
Thallium	mg/kg _{TS}	0,29	2,13	0,72
Quecksilber	mg/kg _{TS}	0,29	2,48	1,18
Antimon	mg/kg _{TS}	7,47	79,15	4,98
Arsen	mg/kg _{TS}	1,63	16,47	4,99
Blei	mg/kg _{TS}	35,70	829,35	116,29
Chrom	mg/kg _{TS}	70,22	723,77	283,24
Kobalt	mg/kg _{TS}	2,54	16,62	3,49
Kupfer	mg/kg _{TS}	62,14	1.549,57	202,77
Mangan	mg/kg _{TS}	209,60	448,56	180,96
Nickel	mg/kg _{TS}	21,70	180,31	80,80
Vanadium	mg/kg _{TS}	16,42	24,34	2,94
Zinn	mg/kg _{TS}	22,44	397,25	14,56

Abbildung 7 Modellierungsansatz

4 Stand der Arbeit / erste Simulationsergebnisse

Der Prozess der Abfallaufbereitung mit dem Ziel einen qualitätsgesicherten Ersatzbrennstoff herzustellen, ist in einem MS® Excel®-Modell abgebildet. Erste Vergleiche mit der realen Stoffstromverteilung einer EBS-Aufbereitungsanlage zeigen, dass die Simulation der Mengenaufteilung auf die verschiedenen Outputströme im Rahmen der abfalltypischen Unsicherheiten möglich ist. Der Heizwert lässt sich im Mittel vorhersagen, allerdings ist die simulierte Schwankungsbreite zurzeit noch größer als die tatsächlichen

Schwankungen in den Tagesproben der erzeugten Ersatzbrennstoffe. Der Wassergehalt der erzeugten Ersatzbrennstoffe ist nicht nur abhängig von den Einzelwassergehalten der Fraktionen, sondern auch von der vorgelagerten Behandlung (Lagerung, Transport) der einzelnen Anlageninputströme. Hier ist eine Vorhersage nur eingeschränkt möglich.

Derzeit werden die Transferfaktoren des Modells durch Sortieranalysen der einzelnen Stoffströme einer EBS-Aufbereitungsanlage überprüft. Parallel erfolgt die Beprobung der Stoffströme und die Probenaufbereitung für die chemische Analyse. Aufgrund der Vielzahl der Stoffströme und der Mindestanzahl an Proben wird die chemische Analyse auf fünf Parameter (Heizwert, Chlor, Antimon, Chrom und Kupfer) beschränkt. Im Anschluss werden die realen Ergebnisse der chemischen Untersuchungen der Einzelstoffströme mit den simulierten Werten verglichen.

5 Literatur

- | | | |
|---------------------------------|------|--------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| Thomé-Kozmiensky, K. J. (Hrsg.) | 2002 | Ersatzbrennstoffe 2. Verwerter-Qualitätskontrolle-Technik-Wirtschaftlichkeit. TK Verlag Karl Thomé-Kozmiensky, Neuruppin, ISBN 3-935317-08-5. |
| Schmidl, E. | 2004 | 19. Netzwerktreffen. Ersatzbrennstoffe - vom Abfall zum Produkt. Mitverbrennung von hochkalorischen Sekundärbrennstoffen in der Zementindustrie. 16. und 17.11.2004, Dortmund. |
| SIDAF (Hrsg.) | 2004 | Abfallkolloquium 2004. Die Abfallentsorgung auf der Zielgeraden. Medienzentrum der TU Bergakademie, Freiberg, ISBN 3-934409-24-5. |
| Bilitewski et al. (Hrsg.) | 2005 | 10. Fachtagung. Thermische Abfallbehandlung. Forum für Abfallwirtschaft und Altlasten e.V., Dresden, ISBN 3-934253-33-4. |

Anschrift der Verfasser(innen)

Dipl.-Ing. Asja Mrotzek
Fraunhofer-Institut für Umwelt-, Sicherheits- und Energietechnik (UMSICHT)
Osterfelder Straße 3
D-46047 Oberhausen
Telefon +49 208 85 98 1154
Email: asja.mrotzek@umsicht.fraunhofer.de
Website: www.umsicht.fraunhofer.de

Ersatz- und Sekundärbrennstoffe aus Abfällen

- Entwicklung eines Verfahrens zur Bestimmung des Verbrennungsverhaltens

Thomas Marzi¹, Kai Keldenich¹, Klaus Görner²

¹Fraunhofer Institut Umwelt-, Sicherheits-, Energietechnik UMSICHT, Oberhausen;

²Lehrstuhl f. Umweltverfahrenstechnik und Anlagentechnik LUAT Universität Duisburg-
Essen

Refuse Derived Fuels - Development of a Characterisation Method for the Combustion Behaviour

Abstract

Renewable primary products and refuse derived fuels will gain in importance in combustion technology. While the behaviour of fossil fuels like coal, crude oil and gas is well-known, there are still many uncertainties about the behaviour of refuse derived fuels in combustion plants. Conventional methods for the characterisation of fuels are not sufficient for an estimation, since there is no information about the release of volatile compounds at different temperatures and the calorific value of the volatile compounds.

This article describes the development of a new method for the characterisation and classification of different fuels. The main principle of the method is the examination of the release of volatile compounds at well-defined temperatures. The results provide information about the nature of the released volatile compounds at different temperatures and about their calorific value. The results can be used for the optimisation of plant engineering and construction as well as for line operation.

Abstract deutsch

In der Verbrennungstechnik gewinnt die energetische Nutzung von nachwachsenden Rohstoffen und Ersatz- bzw. Sekundärbrennstoffen, die aus Abfällen oder Reststoffen erzeugt werden, eine immer größere Bedeutung. Während das Verhalten herkömmlicher fossiler Energieträger wie Kohle und Öl in Feuerungen gut untersucht ist, bestehen große Unsicherheiten bei der Einschätzung des Abbrandverhaltens von Ersatz-/ Sekundärbrennstoffen, da sie in ihrer Zusammensetzung stark schwanken und somit ein sehr unterschiedliches Verhalten in der Verbrennung zeigen. Herkömmliche Charakterisierungsmethoden sind für eine Beurteilung von Ersatzbrennstoffen nicht optimal geeignet, da sie keine Aussage über die temperaturabhängige Freisetzung flüchtiger Komponenten und deren Heizwert erlauben.

Im vorliegenden Beitrag wird die Entwicklung einer Methode zur Charakterisierung der feuerungstechnisch relevanten Eigenschaften unterschiedlicher Brennstoffe für Verbrennungsprozesse vorgestellt. Deren Prinzip beruht darauf, die Freisetzung flüchtiger Stoffe in Abhängigkeit von der Temperatur zu bestimmen. Die Ergebnisse erlauben Aussagen zum Heizwert, der bei unterschiedlichen Temperaturen freigesetzten flüchtigen Komponenten sowie zu deren Zusammensetzung. Hieraus lassen sich Aussagen zum Heizwert der, auf einem Verbrennungsrost freigesetzten flüchtigen Stoffe ableiten.

Die Ergebnisse können als Grundlage zur Optimierung des Anlagenbetriebs und zur Auswahl und Herstellung geeigneter Brennstoffe herangezogen werden.

Keywords

refuse derived fuels, characterisation of fuels, volatile compounds, fixed carbon, heating value, combustion, pyrolysis, firing system, MARS[®] plant, decentral plant concepts

Ersatzbrennstoffe, Sekundärbrennstoffe, Brennstoffcharakterisierung, Flüchtige Bestandteile, fixer Kohlenstoff, Heizwert, Verbrennung, Pyrolyse, Feuerungssysteme, MARS[®]-Anlage, dezentrale Anlagenkonzepte

1 Biomasse- und Ersatzbrennstoffe als Energieträger - Herausforderung für die Verbrennungstechnik

1.1 Brennstoffe aus Biomassen, Ersatz- und Sekundärbrennstoffe

Knapper werdende Ressourcen fossiler Rohstoffe lassen Engpässe und Preisanstiege für konventionelle Energieträger erwarten, deren erste Anzeichen schon heute deutlich spürbar sind. Eine zentrale Aufgabe von Forschung und Innovation muss es somit sein, die effiziente Bereitstellung und Nutzung umweltgerechter und kostengünstiger Energie dauerhaft zu gewährleisten. Bei der Suche nach Alternativen zu fossilen Brennstoffen richtet sich die Aufmerksamkeit mit Biomasse und Brennstoffen, die aus Abfällen erzeugt werden, wieder verstärkt auf Materialien, die im Prinzip bereits im vorindustriellen Zeitalter genutzt wurden, jedoch jetzt unter den Vorgaben einer modernen Anlagentechnik neu bewertet werden müssen. Die energetische Nutzung von Biomasse gilt als kohlendioxidneutral, obwohl, ebenso wie bei der Verbrennung von fossilen Brennstoffen, Kohlendioxid entsteht. Bei nachhaltiger Erzeugung der Biomasse wird jedoch - im Gegensatz zu einer Energiewirtschaft mit fossilen Energieträgern - eine äquivalente Menge Kohlendioxid durch nachwachsende Biomasse wieder gebunden, so dass im Idealfall der Erdatmosphäre nur so viel Kohlendioxid zugeführt wird, wie ihr die Pflanzen zuvor in der Wachstumsphase entnommen haben.

Brennstoffe, die aus Abfällen oder sekundären Rohstoffen hergestellt werden, bezeichnet man als Ersatzbrennstoffe oder Sekundärbrennstoffe. Sie sollen - wie die Bezeichnung Ersatzbrennstoff bereits deutlich macht - fossile Brennstoffe in bestimmten Prozessen als Regelbrennstoff ersetzen. Heute substituieren Ersatzbrennstoffe bereits kohlenstoffhaltige Rohstoffe in Zementwerken, Hoch- und Kupolöfen. Für den Aufbau einer nachhaltigen Energiewirtschaft ist jedoch ihre Verwertung durch Mitverbrennung in Braun- und Steinkohlekraftwerken und dezentralen Monoverbrennungsanlagen anzustreben. Ein Beispiel für eine dezentrale Anlage stellt das MARS[®]-Anlagenkonzept dar, das im Folgenden beschrieben wird.

1.2 MARS[®]-Anlage (Modulare Anlage zur Rückstandsoptimierten Stoffbehandlung)

Die MARS[®]-Anlage (Modulare Anlage zur Rückstandsoptimierten Stoffbehandlung) baut auf einem modular strukturierten Anlagenkonzept zur energetischen Verwertung von Biomassen und Ersatz-/Sekundärbrennstoffen auf (Abbildung 1). In der am Standort Essen der Universität Duisburg-Essen betriebenen Versuchsanlage mit einer thermischen Leistung von 0,99 MW können Verbrennungsversuche mit einem Durchsatz von maximal 450 kg/h durchgeführt werden. Die MARS[®]-Versuchsanlage wird vom Fraunhofer Institut für Umwelt-, Sicherheits-, Energietechnik UMSICHT sowie dem Lehrstuhl für Umweltverfahrenstechnik und Anlagentechnik (LUAT) der Universität Duisburg-Essen betrieben (GÖRNER ET AL. 2004).

Die variable Kombination und Auslegung der einzelnen Module ermöglicht die Konzeption maßgeschneiderter Anlagen für spezielle Verbrennungsaufgaben, um z. B. heizwertreiche Fraktionen energetisch vor Ort zu verwerten und Energie dezentral bereitzustellen. Die Versuchsanlage verfügt zur Anpassung an Heizwerte von 8.000 bis 16.000 kJ/kg über einen wassergekühlten Vorschubrost und eine Gleichstromfeuerung. Die quasi-trockene Rauchgasreinigung setzt sich aus Quench, Gewebeeentstauber mit automatischer Abreinigung sowie einem Katalysator mit zusätzlichem Ozongenerator und Quecksilbersorption zusammen. Weiterhin verfügt die Anlage über eine Einrichtung zur Zudosierung von Trockensorptionsmitteln mit der Additive wie Kalkhydrat, Naturzeolite, Aktivkohle oder eine Mischung aus unterschiedlichen Additiven in den Rauchgasstrom zudosiert werden können. Über den vorhandenen Wärmetauscher lässt sich die Wärme auskoppeln.

1.3 Feuerungstechnische Eigenschaften von Ersatzbrennstoffen

Die Herstellung von Ersatzbrennstoffen wird durch gesetzliche Vorgaben begünstigt. So dürfen in Deutschland nach der Abfallablagerungsverordnung seit dem 1. Juni 2005 Abfälle, die einen vorgegebenen organischen Kohlenstoffgehalt überschreiten, nicht mehr deponiert werden (ABFABLV, 2002). Neben Biomassen, die ergänzend zum Holz auch unkonventionelle Materialien wie Grasschnitt, Olivenkerne, Stroh und vieles andere mehr enthalten können, stehen Stoffe, die bisher kostengünstig auf Deponien abgelagert wurden, als potenzielle, wirtschaftlich interessante Brennstoffe zur Verfügung. Diese Rahmenbedingungen führen dazu, dass eine Vielzahl neuer Brennstoffe und Brennstoffmischungen auf den Markt gelangen. Im Vergleich zu den bisher eingesetzten fossilen Energieträgern ist die Qualität dieser Materialien größeren Schwankungen unterworfen, und es ist zunächst nicht bekannt, wie sich die neuen Brennstoffe in einer Feuerung verhalten. Qualitätssicherungsmaßnahmen (BUNDESGÜTEGEMEINSCHAFT SEKUNDÄRBRENNSTOFFE, 2001) zielen meist auf die Einhaltung von Umweltstandards ab

und lassen keine ausreichenden Aussagen zum Verhalten der Brennstoffe in einer Feuerungsanlage zu. Hieraus ergeben sich neue Herausforderungen für Planung, Bau und Betrieb von Verbrennungsanlagen. Zu deren Lösung wird ein Verfahren benötigt, das das Verhalten von Brennstoffen in unterschiedlichen Feuerungssystemen beschreibt und Brennstoffe ebenso eindeutig charakterisiert wie ein menschlicher Fingerabdruck seinen Träger. Mit Hilfe eines solchen »Brennstoff-Fingerprints« können Abweichungen zum Regelbrennstoff bereits im Vorfeld erkannt und bewertet werden. Letzteres ermöglicht eine Vergrößerung der nutzbaren Brennstoffvielfalt.

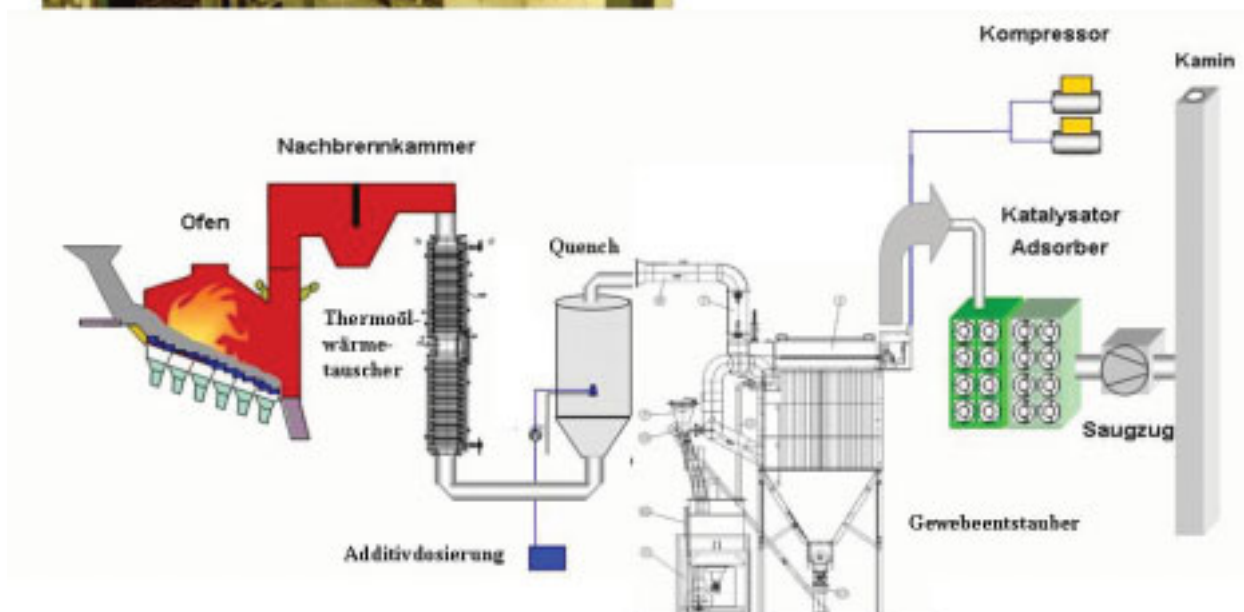


Abbildung 1 Aufbau der MARS®-Anlage

2 Verbrennungsprozesse und konventionelle Brennstoffprüfung

2.1 Verbrennungsprozesse in Rostfeuerungsanlagen

Bei der Verbrennung eines Feststoffs wird durch Energiezufuhr der Brennstoff thermisch zersetzt. Dabei werden chemische Bindungen in der Struktur des Brennstoffs aufgebrochen und die gebildeten Produkte freigesetzt. Diese werden, da sie gasförmig

aus dem Brennstoff austreten, auch als »flüchtige Bestandteile« oder »Flüchtige« bezeichnet und bilden bei einem entsprechenden Mischungsverhältnis mit Sauerstoff ein entzündliches Gasmisch. Während des Entgasungsprozesses bildet sich im Brennstoffbett die so genannte Koksphase, die sich sehr viel schlechter entzündet als die flüchtigen Bestandteile. Je nach Verhältnis von Flüchtigen- und Koksanteil sind andere Anforderungen an die Anlagengestaltung und Prozessführung zu stellen. Dies ist beim Einsatz neuer Brennstoffe besonders bedeutsam, da bei Biomassen und Ersatzbrennstoffen die flüchtigen Bestandteile in der Regel von weit größerer Bedeutung sind als bei Kohlen.

Für Biomassen und Ersatzbrennstoffe bietet sich in vielen Fällen der Einsatz einer so genannten »Rostfeuerungsanlage« an. In einer solchen Anlage wird der Brennstoff durch die Bewegung von Rostsegmenten über den Rost transportiert und geschürt. Dabei wird dem Brennstoff die so genannte Primärluft zugeführt. Der Brennstoff durchläuft auf dem Rost unterschiedliche Zonen. Unmittelbar nach der Aufgabe des Brennstoffs auf den Rost beginnt die Trocknung, gefolgt von ersten Zersetzungsreaktionen, durch die die Flüchtigen gebildet und freigesetzt werden. Diese Flüchtigen verbrennen zum Teil direkt durch Reaktion mit der Primärluft, teilweise gelangen sie in den Nachverbrennungsbereich, wo sie mit weiterer Luft (Sekundärluft) gemischt werden und im Idealfall vollständig verbrennen. Nach der Entgasung des Brennstoffs setzt die Reaktion des Koksrückstandes bei höheren Temperaturen ein. Unterschiedliche Anteile und Heizwerte von flüchtigen Bestandteilen und Koks sowie die Temperaturen, bei denen die flüchtigen Bestandteile freigesetzt werden, erfordern unterschiedlich abgestufte Primär- und Sekundärluftmengen. Die Verbrennung kann durch die Anordnung der Luftdüsen und die Feuerraumgeometrie (Luftführung) optimiert werden.

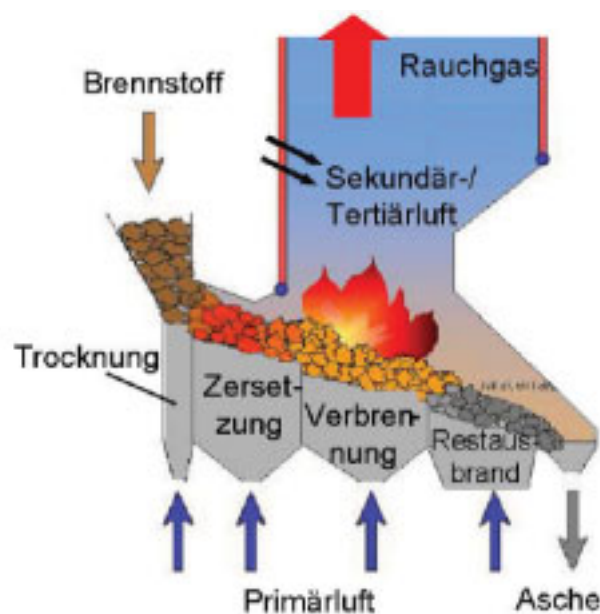


Abbildung 2 Ideale Verteilung von Verbrennungszuständen bei einer Rostfeuerung

2.2 Konventionelle Brennstoffprüfung

Die gängigen Methoden zur Brennstoffuntersuchung wurden in erster Linie für fossile Energieträger entwickelt und konnten mit einer umfangreichen Datenbasis aus Betriebserfahrungen abgeglichen werden. Aus diesem Grund lassen sich aus den Ergebnissen, die aus den genannten Untersuchungsmethoden erhalten werden, realistische Rückschlüsse auf das Verhalten von Kohlen in einer Verbrennungsanlage ziehen. Bei Biomassen und Ersatzbrennstoffen mit ihren sehr unterschiedlichen Zusammensetzungen liegen diese Erfahrungen jedoch meist nicht vor.

Zur Charakterisierung von Kohlen wurden bereits eine Reihe genormter Verfahren entwickelt. Eines dieser Verfahren (DIN 51990 1-3) zielt auf die Bestimmung des Heizwertes ab, also der Wärmemenge, die aus einer bestimmten Masse des Brennstoffs freigesetzt wird. Dabei wird jedoch nur eine pauschale Aussage zur umgesetzten Energie bei einer vollständigen Verbrennung des Brennstoffs abgeleitet. Wie sich der Heizwert auf die flüchtigen Bestandteile und den Koksanteil aufteilt, ist nicht bekannt. Ebenso wird bei der konventionellen Bestimmung der flüchtigen Bestandteile (DIN 51720) lediglich die Masse der Flüchtigen ermittelt. Um welche Stoffe es sich bei ihnen handelt, welchen Heizwert sie haben und wie sie sich bei verschiedenen Zersetzungstemperaturen unterscheiden, wird dabei nicht bestimmt. Dass die alleinige Betrachtung des Heizwertes zur Charakterisierung des Verbrennungsverhaltens nicht ausreicht, wird von Experten immer wieder betont (KOCK, 2003, SEEGER ET AL., 2003, SCHOLZ ET AL., 1999). Ein aussagekräftiger Fingerprint eines Brennstoffs muss vielmehr Informationen zu Art, Menge und Heizwert der bei unterschiedlichen Temperaturen freigesetzten flüchtigen Bestandteile enthalten.

3 Der Brennstoff-Fingerprint

3.1 Vorgehensweise

Da der Verbrennungsvorgang eine Überlagerung aus Zersetzungs- und Oxidationsschritten darstellt, kann das Verbrennungsverhalten durch die gestufte Betrachtung dieser Prozesse untersucht werden. Die Abnahme des Brennstoff-Fingerprints erfolgt deshalb nach dem in Abbildung 3 dargestellten Prinzip.

Im ersten Schritt wird die zu untersuchende Probe unter Sauerstoffmangel bei unterschiedlichen Temperaturen zersetzt. Aufgrund der komplexen Zusammensetzung des gebildeten Substanzgemisches ist eine analytische Charakterisierung nur eingeschränkt und mit hohem Aufwand möglich. Deshalb werden die flüchtigen Bestandteile in einem zweiten Schritt verbrannt und das Produktspektrum hierdurch so vereinfacht, dass nur noch die Produkte Kohlendioxid (CO₂), molekularer Stickstoff (N₂) und Wasser (H₂O) vorliegen, die anschließend automatisiert erfasst und bestimmt werden. Hieraus erhält

man Informationen zur Zusammensetzung der Flüchtigen bei unterschiedlichen Temperaturen, d.h. zu ihrem Kohlenstoff-, Stickstoff-, Wasserstoff- und Sauerstoffgehalt. Aus der Zusammensetzung der flüchtigen Bestandteile kann ihr Heizwert berechnet werden (BOIE, 1957).

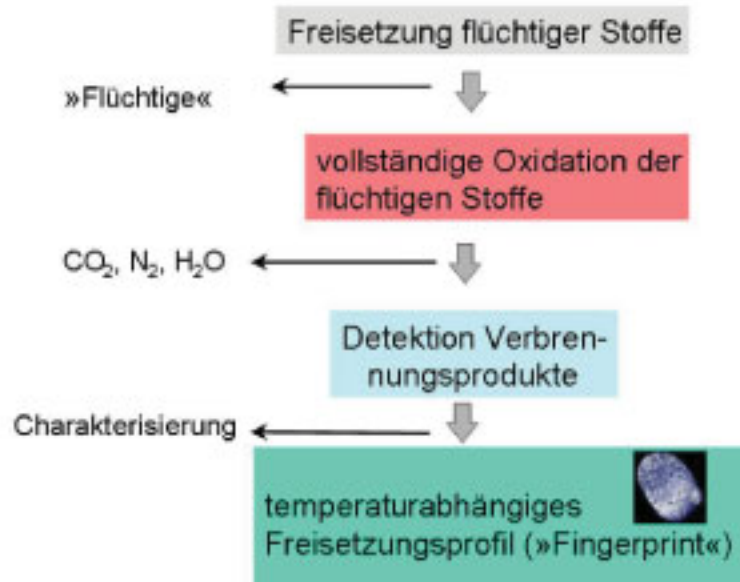


Abbildung 3 Messprinzip

Durch die anschließende Oxidation der Zersetzungsrückstände werden schließlich auch Daten zur Zusammensetzung und zum Heizwert des Koksanteils ermittelt. Diese Informationen ergeben zusammen den »Fingerprint« des Brennstoffs. Er enthält Angaben zur

- Heizwertverteilung auf Flüchtige und Koksphase und zur
- Freisetzungsrate der Flüchtigen bei unterschiedlichen Temperaturen

Damit die Methode in nahezu jedem Brennstofflabor automatisiert eingesetzt werden kann, wurde ein handelsüblicher Elementaranalysator messtechnisch modifiziert.

3.2 Fingerprint für unterschiedlich Brennstoffe

Abbildung 4 zeigt die abgenommenen Fingerprints für die beispielhaft ausgewählten Brennstoffe Braunkohle und Holz sowie einen aus Gewerbeabfall erzeugten Brennstoff. Es wird deutlich, dass der Anteil, den die flüchtigen Bestandteile am Gesamtheizwert haben, sehr unterschiedlich ist. Er ist bei der Braunkohle am geringsten und weist den höchsten Wert beim Brennstoff aus Gewerbeabfall auf. Neben dem Verhältnis von Flüchtigen und Koks-Anteil ist entscheidend, bei welchen Temperaturen die Flüchtigen aus den Brennstoffen freigesetzt werden. Bezogen auf den Heizwert, wird bei der Braunkohle ein relativ großer Anteil der Flüchtigen erst in einem relativ hohen Tempera-

turbereich freigesetzt. Dieser Anteil ist beim Brennstoff aus Gewerbeabfall kaum von Bedeutung, während auch beim Holz im höheren Temperaturbereich noch bedeutende Anteile heizwerthaltiger Stoffe aus dem Brennstoff freigesetzt werden.

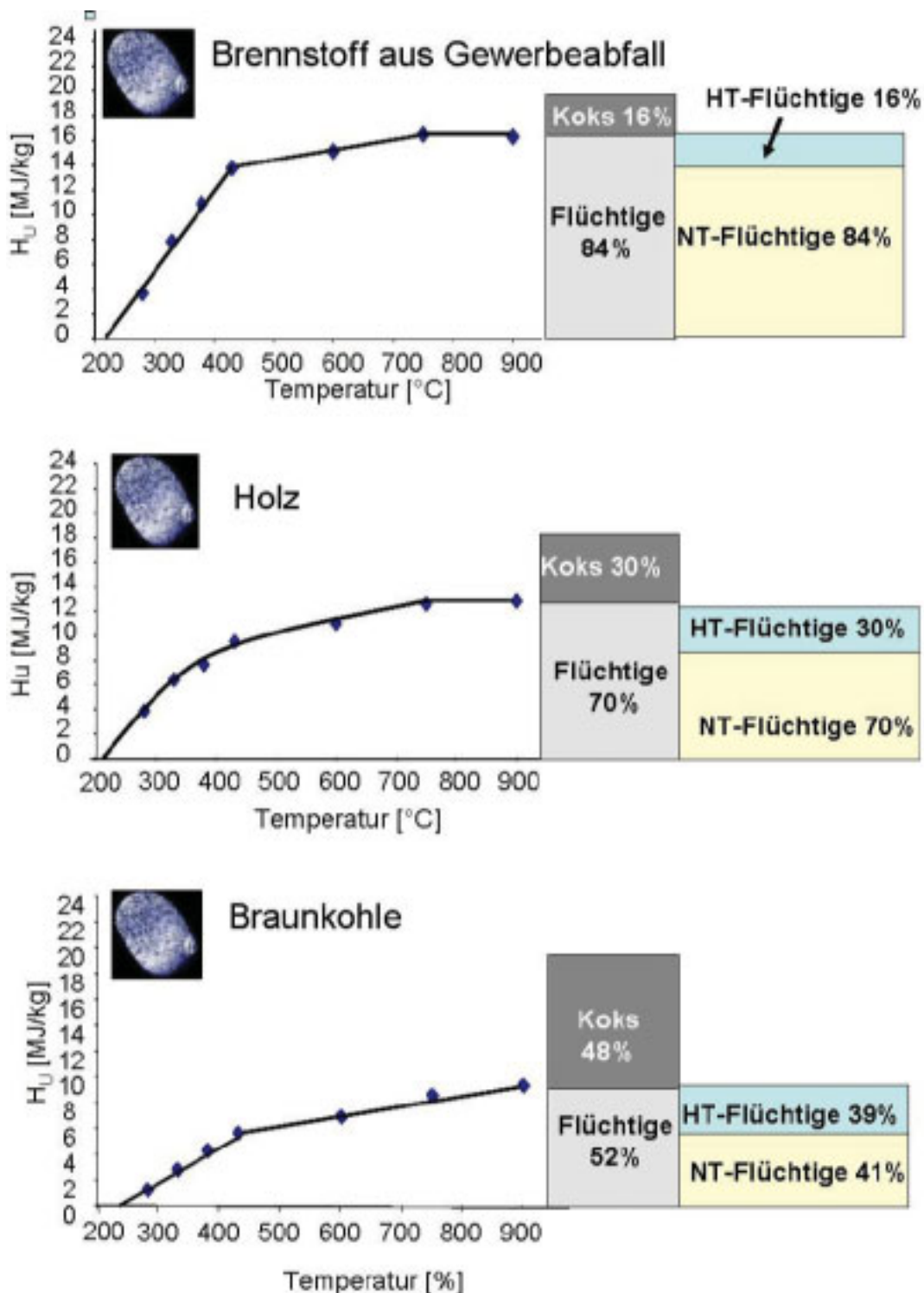


Abbildung 4 Brennstoff-Fingerprint für unterschiedliche Brennstoffe [Hu= unterer Heizwert, HT-Flüchtige= Flüchtige die erst bei höheren Temperaturen (> 430°C) freigesetzt werden, NT-Flüchtige= Flüchtige, die schon bei niedrigeren Temperaturen (< 430°C) freigesetzt werden] (alle Werte beziehen sich auf den trockenen Brennstoff)

Aus den Daten lassen sich qualitative und quantitative Aussagen zum Verbrennungsverhalten der Brennstoffe ableiten: Bei Brennstoffen mit hohem Koksanteilen und/oder relativ großen Mengen flüchtiger Bestandteile, die erst bei hohen Temperaturen freigesetzt werden (Braunkohle), ist bei vergleichbarer Korngröße ein langsamerer Ausbrand zu erwarten als bei Brennstoffen, die einen hohen Gehalt an flüchtigen Bestandteilen haben und diese auch in einem niedrigen Temperaturbereich freisetzen (Brennstoff aus Gewerbeabfall). Das Holz ist in seinen Brennstoffeigenschaften zwischen Braunkohle und dem untersuchten Brennstoff aus Gewerbeabfall anzusiedeln.

3.3 Übertragung der Messergebnisse auf einen Verbrennungsrost

Quantitative Informationen lassen sich ableiten, indem die Daten aus den Fingerprints auf das rechnerische Modell einer Verbrennungsanlage übertragen werden. Zur Visualisierung der Daten wurde deshalb in einem ersten Schritt ein Modell für das Brennbett einer Rostfeuerungsanlage mit einer festliegenden Temperaturverteilung aufgestellt, das in einem weiteren Schritt noch auf ein iterativ ermitteltes Temperaturfeld erweitert werden soll. Bei Annahme eines bestimmten Verbrennungsszenarios (Durchsatz, Feuerraum hold-up und Verweilzeit) wird das Heizwertinventar aus Flüchtigen und Koksverbrennung für unterschiedliche Positionen des Brennbetts abgeleitet. Die Ergebnisse sind beispielhaft in Abbildung 5 für die Brennstoffe Braunkohle und Holz sowie den aus Gewerbeabfall erzeugten Brennstoff dargestellt. In der Abbildung entspricht Rostposition »0« der Stelle, an der der Brennstoff in die Anlage eingebracht wird. An Position »6« findet der Ascheaustrag aus dem Brennraum statt. Dargestellt sind der Heizwert der in unterschiedlichen Rostzonen freigesetzten flüchtigen Bestandteile, der Heizwert aus der Koksverbrennung sowie die Überlagerung der beiden Prozesse. Das Verbrennungsszenario wurde an die Auslegungsdaten der MARS[®]-Anlage angepasst.

Beim Brennstoff aus Gewerbeabfall wird der größte Teil der heizwertreichen Verbindungen zwischen Rostposition 1 und 2 freigesetzt und die Zone, in der die Flüchtigen freigesetzt werden, überschneidet sich nur wenig mit der Zone, in der die Koksverbrennung stattfindet. Der Hauptteil des Heizwertinventars ist beim Gewerbeabfall auf die flüchtigen Bestandteile zurückzuführen. Beim Holz wird im Vergleich zum Gewerbeabfall ein größerer Teil der Flüchtigen erst bei höheren Temperaturen freigesetzt. Hierdurch und durch die vermehrte Koksbildung beim Holz überlagern sich die Zonen für die Koksverbrennung und die Flüchtigenfreisetzung deutlich mehr als beim Gewerbeabfall. Eine noch intensivere Überlagerung dieser Zonen ist bei der Braunkohle festzustellen. Hier werden die flüchtigen Bestandteile wesentlich langsamer freigesetzt als bei Holz und Gewerbeabfall. Besonders beim Gewerbeabfall treten unmittelbar nach der Brennstoffaufgabe bereits relativ viele heizwertreiche Verbindungen auf.

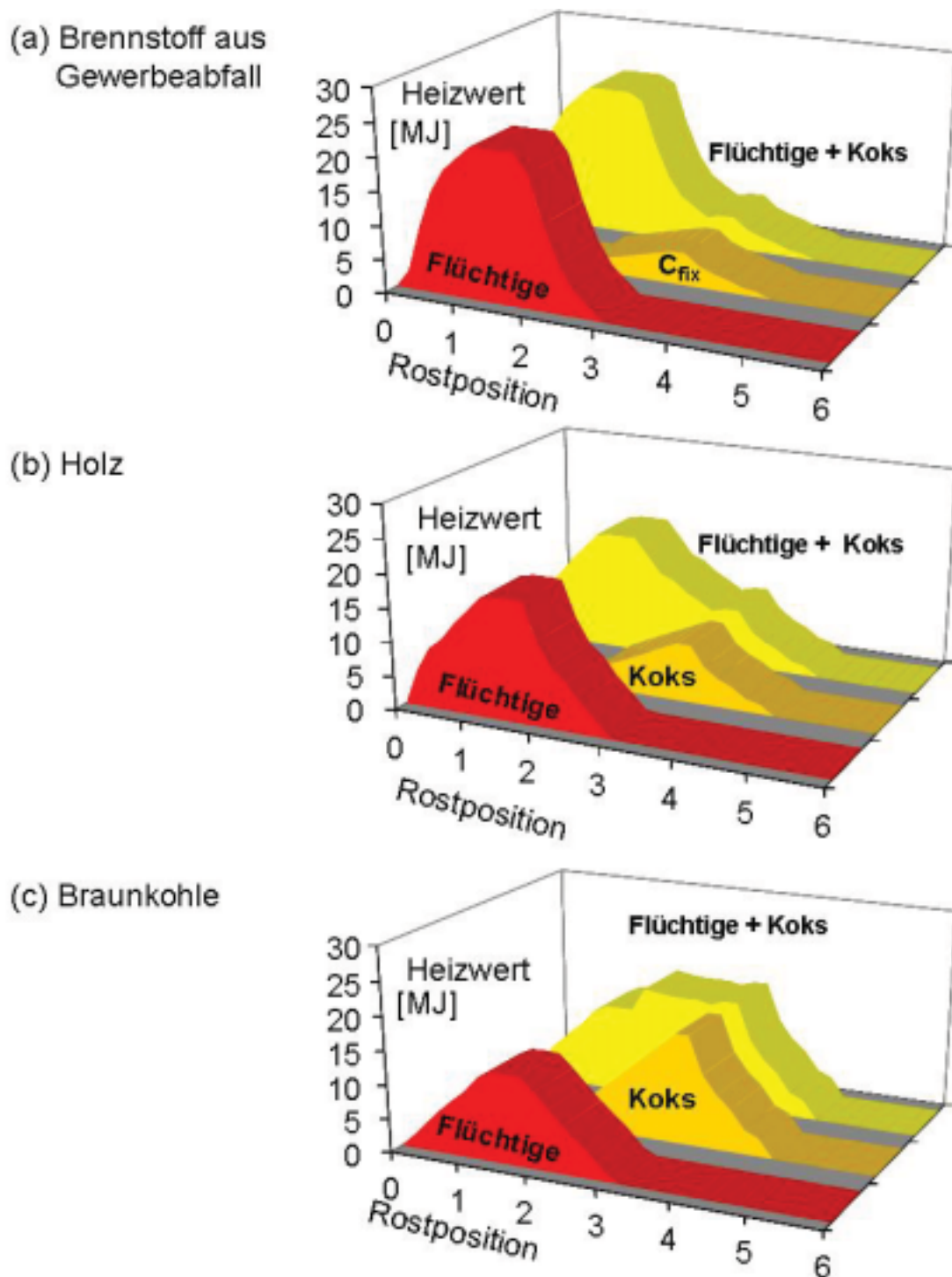


Abbildung 5 Heizwertfreisetzung auf einem Rost für unterschiedliche Brennstoffe (alle Werte beziehen sich auf den trockenen Brennstoff). Angepasst an die Auslegungsdaten der MARS®-Anlage liegen dem Szenario folgende Annahmen zugrunde: Durchsatz: 0,5 t/h, Hold-up Feuerraum: 0,38 t, Verweilzeit 45 min)

4 Zusammenfassung und Ausblick

Im vorliegenden Beitrag wurde die Entwicklung einer Methode dargestellt, mit der die temperaturabhängige Freisetzung flüchtiger Bestandteile sowie deren Zusammenset-

zung und Heizwert untersucht werden kann. Aus den Ergebnissen lassen sich wichtige Informationen über das Entgasungsverhalten von Brennstoffen in einem Verbrennungsprozess ableiten und Optimierungen im Anlagenbetrieb und bei der Auslegung von Anlagen vornehmen. Zusätzlich werden die klassischen Brennstoffparameter wie Aschegehalt, Flüchtige, fixer Kohlenstoff (C_{fix}), Heizwert und Elementarzusammensetzung mit erfasst. Die Ergebnisse wurden beispielhaft auf den Verbrennungsprozess in der Rostfeuerungsanlage MARS[®] angewendet.

Als Weiterführung der Arbeiten ist eine Erfassung von Chlor- und Schwefelverbindungen sowie die Implementierung kinetischer Daten zum Ausbrandverhalten vorgesehen. Mittelfristig werden die experimentellen Daten mit einem Verbrennungs- und Feuerraummodell gekoppelt, in dem die Temperaturverteilung auf dem Rost iterativ mit dem Heizwert des Brennstoffs verknüpft ist.

Ziel ist die Ableitung feuerungstechnisch relevanter Kenndaten, die als Qualitätsparameter in die Gütesicherung einfließen können. In diesem Zusammenhang müssen Werkzeuge entwickelt werden, mit denen auf Basis der abgeleiteten Kenndaten das Verhalten von Brennstoffen in unterschiedlichen Feuerungssystemen simuliert werden kann.

5 Literatur

- | | | |
|--------------------------------------------|------|----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| AbfAbIV | 2002 | Abfallablagereungsverordnung (Verordnung über die umweltverträgliche Ablagerung von Siedlungsabfällen) vom 20. Februar 2001 (BGBl. I, Seite 305); geändert durch Artikel 2 V vom 24. Juli 2002 (BGBl. I, Seite 2807) |
| Boie, W. | 1957 | Vom Brennstoff zum Rauchgas, B.G. Teubner Verlagsgesellschaft, Leipzig |
| Bundesgütegemeinschaft Sekundärbrennstoffe | 2001 | Güte- und Prüfbestimmungen für Sekundärbrennstoffe, Berlin |
| DIN 51720 | 2001 | Prüfung fester Brennstoffe - Bestimmung des Gehaltes an flüchtigen Bestandteilen |
| DIN 51900-1 | 2004 | Prüfung fester und flüssiger Brennstoffe – Bestimmung des Brennwertes mit dem Bombenkalorimeter und Berechnung des Heizwertes - Allgemeine Angaben, Grundgeräte, Grundverfahren |
| DIN 51900-2 | 2003 | Prüfung fester und flüssiger Brennstoffe – Bestimmung des Brennwertes mit dem Bombenkalorimeter und Berechnung des Heizwertes – Verfahren mit isothermen Wassermantel |

- | | | |
|-----------------------------------|------|------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| DIN 51900-3 | 2005 | Prüfung fester und flüssiger Brennstoffe – Bestimmung des Brennwertes mit dem Bombenkalorimeter und Berechnung des Heizwertes – Verfahren mit adiabatischem Material |
| Görner; K., Keldenich, K. | 2004 | Thermische Nutzung von festen Biomassen und Abfällen im Projekt MARS, 14. DVV Kolloquium, Wien, 18.-20.11.2004 |
| Kock, O. | 2003 | Potentiale regenerativer Festbrennstoffe und die Notwendigkeit der Charakterisierung ihres Brennverhaltens, Chemie-Ingenieur-Technik 75, S. 905ff |
| Scholz, R., Beckmann, M. | 1999 | Kriterien zur Substitution von Regelbrennstoffen durch Ersatzbrennstoffe, in K. Wiemer, M. Kern (Hrsg), Bio- und Restabfallbehandlung III Baeza-Verlag Witzenhausen |
| Seeger, H., Kock, O., Urban, A.I. | 2003 | Experimentelle Bestimmung des Verbrennungsverhaltens von Abfällen; in Urban, Bilitewski, Faulstich (Hrsg), 8. Fachtagung Thermische Abfallbehandlung, Schriftenreihe des Fachgebiets Abfalltechnik Universität Kassel ISBN 3-937022-01-5 |

Anschrift der Verfasser

Dr. Thomas Marzi

Fraunhofer Institut Umwelt-, Sicherheits-, Energietechnik UMSICHT

Osterfelderstraße 3

46047 Oberhausen

Tel.: +49 (0)208/8598-1230 Fax: +49 (0)208/8598-1424

E-mail: thomas.marzi@umsicht.fraunhofer.de

www.umsicht.fraunhofer.de

Dr. Kai Keldenich

Fraunhofer Institut Umwelt-, Sicherheits-, Energietechnik UMSICHT

Osterfelderstraße 3

46047 Oberhausen

Tel.: +49 (0)208/8598-1167 Fax: +49 (0)208/8598-1424

E-mail: kai.keldenich@umsicht.fraunhofer.de

www.umsicht.fraunhofer.de

Prof. Dr.-Ing. habil. Klaus Görner
Universität Duisburg-Essen
Fakultät für Ingenieurwissenschaften
Lehrstuhl für Umweltverfahrenstechnik und Anlagentechnik
Leimkugelstraße 10
45141 Essen
Tel.: +49 (0)201 183-7510 Fax: +49 (0)201 183-7513
E-mail: klaus.goerner@uni-due.de
www.luat.uni-due.de

Entwicklung einer Steuerungsstrategie für biotechnologische Prozesse in der Abfallbehandlung - mechanisch-biologische Restabfallaufbereitung im Drehrohr -

Bela Bartha, Joachim Brummack

Institut für Verfahrenstechnik und Umwelttechnik, Technische Universität Dresden

Development of a control strategy for biotechnological processes in the waste treatment

Abstract

In a research project the control of a discontinuous operated rotary drum reactor for biological drying of residual wastes was developed. At solving the problem two new approaches have been followed: the developed control concept is based on the application of classification methods and the use of the dynamic rotary drum does not belong to the state-of-the-art. By the experiments made it could be shown, that the determined combination of biological and mechanical processes within the reactor leads to output qualities that cannot be reached with static reactors.

Abstract deutsch

Im Rahmen eines Forschungsprojektes wurde eine Steuerung für einen diskontinuierlich betriebenen Drehrohrreaktor zur biologischen Trocknung von Restabfällen entwickelt. Bei der Lösung der Aufgabe wurden neue Ansätze für die Restabfallaufbereitung verfolgt. Das Steuerungskonzept basiert auf Klassifikationsmethoden. Der Einsatz eines dynamisch arbeitenden Drehrohrreaktors für die biologische Trocknung (MBS) weist über den Stand der Technik hinaus. Durch Versuche mit Originalabfall (Restabfall) konnte in einer speziell entwickelten kleintechnischen Versuchsanlage experimentell nachgewiesen werden, dass die reaktorspezifische Kombination von biologischen, mechanischen und thermodynamischen Prozessen innerhalb eines Reaktors Outputqualitäten ermöglicht, die den mit üblichen statischen Reaktoren erreichbaren Eigenschaften insbesondere bezüglich des Verhaltens in den folgenden Verarbeitungsstufen deutlich überlegen sind.

Keywords

biological drying, MSW, rotary drum reactor, control concept, Fuzzy-logic, classification

biologische Trocknung, Restabfall, Drehrohrreaktor, Steuerungskonzept, Fuzzy-Logik, Klassifikation

1 Einleitung

Aerobe biochemische Prozesse stellen den entscheidenden stoffwandelnden Schritt in zahlreichen umwelttechnischen Verfahren dar. Die Besonderheit dieser Verfahren besteht darin, dass sie die in der Natur nur spontan ablaufenden und auf sauerstoffversorgte Schichten begrenzten Prozesse durch technische Maßnahmen auf die Behand-

lung großer Substratmengen bzw. -volumina übertragen. Dazu ist vor allem eine bestimmte Entkopplung der Prozesse von den Umgebungseinflüssen erforderlich, um diese stets in ihrem Optimum führen zu können.

Die Nutzung aerober biologischer Prozesse zur Behandlung biogener Feststoffe in statischen Schüttschichten bzw. Haufwerken stellt eine naturwissenschaftlich begründet nur mit Kompromissen lösbare Aufgabe dar. Einer adäquaten Steuerung solcher Prozesse sind objektiv enge Grenzen gesetzt. Dies bedeutet für die statischen Prozesse, z.B. bei den aktuellen Technologien der mechanisch-biologischen Abfallbehandlung, dass nur eine vergleichsweise schematische Prozessführung realisierbar ist. Der Komplexität der zu führenden Prozesse kann eine solche Herangehensweise nicht gerecht werden. Eine solche suboptimale Prozessführung führt zu schlechteren, erheblichen Schwankungen unterliegenden Prozesseigenschaften und/oder Produktqualitäten, verlängerten Behandlungszeiten, hohen Eigenenergieverbräuchen sowie zu Akzeptanzproblemen bei den Anliegern wegen nicht behebbarer Geruchsemissionen.

Prozesse in voll durchmischten Systemen, mit *einem* als optimal annehmbaren Arbeitspunkt bieten dagegen Ansätze für intelligente Steuerungsalgorithmen. Beispiele aus der Praxis sind bei der aeroben Abwasserreinigung (Belebtschlammverfahren) z.B. für die pH-Wert-Regelung des Zuflusses zu finden.

Im Rahmen eines Forschungsprojektes wurde an der TU Dresden ein Steuerungskonzept für biotechnologische Massenprozesse entwickelt und am Beispiel der biologischen Trocknung, allgemein als mechanisch-biologische Restabfallstabilisierung (MBS) bezeichnet, in einem diskontinuierlich betriebenen Drehrohrreaktor umgesetzt.

2 Mechanisch - biologische Restabfallbehandlung

2.1 Stand der Technik

Die Veränderungen der gesetzlichen Rahmen für eine Deponierung und das Umdenkens beim Umgang mit Restabfall haben die mechanisch - biologische Abfallaufbereitung zu einem festen Bestandteil der Restabfallentsorgung und -nutzung entwickelt. Bei aeroben Verfahrenskonzepten ist zwischen zwei Hauptzielen zu unterscheiden:

- Stabilisierung durch quantitativen Abbau von nativen Kohlenstoffverbindungen zur Erzeugung einer ablagerungsfähigen sowie einer heizwertreichen Fraktion (**MBA**) und
- ausschließliche Stabilisierung durch biologisch unterstützten Feuchteentzug und anschließender Stoffstromtrennung (**MBS**) ohne Erzeugung einer anlagerungsfähigen Fraktion.

Bei der Stabilisierung vor einer Ablagerung (MBA) soll ein Großteil der organischen Bestandteile im Abfall abgebaut werden, um spätere unerwünschte biologische Prozesse im Deponiekörper zu unterbinden. Die Anforderungen an die Eigenschaften des Rotteoutputs (Deponiematerial) sind durch die AbfAbIV festgelegt.

Bei der Trocknung (MBS) ist nur so viel Abbauleistung erforderlich, wie Energie für die Verdunstung von Feuchtigkeit bis zur Trockenstabilisierung benötigt wird. Dies ist mit einem intensiven Prozess zu erreichen, dessen Laufzeit um etwa eine Größenordnung kürzer ist als die für die biologische Stabilisierung erforderliche Zeit. Durch die Trocknung wird eine Modifizierung der physikalischen Eigenschaften des Abfalls erzielt. Die Gewinnung einer heizwertreichen und schadstoffentfrachteten Fraktion mit Brennstoffeigenschaften, sowie weiterer stofflich verwertbarer Fraktionen (Metalle, Mineralien) durch bekannte physikalische Trennverfahren (Sieben, Sichten, Magnetabscheiden) wird ermöglicht.

Abgesehen von einigen prototypischen Anlagen werden sowohl in der aeroben MBA- als auch in der MBS-Technologie statisch arbeitende Reaktoren in Form von Rottetunneln, Rotteboxen sowie weitere vom Grundprinzip nicht abweichende Variationen davon für die biologischen Intensivstufen eingesetzt. Das bedeutet, dass unabhängig vom Prozessziel die gleichen grundsätzlichen Bedingungen vorliegen. In den weiteren Betrachtungen muss deshalb nicht zwischen beiden unterschieden werden.

Statische Reaktoren sind hinsichtlich ihres Betriebsverhaltens, einschließlich ihrer Steuerbarkeit, bereits aus der Bioabfallverwertung bekannt. Der Einsatz statischer Reaktoren bedingt zwangsweise, dass alle physikalischen Prozessstufen vor bzw. nach der biologischen Behandlung zu realisieren sind. Aus diesem sequentiellen Prozessablauf folgt, dass die für die Rotte optimalen physikalisch-chemischen Eigenschaften des Substrates vor dem biologischen Prozess eingestellt werden müssen. Definierte Eingriffsmöglichkeiten auf die wichtigsten Haufwerksparameter sind während eines laufenden statischen Prozesses ausgeschlossen. Dadurch kann im Wesentlichen nur empirisch vorgegangen werden. Signifikante Parameter wie Haufwerksstruktur und Materialfeuchte sind nicht echtzeitfähig bestimmbar.

Ob und inwieweit eine physikalische Behandlung vor der biologischen Stufe tatsächlich effektiv ist, hängt in erster Linie von der Anfallfeuchte des Inputmaterials ab. Liegt diese im Bereich von größer 40 Ma.-%, was für mittlere und große Städte in Deutschland und vergleichbaren Ländern relativ unabhängig von einer installierten Bioabfallgetrennsammlung typisch ist, erfordert eine physikalische Stoffstromtrennung vor der biologischen Behandlung wegen der eingeschränkten Trennbarkeit einen hohen apparativen und energetischen Aufwand. Schlecht trennbare Gemische führen generell zu erhöhtem Verschleiß an Apparaten mit entsprechenden Folgen für die Instandhaltungskosten. Für solche Restabfälle ist es interessant, dynamische Reaktoren einzusetzen, die die

Kopplung thermischer und mechanischer Prozesse erlauben, also biologische Behandlung und mechanischen Aufschluss parallel zulassen (BARTHA ET AL, 2003). Eine exakte Bewertung nachhaltiger Auswirkungen des Einsatzes dynamischer Reaktoren in der Restabfallbehandlung durch einen direkten Vergleich ist gegenwärtig nicht möglich, da nicht nur wegen der höheren Investitionskosten, sondern auch auf Grund negativer Erfahrungen beim Einsatz so genannter Rottetrommeln in der Bioabfallverwertung kein Einsatz dynamischer Reaktoren in der Praxis vorgesehen ist.

2.2 Drehrohrreaktoren in der Abfallwirtschaft

Drehrohrreaktoren oder Rottetrommeln werden seit den 1930er Jahren in der aerob biologischen Behandlung von Abfällen eingesetzt. Sie kamen in den 70er Jahren weltweit in vielen Müllkompostieranlagen zum Einsatz. Die eingesetzten Drehrohre wurden kontinuierlich betrieben und hatten ähnliche Dimensionen wie die Drehrohröfen der Zementindustrie. Ein Großteil dieser Kompostierungsanlagen hat, wegen schlechter Outputqualität, gedacht war der Produkteinsatz als Bodenverbesserungsmittel, ihren Betrieb jedoch eingestellt. Bekannt ist derzeit der Einsatz von Drehrohrreaktoren in Anlagen u.a. in den USA, Frankreich und Australien.

Durch Formulierung neuer Behandlungsziele, wie z.B. die Vorbehandlung von Restabfällen vor einer qualitativ hochwertigen Stoffstromtrennung, eröffnen sich gerade jetzt neue Einsatzfelder für Drehrohrreaktoren.

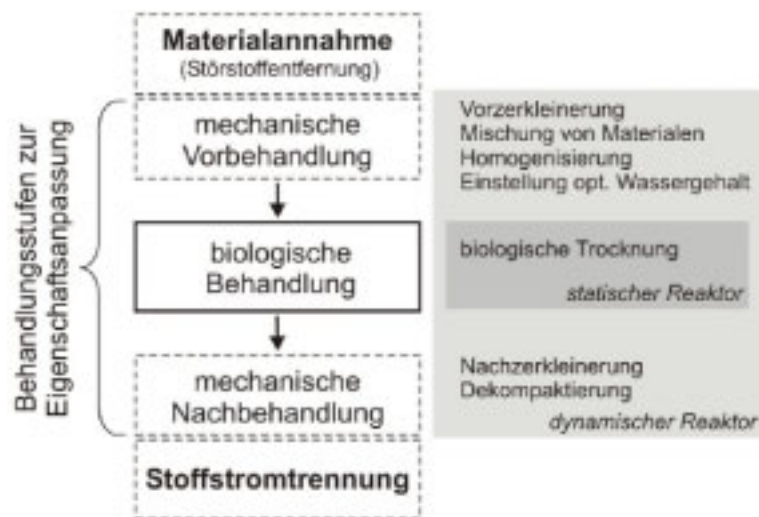


Abbildung 1 Verfahrensschritte bei der MBS

Die wesentlichen Vorteile des Drehrohres können bereits mit einer qualitativen Prozessanalyse beschrieben werden. Der wesentliche Unterschied zwischen Verfahrenskonzepten mit statischen und dynamischen Reaktoren besteht wie bereits erwähnt in der zeitlichen Abfolge der Verfahrensschritte. In einem statischen System bzw. dessen quasidynamischen Varianten mit Umsetzschritten finden alle notwendigen mechani-

schen Vor- und Nachbereitungsschritte in bzw. mit separaten Aggregaten, zeitlich vor-, zwischen oder nachgelagert, also in jedem Fall nicht simultan mit dem biochemischen Prozess statt. Es handelt sich deshalb immer um eine Reihenschaltung von mechanischen und biologischen Stufen.

In Drehrohrreaktoren laufen mechanische und biologische Prozesse zeitgleich ab. Die somit integrierte mechanische Behandlung führt zu *minimalen Ansprüchen an die Inputqualität*. So kann in der Regel sogar auf eine nicht unproblematische *Vorzerkleinerung* verzichtet werden. Bei eigenen Untersuchungen unter Nutzung der weiter unten vorgestellten Versuchsanlage wurden die in 15 Experimenten insgesamt untersuchten 10 Mg Restabfall ohne Vorzerkleinerung nach Umladen aus dem Sammelfahrzeug eingesetzt. Günstig realisierbar ist auch eine Herstellung und Behandlung von *Materialgemischen* aus für eine biologische Behandlung geeigneten Materialien (Restabfall, Sortierreste aus DSD, Klärschlamm usw.), wobei die möglichen bzw. optimalen Mischungsanteile ohne weiteren apparatetechnischen Aufwand in wenigen Versuchen festgestellt werden können. Die Einstellung eines *optimalen Wassergehaltes* stellt ebenfalls kein Problem dar, da durch die intensive Vermischung von Feststoff und Flüssigkeit (Prozesswasser, Kondensate usw.) die maximale Materialfläche für eine Benetzung herangezogen werden kann. Damit ist die Gefahr einer dauerhaften Vernässung von Schüttungsbereichen, wie diese aus statischen Reaktoren bekannt ist, nicht relevant.

Aus Sicht des im Reaktor ablaufenden biologischen Prozesses ist eine ständige Bewegung der Schüttung weder erforderlich noch sinnvoll. Nur ein in definierten Zeitabschnitten zu wiederholender Abbau prozesshemmend wirkender Gradienten ist erforderlich. Dazu zählen auch die zwangsläufig vom biochemischen Prozess verursachten und mit den anderen steuerungstechnischen Maßnahmen (z.B. durch Änderung der Belüftungsrate) nicht behebbaren Temperatur- und Wassergehaltsgradienten. Durch die *Homogenisierung* des Materials im Drehrohrreaktor wird die Prozessgeschwindigkeit signifikant erhöht und die Produktqualität gleichmäßig, da die gesamte Materialmenge unter den gleichen Bedingungen am Prozess teilnehmen kann. Aus Sicht der Prozessführung ist die durch die praktische Gradientenfreiheit gebotene Möglichkeit hervorzuheben, den Arbeitspunkt (z.B. die Materialtemperatur) in bestimmten sinnvollen Bereichen durch ein angepasstes Luftmanagement verändern zu können.

Bei den im Weiteren betrachteten diskontinuierlich betriebenen Drehrohrreaktoren ist eine Intervallsteuerung der Drehbewegung einfach zu realisieren. Bei den kontinuierlich arbeitenden, geneigten Drehrohren, in denen die Drehbewegung auch die axiale Fortbewegung des Rottegutes bewirkt, ist dies nur eingeschränkt möglich.

Durch den bauartbedingten Ausschluss von Randbereichen und Totzonen im Drehrohrreaktor wird bei entsprechenden Bedingungen (Temperaturniveau, Zeitraum) eine

gleichmäßige *Hygienisierung des gesamten* Rottegutes erreicht. Infolge der Durchmischung wird gegebenenfalls vorhandene freie Flüssigkeit auf der gesamten benetzbaren Oberfläche der Schüttung verteilt. Damit wird die maximal verfügbare Oberfläche zur mikrobiellen Aktivität nutzbar. Die unterschiedlichen Härten von Komponenten der Materialmischung (weich, spröd, hart) führen dazu, dass parallel zum biologischen Abbau durch die schonende autogene Zerkleinerung ständig neue Nährstoffquellen für die Mikroorganismen erschlossen werden.

Aus prozesstechnischer Sicht wird durch den gezielten Eintrag mechanischer Energie kombiniert mit der Steuerung der Belüftung quasikontinuierlich die zu einem bestimmten Prozesszustand maximal mögliche Triebkraft für die Stoff- und Wärmeübergangsprozesse wiederherstellbar, was zu einer maximalen Prozessaktivität (z.B. Trocknungsgeschwindigkeit) führt und den qualitativen Sprung gegenüber den statischen Verfahren kennzeichnet.

In der kurzen Prozesszeit von wenigen Tagen wird vorwiegend leichtabbaubare Organik abgebaut, also jene Fraktion die am Prozessanfang durch ihre chemische Zusammensetzung und hohen Wassergehalt eine "kontinuierliche Phase" an den festen Materialoberflächen bildet. Die mechanische Beanspruchung durch Reibung unterschiedlich harter Materialien führt zu einer wirkungsvollen Abreinigung von Oberflächen, vermeidet aber gleichzeitig weitgehend die ungewollte Zerkleinerung von Glas, größeren mineralischen Bestandteilen sowie Batterien und anderen Fehlwürfen wie Farbdosen. Die schonende Zerkleinerung von weichen Materialien und die Auffaserung bestimmter Fraktionen wie Pappe und Papier ergeben dem Output eine lockere Struktur. Demgegenüber ist in statischen Reaktoren ein "Zusammenbacken" der Bestandteile der Materialschüttung unvermeidbar. Dies hat zur Folge, dass ein zusätzlicher mechanischer Behandlungsschritt meist in Form einer Vollstromzerkleinerung eingesetzt wird. In Abhängigkeit von der Art der Zerkleinerungsmaschine sind unerwünschte Materialaufschlüsse an Fehlwürfen (siehe oben) und damit eine Freisetzung von Schad- und Störstoffen nicht vollständig vermeidbar.

Aus anlagentechnischer Sicht lassen sich weitere Vorteile des Drehrohrreaktors beschreiben. Bei der kreisrunden Geometrie gibt es keine von einer Rückkondensation von Stoffen aus der Abluft bevorzugt betroffene und damit ständig belastete Anlagenteile. Ebenso wird die Gefahr einer Vernässung der Oberflächenbereiche der Materialschüttung, die oft ein Problem bei statischen Reaktoren durch die objektiv unvermeidbare Kondensation darstellen kann, ausgeschlossen. Ein im Vergleich zu statischen Reaktoren deutlich schnelleres und dabei automatisch gleichmäßiges Befüllen und Entleeren der Drehrohre ergänzen die Vorteile im Sinne einer deutlichen Reduzierbarkeit der vor allem ökonomisch problematischen Totzeiten.

Betrachtet man alle Vorteile im Zusammenhang, die der Einsatz des Drehrohres bietet und vergleicht man dieses mit der Summe der einzelnen Aggregate, die vor und nach einem statischen Reaktors einzusetzen sind, um die gleiche Funktionalität (und Verfügbarkeit) zu erreichen, so werden weitere entscheidende Vorzüge sichtbar:

- Es ist nur *ein Apparat* erforderlich, dessen Leistung außerdem in einem gewissen Maß beeinflusst werden kann.
- Allein auf Grund der höheren Prozessgeschwindigkeit ist davon auszugehen, dass bei Drehrohranlagen *weniger Reaktorvolumen* benötigt wird als bei statischen Reaktoren.
- Im Gegensatz zu statischen Verfahren mit ihren prinzipbedingten hohen Luftwechselraten, ist mit Sicherheit davon auszugehen, dass die beim Drehrohr anfallende zu behandelnde *Abluftmenge deutlich geringer* ausfällt. Bei den aktuellen Aufwendungen für eine Abluftreinigung gemäß der 30. BImSchV gewinnt dieser Faktor an Bedeutung.
- Aus *arbeitshygienischer Sicht* ist festzustellen, dass regelmäßig wiederkehrende Arbeitsvorgänge wie das Reinigen von Belüftungsböden statischer Reaktoren in den vorzugsweise einbautenfreien Rohrreaktoren generell auszuschließen sind.

Fazit:

Drehrohrreaktoren stellen sowohl aus theoretischer als auch aus anwendungstechnischer Sicht eine hervorragende Lösung für die Behandlung von Restabfällen dar. Neben den unabhängig vom Prozessziel prinzipbedingten Problemen beim Betriebsverhalten statischer Schüttschichten, in denen biochemische Reaktionen ablaufen (BRUMMACK ET AL., 2005), bietet ein dynamischer Reaktor die für die Entwicklung einer effektiven Steuerung erforderlichen Eingriffsmöglichkeiten.

Als erster Untersuchungsgegenstand wurde die biologische Trocknung von Restabfällen (MBS) im Drehrohrreaktor ausgewählt. Dies ist deshalb sinnvoll, weil durch die Bedeutung des Zeitfaktors beim Trocknungsprozess der dynamische Reaktor seine spezifischen Vorteile besonders deutlich zur Wirkung bringen kann.

3 Entwicklung des Steuerungskonzeptes

3.1 Ausgangssituation und Zielstellung

Die Führung mechanisch-biologischer Aufbereitungsprozesse muss stets davon ausgehen, dass

- die Prozesse in ihrer inneren Struktur äußerst komplex sind und damit eine mathematische Modellbildung nur mit eingeschränkter Genauigkeit möglich ist,
- die analytische Bestimmung der Eigenschaften des Stoffsystems (Zusammensetzung, Konsistenz usw.) sehr aufwändig ist und somit praktisch keine Zustandsgrößen echtzeitfähig gemessen werden können,
- auch der Zustand am Prozessbeginn wegen des hohen Aufwandes nicht analytisch bestimmt werden kann,
- die Anfangsbedingungen sich von Charge zu Charge signifikant unterscheiden können und innerhalb einer Charge ein breites Spektrum der kennzeichnenden Parameter zu erwarten ist.

Diese Tatsachen sind zugleich Ursachen dafür, dass derartige Prozesse nur durch hochqualifiziertes Bedienpersonal geführt werden können oder alternativ einer relativ schematischen Führung unterliegen. Durch eine automatische Steuerung kann den Anforderungen an eine möglichst günstige Prozessführung besser entsprochen werden als das durch manuelle Steuerungen bei derart komplexen Prozessen zu erwarten ist. Dabei muss aber vorausgesetzt werden, dass das Steuerungssystem auf dem systematisch erhobenen Erfahrungswissen sowie auf theoretisch begründeten Modellvorstellungen zum Prozessablauf beruht. Bezogen auf eine Charge sollte die Steuerung in der Lage sein, den Prozess so zu führen, dass das Prozessziel bei minimiertem Energieaufwand und in kürzest möglicher Zeit erreicht wird.

3.2 Lösungsweg - methodischer Ansatz

Ein Rotteverfahren besitzt mehrere, im statischen und dynamischen Verhalten zu unterscheidende Prozessabschnitte. Auch im dynamischen Fall lassen sich, bedingt durch den relativ langsam ablaufenden Gesamtprozess, quasistatische Prozessabschnitte definieren. Beim vorliegenden dynamischen Behandlungsverfahren werden die quasistatischen Prozessabschnitte durch die regelmäßigen Drehbewegungen begrenzt, die immer wieder eine deutliche Veränderung zwischen den quasistatischen Abschnitten erzwingen (BARTHA ET AL., 2002).

Bei dem zu erwartenden extrem nichtlinearen Verhalten ist eine an gewisse Situationsklassen angepasste Entscheidungsstrategie für die Prozessführung leichter zu entwerfen als eine geschlossene Gesamtstrategie. Der Ansatz, eine geschlossene Gesamtstrategie zu entwickeln, dürfte auch wegen der breiten Variation der Parameter für unterschiedliche Abfälle kaum zu einer brauchbaren Lösung führen.

Die Aufgabe besteht in der **Erkennung** der aktuellen Situationsklasse mittels Klassifikator, und in der Zuordnung der richtigen Steuerungen zu den Situationsklassen (**Handlung**).

Liegen erfolgswertete Daten aus der Praxis vor, so lassen sich die Prozesszustände mit Hilfe von Merkmalen beschreiben, die aus den gemessenen Signalen gebildet werden (s. Abbildung 2). Diese Lernstichprobe enthält eine Menge von Merkmalvektoren \mathbf{m} , die bestimmte Prozesssituationen beschreiben, und die den Merkmalvektoren zuzuordnenden Steuerhandlungen \mathbf{w} . Die Güte der realisierten Steuerhandlung kann durch eine skalare Größe q den Steuerungen zugeordnet werden. Die Lernstichprobe soll den gesamten Arbeitsbereich überdecken, da Klassifikatoren nur vorgelegte Handlungen nachvollziehen können (KOCH ET AL., 1996). Bei Situationen, die außerhalb der Lernstichprobe liegen, sollte die Steuerung dennoch angemessen reagieren (z.B. letzte Steuerhandlung beibehalten).

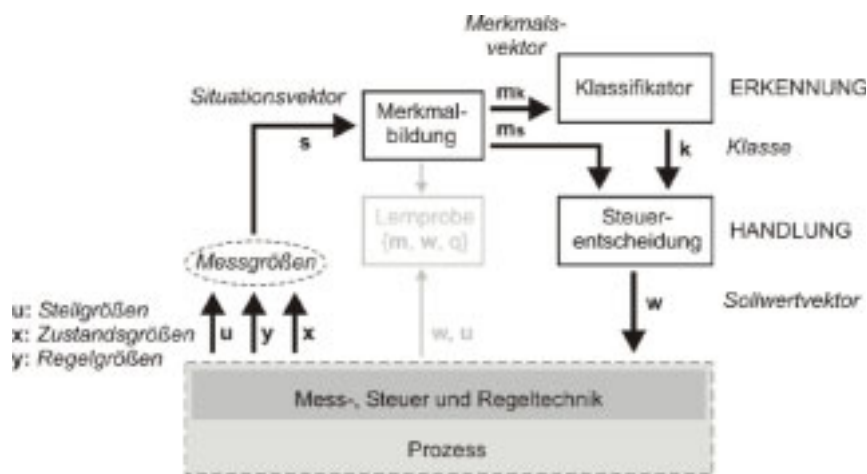


Abbildung 2 Konzept der Klassensteuerung (nach KOCH ET AL., 1996)

Aus einer Vielzahl unterschiedlicher Klassifikationskonzepte wurde für die vorliegende Steuerungsaufgabe die Fuzzy-Klassifikation ausgewählt. Die große Parametervariation des Systems und die sehr kleine, unsichere Ausgangsdatenbasis begründen diese Entscheidung. Das Konzept der Fuzzy-Klassifikation, angewandt auf das hier untersuchte Situationserkennungsproblem, geht von einer unscharfen Zuordnung der Prozesszustände zu den einzelnen Situationen aus. Das hat zur Folge, dass jedem Merkmalsvektor ein Vektor der Zugehörigkeiten zu den Situationen zugeordnet werden kann.

Beim Entwurf wird der Klassifikator auf der Grundlage der vorhandenen Informationen strukturiert und mittels Lernen aus Beispielen parametrisiert. Die Entscheidungsfindung durch den Fuzzy-Klassifikator erfolgt in den Stufen (KOCH ET AL, 1996):

1. Ermittlung der Zugehörigkeit eines Zustandes zu allen Situationen,
2. Bestimmung der Rangfolge der Zugehörigkeiten zu den Situationen,

3. Zuordnung des Zustandes zu der Situation, für die die Zugehörigkeit maximal ausfällt.

Die Anwendung der Klassifikation während des Behandlungsprozesses erhöht die Flexibilität der Steuerung, da so eine situationsabhängige Anpassung der Prozessführung erfolgen kann. Der Behandlungsplan und damit die Form der Prozessführung werden dynamisch während des Prozesses und nicht bereits zu Prozessbeginn fixiert. Daneben unterstützt dieses Konzept die Trennung der operativen (die sich auf die derzeitige Prozessführung konzentrierenden) von den strategischen (den eher vorausschauenden) Aufgaben. Durch diese differenzierte Betrachtungsweise wäre es beispielsweise möglich, in Behandlungsanlagen mit mehreren diskontinuierlich betriebenen Drehrohren die Arbeit von einzelnen Reaktoren zu koordinieren.

3.3 Vorgehensweise

Die Umsetzung des vorgeschlagenen Steuerungskonzeptes erfolgte in drei Schritten. Zunächst wurde eine tiefgehende theoretische Analyse des Prozesses durchgeführt und damit die grobe Struktur der Situationsklassen entworfen. Als nächstes wurde der am Institut für Verfahrenstechnik und Umwelttechnik in Vorversuchen bereits getestete Drehrohrreaktor hinsichtlich der Mess-, Steuer- und Regelungstechnik an Anforderungen einer komplexen Automatisierbarkeit angepasst. Drittens wurden Versuche an der Anlage durchgeführt während denen die im Drehrohr ablaufenden Prozesse immer feiner beschrieben werden konnten. Wie bereits dargelegt, konnte dabei nicht auf vorhandene experimentelle Daten zurückgegriffen werden, vielmehr war es notwendig dieses Wissen während der Projektbearbeitung aufzubauen. Die so gewonnenen Erkenntnisse flossen iterativ in die konkrete Umsetzung des Steuerungskonzeptes hinein.

4 Umsetzung

4.1 Entwurf des Klassifikators

Im ersten Schritt des Entwurfs der Steuerung wurden die wesentlichen Steuergrößen, Stellgrößen und Situationsmerkmale, die semantische Struktur der Situations- und Materialklassen sowie die zu treffenden Entscheidungen definiert.

Diese Festlegungen sind für den folgenden Entwurfsprozess von grundlegender Bedeutung. Die Steuergrößen sind dabei die Prozessgrößen, die das Prozessergebnis kennzeichnen. Die Stellgrößen sind die Prozessgrößen, die durch die Steuerung zu beeinflussen sind.

Wie einleitend erwähnt, geht das Konzept der Klassifikation davon aus, dass aus den gemessenen Steuergrößen Merkmale gebildet werden, die für die Situationsbeschrei-

bung besser geeignet sind als die primären Steuergrößen. Diese Merkmale liefern eine Zuordnung des aktuellen Zustandes des Prozesses zu einer Situationsklasse. Diesen Klassen sind bestimmte Regeln für die Steuerung zugeordnet, die damit Merkmale für die Rückwirkung auf den Prozess generieren; diese Merkmale müssen nicht notwendig mit den primären Stellgrößen identisch sein. Die Menge der primären Steuergrößen kann also um gewisse Größen erweitert werden.

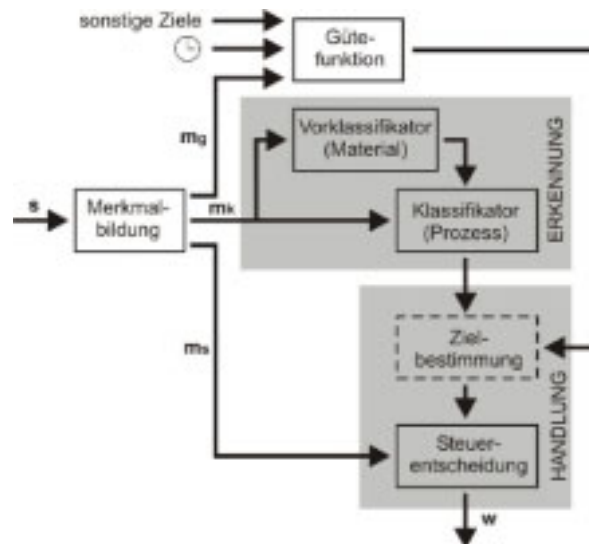


Abbildung 3 Klassensteuerung mit Vorklassifikator

Das Klassifikationsproblem wird bezüglich des zu investierenden Aufwandes ganz wesentlich durch die Anzahl der Merkmale bestimmt. Wegen der geringen Anzahl vollständig dokumentierter Versuche können statistische Methoden zur Verringerung des Merkmalraumes (z.B. durch eine Signifikanzanalyse) nicht angewendet werden. Einen methodisch allgemeinen Zugang zur Reduktion der Dimension liefert der Ansatz, das Klassifikationsproblem zu zerlegen. Dazu wird im Rahmen der Steuerung zunächst ein „Vorklassifikator“ in der Anfangsphase des Prozesses eingesetzt, der aus einigen Messgrößen (Ablufttemperatur, -zusammensetzung) die Beschaffenheit (Wassergehalt) und das biologische Potential des Materials im Sinne eines vorgegebenen Klassenrasters bestimmt (s. Abbildung 3). Die für den Vorklassifikator gewählten Merkmale sind analytisch nur schwierig und online gar nicht zu bestimmen; sie sind aber relevant für die Charakterisierung des Prozessverlaufs. Die neuen Merkmale können nicht nur zur Erkennung des aktuellen Prozesszustandes (also für die Situationserkennung) herangezogen werden sondern auch direkt in die Regeln der Prozesssteuerung einfließen. Wird beispielsweise eine hohe CO₂-Produktion bei mäßigem Temperaturanstieg zum Prozessbeginn festgestellt, so kann ein feuchtes Ausgangsmaterial angenommen werden, das wenig oder gar nicht mehr befeuchtet werden muss. Die Bewertung der Prozesszustände würde sich auch verbessern, da z.B. ein gemessener Temperaturanstieg im Reaktor bei einem biogen aktiven Substrat anders zu bewerten ist als bei einem we-

niger aktiven (beim ersteren bestünde noch Optimierungsbedarf, während bei letzterem lediglich das Erreichen des Grenzzustandes festzustellen wäre).

Auf der Basis der vorliegenden Daten und theoretischer Untersuchungen lassen sich bei optimalem Prozessverlauf drei typischen Phasen separieren, die sich mit folgenden Bedeutungen belegen lassen: **Aufheizphase**, **Trocknungsphase**, **Abkühlphase**. Die Abbildung 4 zeigt auf der linken Seite das Aufeinanderfolgen dieser Phasen bei idealem Prozessverlauf, sowie die Ziele eines Eingriffes in diesen natürlichen Prozessverlauf. In der Mitte der Abbildung 4 sind den Phasen zugeordnete Klassen in einem idealisierten Temperatur-Zeit-Verlauf gekennzeichnet.

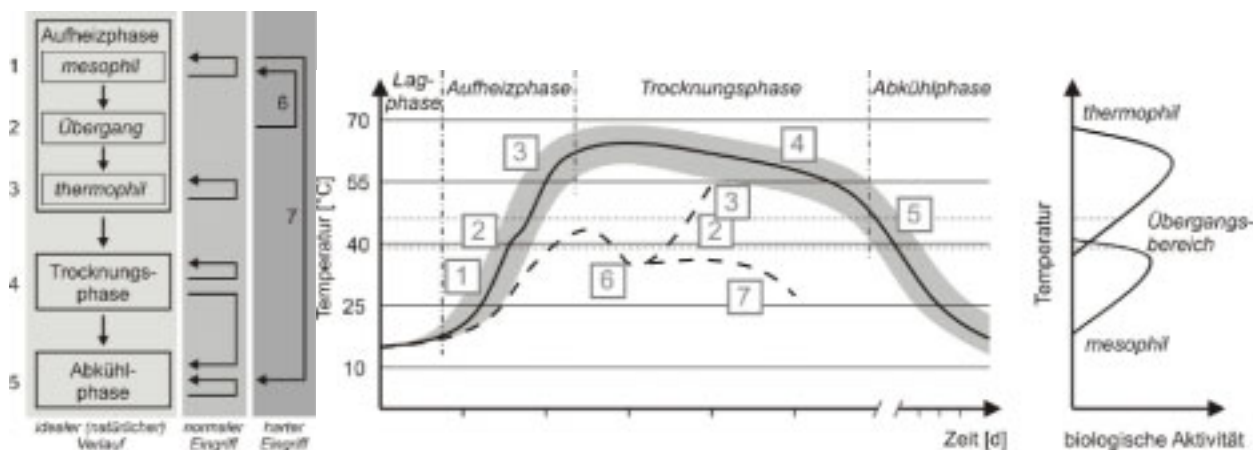


Abbildung 4 Einteilung der Situationsklassen (links: Reihenfolge der Phasen und Zuordnung der Klassen, Mitte: Darstellung im Temperatur-Zeit-Diagramm)

Am Prozessanfang erfolgt ein Übergang vom mesophilen in den thermophilen Temperaturbereich, der mit einem vollständigen Populationswechsel der Mikroorganismen und dadurch mit einer zeitweilig geringeren Abbauleistung einhergeht. Die Steuerung soll dafür sorgen, dass der Übergang möglichst schnell erfolgt, gegebenenfalls ist die Wärmeabfuhr zu vermindern. Um die Handlungen besser zuordnen zu können, wird die Aufheizphase in drei Abschnitte unterteilt: **mesophil**, **Übergang**, **thermophil**, die als *Klasse 1-3* gekennzeichnet werden.

Der größte Wasseraustrag erfolgt in der Trocknungsphase (*Klasse 4*), sie beschreibt das Ziel der Steuerung. Mit abnehmendem Wassergehalt sinkt die biologische Aktivität (Zielkonflikt!), was zur Folge hat, dass die Temperatur des Materials sinkt. Die Steuerung sollte in diesem Fall zwischen den folgenden Fällen entscheiden können: Ist der Temperaturrückgang tatsächlich auf eine Wasserlimitierung zurückzuführen oder sind eventuell andere Ursachen, wie ungenügende Sauerstoffversorgung, anzunehmen. Diese beiden Fälle beschreiben zwei unterschiedliche Situationen, denen auch unterschiedliche Steuerhandlungen zuzuordnen sind. Im ersten Fall ist das Material weiter auszukühlen (*Klasse 5*) und der Prozess zu beenden, im zweiten Fall ist durch eine

Kombination von Drehen und Belüften der Temperaturabfall zu stoppen, um so zu versuchen, den optimalen thermophilen Temperaturbereich zu erreichen.

Eine weitere Situationsklasse (*Klasse 6*) wird definiert, um Zustände beschreiben zu können, bei denen der Übergang mesophil-thermophil sehr langsam oder gar nicht stattfindet. Durch geeignete Maßnahmen soll versucht werden den Übergang doch zu erreichen, beispielsweise nach einem Zurückführen in den mesophilen Bereich (s. gestrichelter Verlauf in der Abbildung 4, Mitte). Ist dies in einer vorgegebenen Zeit z.B. wegen Hemmung des biologischen Prozesses nicht möglich, so kann diese Charge in der vorliegenden Zusammensetzung nicht durch eine biologische Trocknung behandelt werden. Materialbeimischung oder Verdünnung durch bereits gerottete Komponenten könnte die Entscheidung sein. Dieser Fall soll durch die *Klasse 7* beschrieben werden.

Ist der aktuelle Prozesszustand einer Situationsklasse zugeordnet, so wird im nächsten Schritt die zugehörige Steuerhandlung ausgewählt. Als Eingriffsmöglichkeiten stehen zur Verfügung: die *Drehbewegung* (Anzahl der Umdrehungen und Drehzahl, Länge der Ruhezeit zwischen Drehintervallen), *Zuluftmenge* und *-temperatur* und die *Wassermenge* und *-temperatur* der Befeuchtung.

4.2 Versuchsanlage "Drehrohrreaktor"

4.2.1 Hardware

Die Technik der Versuchsanlage besteht aus einer um ihre Längsachse drehbaren Trommel mit einem Durchmesser von 1.200 mm und einer Länge von 2.920 mm, die von einem Grundgestell mit Antrieb und Stützrollen getragen wird. Die Abbildung 5 zeigt den prinzipiellen Aufbau des Drehrohres. Das Gesamtvolumen beträgt 3,2m³, wovon ca. 2m³ befüllt werden können. Beim Restabfall entspricht dies einer Masse von 600-1.000 kg je nach Schüttdichte. Somit können repräsentative Abfallmengen unter praxisnahen Bedingungen, ohne Vorsortierung und Vorzerkleinerung, behandelt werden. Die Übertragbarkeit der Ergebnisse auf großtechnische Anlagen ist damit besser möglich, da die Versuche mit realen Materialien durchgeführt werden.

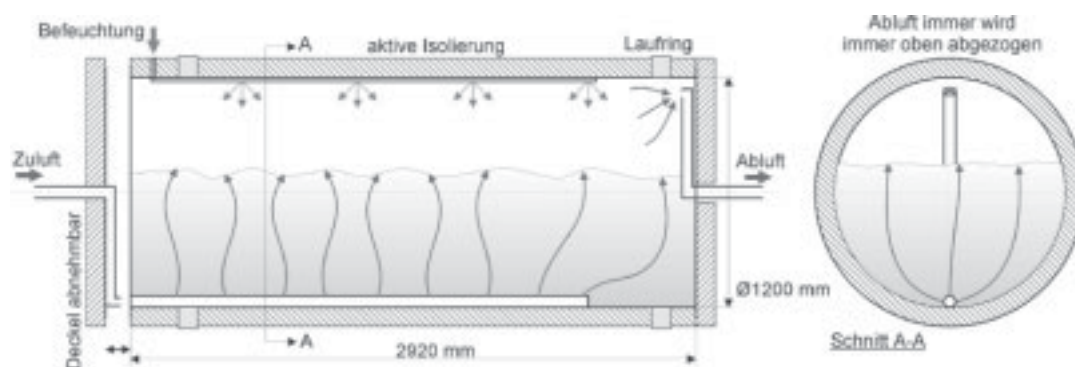


Abbildung 5 Aufbau des Versuchsreaktors
Abfallforschungstage 2006 www.wasteconsult.de

Wesentliche Charakteristika der Versuchsanlage sind:

- Die **Drehbarkeit** ist das Hauptmerkmal des dynamischen Reaktors. Zwei symmetrisch angeordnete Antriebsmotoren erlauben richtungsunabhängige Dreheigenschaften und die Übertragung eines höheren Drehmomentes. Damit wird ein sicherer Anlauf des Versuchsreaktors unter allen Betriebsbedingungen gewährleistet.
- Die **Belüftungseinrichtung** wurde so ausgelegt, dass im relevanten Arbeitsbereich Volumenstrom und Temperatur der Zuluft kontinuierlich vom Steuerrechner aus verstellt werden können. In der Abluftleitung direkt hinter dem Drehrohr werden die Temperatur und die Gaszusammensetzung (CO_2 , O_2) gemessen. Die Abluftfeuchte wird indirekt aus der im Kondensatbehälter aufgefangenen Wassermenge rechnerisch bestimmt.
- Die **Befeuchtungseinrichtung** dient der Einstellung eines optimalen Anfangswassergehaltes.
- An der Oberfläche des Reaktormantels (unterhalb einer Wärmeisolation) wurde eine **elektrische Begleitheizung** installiert, mit der die Wärmeverluste kompensiert werden können. Damit können die bekannten Probleme bei der Maßstabsübertragung (Oberflächen-Volumen-Verhältnis) behoben werden.

4.2.2 Software

In der Entwicklungsumgebung BORLAND DELPHI4 wurde ein Steuerprogramm erstellt, das die Datenerfassung, -verarbeitung und -archivierung, die Bedienerkommunikation, die rechentechnische Umsetzung des Steuerungskonzeptes (Sollwertgenerierung) und die herkömmlichen Regelungsaufgaben realisiert. Zur Auswertung der Versuchsergebnisse wurde ebenfalls unter BORLAND DELPHI4 ein Analysetool erarbeitet, mit dem unterschiedliche Auswertungsverfahren bezüglich ihrer Eignung an bereits vorhandenen Daten durchgeführt werden können. Geeignet befundene Methoden können problemlos in das Steuerprogramm übernommen werden. Da es gleichzeitig um Datengewinnung aus dem Prozess bzw. um die Entwicklung und Erprobung des Steuerungskonzeptes ging, wurde bei der Softwareentwicklung auf eine große Eingriffsflexibilität geachtet. Wie in der Abbildung 6, linke Seite dargestellt ist, können die Eingriffe durch direkte Vorgabe von Stellgrößen (Handbetrieb) oder durch Vorgabe einer Zeitreihe von Sollwerten (Rezeptur) angegeben werden. Ziel ist der Übergang zur dritten Eingriffsmöglichkeit, in der auf Grundlage der Klassensteuerung die Sollwerte automatisch generiert werden. Zentrale Aufgabe bei der Realisierung der Steuerkomponente war die Herstellung einer Schnittstelle zum Entwicklungs- und Simulationssystem MATLAB/SIMULINK. Die programmierte Schnittstelle ermöglicht die Auswahl von Messsignalen oder berechneten

Daten in beliebiger Tiefe aus der Datenbank, die zu definierbaren Zeiten in eine Textdatei abgelegt werden. Durch einen OLE-Aufruf (Object Linking and Embedding) kann der OLE-Client (hier das DELPHI-Programm) den OLE-Server (MATLAB) ansteuern. So wird in definierbaren Zeitabständen ein externes MATLAB-Programm gestartet, das aus der Textdatei die Daten einliest, eine Berechnung (auch Simulation) durchführt und die Ergebnisse, hier die Sollwerte, wiederum in eine Textdatei ausgibt. Die Abbildung 6 (rechts) zeigt den Datenfluss zwischen dem Steuerprogramm und der verbundenen MATLAB-Anwendung in vollautomatischem Betriebszustand.

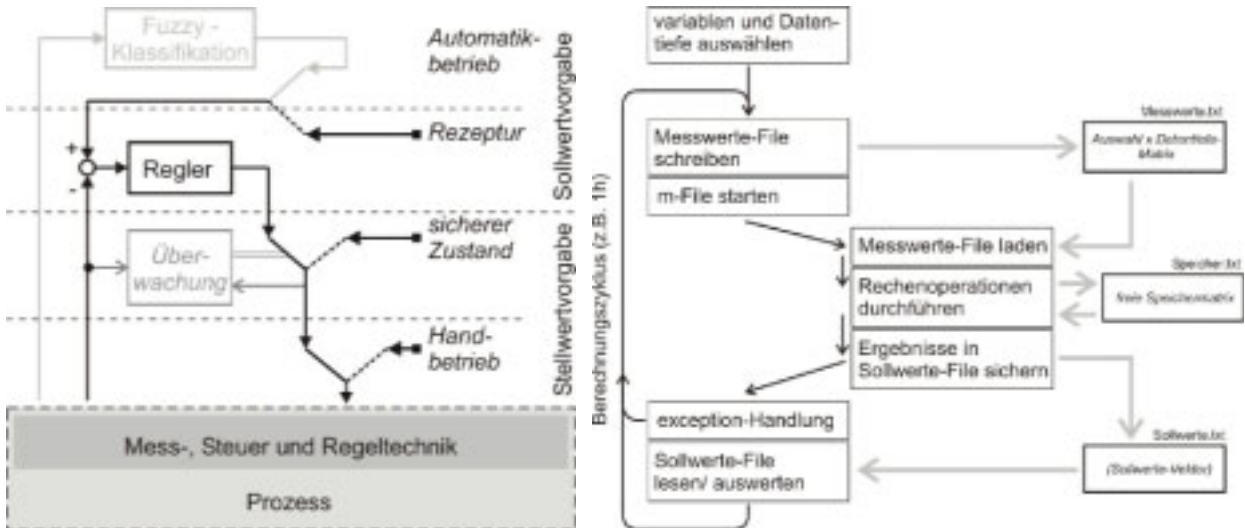


Abbildung 6 Softwaretechnische Umsetzung des (links: Eingriffsmöglichkeiten, rechts: Datenfluss im Vollautomatischen Betrieb)

5 Versuchsdurchführung und Erprobung

Im Rahmen einer ersten Versuchsreihe wurden insgesamt 15 Versuche mit Restabfällen aus dem Stadtgebiet Dresden durchgeführt. Jeweils zwischen 600-1.000 kg Versuchsmaterial wurden ohne Vorzerkleinerung oder Vorsortierung in den Drehrohrreaktor gefüllt. Vor den Versuchen wurde der Abfall nicht beprobt. Vielmehr wurde das Ziel verfolgt, wie oben dargestellt, durch den Prozessverlauf auf die Anfangszusammensetzung schließen zu können.

Die Abbildung 7 zeigt exemplarisch den Prozessverlauf anhand der gemessenen Ablufttemperatur und der berechneten, mit der Abluft ausgetragenen Wassermenge (entspricht der Trocknungsleistung). Die abrupt eintretende Abkühlung wurde durch die deutliche Erhöhung der Belüftungsmenge erreicht (Erzwingung des Überganges von Klasse 4 zu 5).

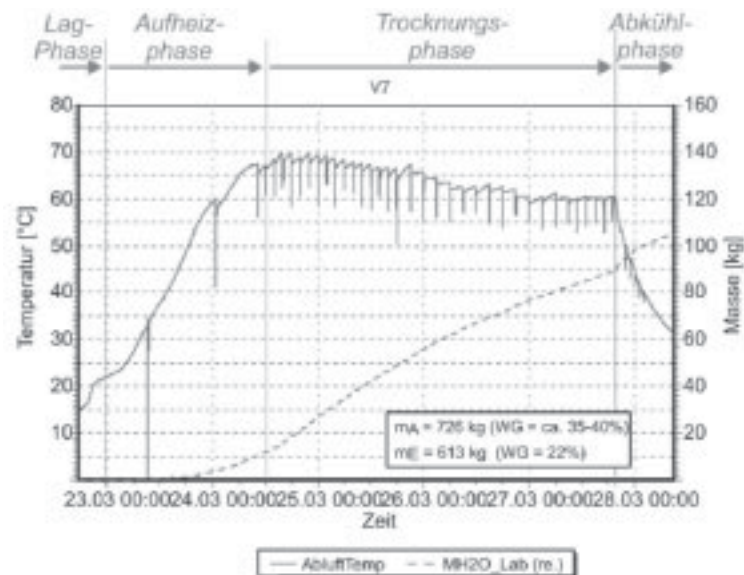


Abbildung 7 Typischer Prozessverlauf der biologischen Trocknung

Die gestrichelte Linie gibt die insgesamt in der Abluft ausgetragene Wassermenge an. Diese wurde aus Volumenstrom, Temperatur und relativer Feuchte der Abluft berechnet. Erwartungsgemäß ist der höchste Anstieg in der Trocknungsphase zu verzeichnen. Weiter ist sichtbar, dass die gezielte Abkühlung der Schüttung am Prozessende mit etwa 15% zum gesamten Wasseraustrag beiträgt. Die Auswertung der Massenströme für Luft und Wasser(dampf) ergab, dass in allen Prozessphasen eine Trocknung im energetischen Optimum, d.h. bei Wasserdampfsättigung der Abluft, durchgeführt werden konnte.

Die Bewegbarkeit des Materials ist das Hauptmerkmal des dynamischen Rotteprozesses. Sie führt immer wieder zum Ausgleich von Gradienten im Material. Nach dem Drehen kommt es zu einer Vergleichmäßigung der Temperaturen. In der Ablufttemperatur ist dies durch eine schlagartige Veränderung zu erkennen. Gab die Ablufttemperatur vor der Drehung in erster Näherung die maximale Schüttungstemperatur wieder, so entspricht sie unmittelbar nach dem Durchmischen der integralen Schüttungstemperatur. Die Materialbewegung wirkt sich auch auf die biologische Aktivität aus, zu der die CO_2 -Produktion proportional ist. In der Abbildung 8 sind die gemessene Ablufttemperatur (obere Linie) und der aus Volumenstrom und Konzentration berechnete CO_2 -Strom (untere Linie) in der Abluft dargestellt. Der CO_2 -Strom erreicht etwa 3-4 Stunden nach dem Drehen ein Maximum. Ungefähr zur gleichen Zeit kann im Verlauf der Ablufttemperatur der höchste Anstieg festgestellt werden. Nach Überschreiten des Maximums fällt der CO_2 -Strom langsam ab. Es lässt sich erkennen, dass nach jeder Drehbewegung ein Maximum der CO_2 -Produktion folgt und dass diese Maxima immer kleiner werden. In die Abbildung 8 wurden nachträglich mögliche Trendentwicklungen eingezeichnet. Diese verdeutlichen, wie die Drehbewegung mit den eingangs aufgezählten Effekten die

biologische Aktivität und damit die mikrobielle CO₂-Produktion auf einem höheren Niveau fixiert.

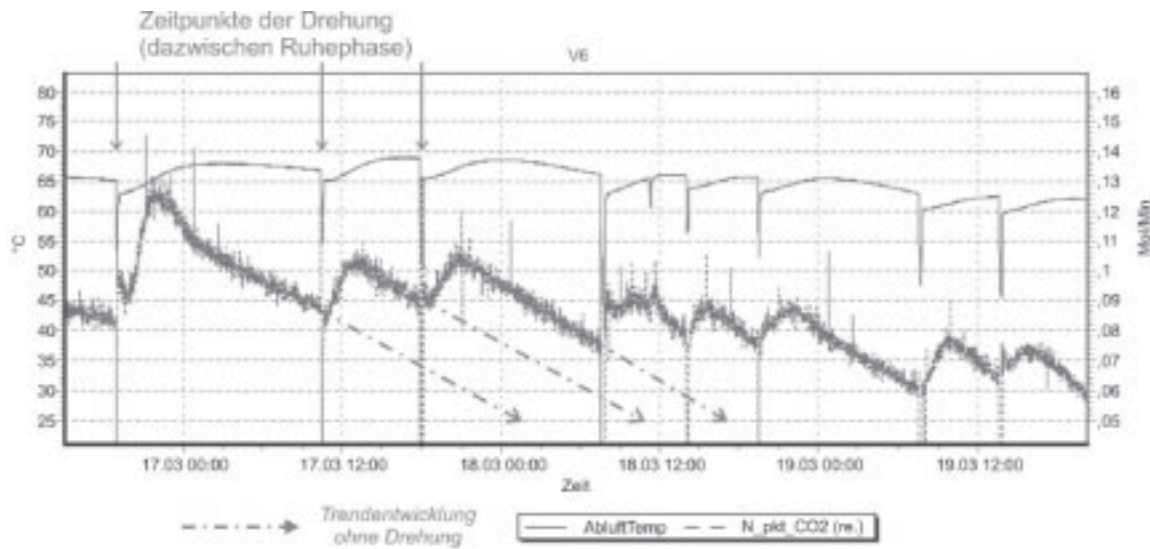


Abbildung 8 Auswirkung der Drehbewegung auf Ablufttemperatur und CO₂-Strom

In diesem Zusammenhang lässt sich erkennen, dass die Ablufttemperatur auch dort noch steigt, wo die CO₂-Produktion und damit die Wärmeproduktion bereits zurückgehen. Dieser Effekt kann auf die Temperaturschichtung in der Schüttung zurückgeführt werden und zeigt, dass die Ablufttemperatur für sich die aktuelle Situation zwar beschreiben kann, aber nicht den Trend einer Entwicklung.

Nach Versuchsende wurde eine repräsentative Probe (60-70 kg) aus dem getrockneten Material entnommen und mit unterschiedlichen Maschenweiten abgeseibt. Die Teilproben wurden beprobt und aus den Wassergehalten der einzelnen Proben konnte der Gesamtwassergehalt der gesamten Probe berechnet werden. Außerdem konnte aus dem Prozessverlauf und dem Endwassergehalt der Anfangswassergehalt bestimmt werden. Dieser Wert kann in der offline Auswertung dem Prozessverlauf zu Beginn zugeordnet werden, um als Lernprobe für den Parametrierung des Vorklassifikators eingesetzt zu werden. In der Abbildung 9 sind exemplarisch drei Siebfractionen des getrockneten Restabfalls dargestellt.



Abbildung 9 Siebfractionen des dynamisch getrockneten Materials

6 Zusammenfassung

Ziel des Projektes ist die Entwicklung einer Steuerung für die biologische Trocknung von Restabfällen in einem Drehrohrreaktor. Die Lösung der Aufgabe verfolgt für die Aufbereitung von Restabfällen zwei neue Ansätze: Das entwickelte Steuerungskonzept basiert auf der Anwendung von Klassifikationsmethoden; diese Methoden wurden bei biotechnologischen Massenprozessen bisher noch nicht umfassend angewandt. Zum zweiten führt der Einsatz des dynamischen Drehrohrreaktors in der biologischen Trocknung über den Stand der Technik hinaus.

Der derzeitige Stand der Projektbearbeitung belegt bereits deutlich, dass sich das Drehrohr entsprechend den Erwartungen hervorragend als dynamischer Reaktor zur biologischen Trocknung von Restabfällen eignet. Dabei bietet sich der Reaktor nicht nur für eine innovative und kostengünstige Steuerung besonders an. Es ist realistisch, davon auszugehen, dass damit prinzipiell ein qualitativer Sprung für alle geeigneten Einsatzfälle erreicht werden kann. Dies betrifft das Verhältnis Aufwand-Nutzen für die Steuerung und installierte Messtechnik ebenso wie eine Optimierung des gegenwärtig erheblichen Elektroenergieeinsatzes und des Einsatzes weiterer Energieträger z. B. für die Abluftreinigung. Ebenso erscheint damit ein Optimierungspotenzial für die peripheren technologischen Schritte, verbunden mit einer Verschlankung der Verfahrensstruktur, erschließbar.

Nach der vollständigen Auswertung und Parametrierung der Klassensteuerung ist vorgesehen, eine zweite Versuchsreihe zu starten. Dabei sollen neben Restabfall im Originalzustand auch andere Materialien (Sortierreste aus DSD), bestimmte Siebschnitte und/oder innovative Betriebsarten, wie ein quasikontinuierlicher Betrieb, untersucht werden.

7 Literatur

- | | | |
|---------------------|------|------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| Bartha, B. et al. | 2002 | Steuerung eines Reaktors zur Aufbereitung von Abfällen mit biogenen Bestandteilen. Abschlussbericht zum DBU-Projekt 14736. |
| Bartha, B. et al. | 2003 | Steuerung eines Reaktors zur Aufbereitung von Abfällen mit biogenen Bestandteilen, Wissenschaftliche Zeitschrift der TU Dresden |
| Brummack, J. et al. | 2005 | Ertüchtigung der Nachrotte in MBA's durch das Dombelüftungsverfahren (DBV), in: Internationale Tagung MBA 2005. Cuvillier Verlag, Göttingen, ISBN 3-86537-665-7. |
| Koch, M. et al. | 1996 | Fuzzy Control: optimale Nachbildung und Entwurf optimaler Entscheidungen. R. Oldenbourg Verlag, München, ISBN 3-486-23355-6 |

Anschrift der Verfasser

Dipl.-Ing. B. Bartha

Technische Universität Dresden, Institut für Verfahrenstechnik und Umwelttechnik

D-01062 Dresden

Telefon +49 351 463 32045

Email: Bela.Bartha@mailbox.tu-dresden.de

Website: <http://www.tvt-uvt.tu-dresden.de/>

Dr.-Ing. Joachim Brummack

Technische Universität Dresden, Institut für Verfahrenstechnik und Umwelttechnik

D-01062 Dresden

Telefon +49 351 463 34430

Email: Joachim.Brummack@tu-dresden.de

Website: <http://www.tvt-uvt.tu-dresden.de/>

Betriebserfahrungen mit der Abluftbehandlung nach 30. BImSchV

Rainer Wallmann und Jürgen Hake

IGW Fricke & Turk GmbH, Witzenhausen

Operational Experiences with the Treatment of Exhaust Air according to the Federal Immission Control Regulation (30th BImSchV)

Abstract englisch

The first operational experiences with exhaust air treatment plants according to the 30th Federal Immission Control Regulation (30th BImSchV) show that the required exhaust air limit values can be met with sufficiently dimensioned individual components (acid washer and RTO, if necessary biofilter for partial flows of low pollution). With regard to the operational safety and to the availability of the plants closely related to it, already in the first months of the "30th BImSchV age" in part considerable problems with corrosion as well as blockages of the heat exchangers by silicon oxide in the RTO were observed. A sufficient dimensioning of the exhaust air treatment capacity as well as a redundant layout of the RTO gain considerable importance with regard to the plant availability required by the 30th BImSchV. Apart from the described technical optimization measures there are economic optimization potentials. These should be checked for the individual case when a long-term stable operation of the exhaust air treatment plants is reached, and then realized optionally.

Abstract deutsch

Die ersten Betriebserfahrungen mit Abluftbehandlungsanlagen nach der 30. BImSchV zeigen, dass die geforderten Abluftgrenzwerte durch ausreichend dimensionierte Einzelkomponenten (saure Wäsche und RTO, ggf. Biofilter für gering belastete Teilströme) eingehalten werden können. Im Hinblick auf die Betriebssicherheit und die damit verknüpfte Verfügbarkeit der Anlagen wurden bereits in den ersten Monaten des „Zeitalters der 30. BImSchV“ z.T. erhebliche Probleme mit Korrosion sowie Ablagerungen an den Wärmetauschern durch Siliziumdioxid in der RTO beobachtet. Eine ausreichende Dimensionierung der Abluftbehandlungskapazität sowie die redundante Ausführung der RTO gewinnen daher eine besondere Bedeutung in Bezug auf das Einhalten der durch die 30. BImSchV geforderten Anlagenverfügbarkeit. Über die beschriebenen technischen Optimierungen hinaus bestehen auch betriebswirtschaftliche Optimierungspotenziale, die nach Erreichen eines stabilen Dauerbetriebes der Abluftbehandlungsanlagen einzelfallspezifisch geprüft und umgesetzt werden sollten.

Keywords

Mechanisch-biologische Restabfallbehandlung (MBA), Abluftbehandlung, 30. BImSchV, thermisch-regenerative Oxidation (RTO), saure Wäsche, Anlagenverfügbarkeit.

1 Einleitung/Problemstellung

Nach langjährigen Diskussionen um die Technische Anleitung (TA) Siedlungsabfall vom 1. Juni 1993 sowie die Frage nach der politischen und fachlichen Akzeptanz der mechanisch-biologischen Restabfallbehandlung (MBA) als Alternative zur thermischen Ab-

fallbehandlung wurden die Abfallablagerungsverordnung (AbfAbIV) und die 30. Verordnung zum Bundes-Immissionsschutzgesetz (30. BImSchV) zum 1. März 2001 rechtskräftig. Damit wurde der so genannte „Stand der Technik“ für die MBA definiert.

Gemäß AbfAbIV dürfen demnach ab dem 1. Juni 2005 nur noch vorbehandelte Restabfälle auf Deponien abgelagert werden, die die Zuordnungskriterien des Anhang 1 der AbfAbIV einhalten (u.a. thermisch vorbehandelte Abfälle). Für mechanisch-biologisch vorbehandelte Abfälle sind die in Anhang 2 der AbfAbIV formulierten Anforderungen als Ablagerungsvoraussetzung einzuhalten. In diesem Zusammenhang sind neben verschiedenen physikalischen Parametern und zahlreichen Schadstoffgrenzwerten im Eluat insbesondere die Parameter zur Bewertung der biologischen Stabilität (Atmungsaktivität AT_4 , Gasbildung GB_{21} und TOC im Eluat) sowie der TOC im Feststoff als Kriterium für die Effektivität der Abscheidung heizwertreicher Abfallkomponenten von Bedeutung.

Bisher sind in Deutschland ca. 50 MBA-Anlagen in Betrieb gegangen, während einzelne MBA noch in der Bauphase sind (ASA, 2005).

Im Folgenden Beitrag wird dem Leser ein Überblick über die wesentlichen Inhalte der 30. BImSchV, der von der Ingenieurgesellschaft Witzenhausen Fricke & Turk GmbH durchgeführten Voruntersuchungen zur Ermittlung der Leistungsfähigkeit der RTO mit vorgeschaltetem Wäscher sowie großtechnischen Betriebserfahrungen aus zahlreichen Abluftbehandlungsanlagen der MBA in Deutschland dargestellt.

2 30. Verordnung zum Bundes-Immissionsschutz-Gesetz (30. BImSchV)

Die 30. BImSchV vom 1. März 2001 regelt Errichtung, Beschaffenheit und Betrieb von Anlagen, in denen Abfälle mit biologischen oder einer Kombination von biologischen mit physikalischen Verfahren behandelt werden. Betroffen sind neben Anlagen zur Erzeugung biologisch stabilisierter Abfälle vor der Deponierung oder thermischen Behandlung auch Anlagen zur Gewinnung heizwertreicher Ersatzbrennstoffe sowie Biogas zur energetischen Verwertung. Die Verordnung gilt nicht für Anlagen, die verwertbaren Kompost oder Biogas ausschließlich aus Bioabfällen oder Erzeugnissen aus der Land-, Forst- oder Fischwirtschaft sowie aus Klärschlämmen erzeugen.

Ausschließlich mit physikalischen Verfahren arbeitende Sekundärbrennstoff-Aufbereitungsanlagen sind von der 30. BImSchV nicht betroffen, unterliegen jedoch gemäß Novellierung der TA Luft vom 24. Juli 2002 ähnlich strengen Vorgaben (Nr. 5.4.8.10.1 und Nr. 5.4.8.11.1).

In den Paragraphen 4 und 5 wird eine vollständige Kapselung der Anlagen mit Abluffassung und -behandlung gefordert. Paragraph 16 ermöglicht jedoch der zuständigen

Behörde, bei einer mehrstufigen biologischen Behandlung eine offene Nachrotte ohne Abluffassung und -behandlung zuzulassen, wenn

- a) der zur Nachrotte vorgesehene Abfall den AT_4 -Wert von 20 mg O_2/g TS unterschreitet und
- b) „...durch sonstige betriebliche Maßnahmen sichergestellt wird, dass der Vorsorge gegen schädliche Umwelteinwirkungen auf andere Weise Genüge getan ist.“.

Dieser Wert für den Kapselungsgrad kann nach derzeitigem Kenntnisstand aus vorangegangenen Versuchen und dem praktischen Betrieb großtechnischer Anlagen nach 3 bis 4 Wochen Intensivrotte erreicht werden (Wallmann et al., 2005). Die folgende Nachrotte offen und ohne Abluftbehandlung zu gestalten - wie auch von den Wissenschaftlern des BMBF-Verbundvorhabens „Biologische Behandlung von zu deponierenden Abfällen“ (BMBF, 2000) gefordert wurde - ist aus Sicht des Autors als Ausnahmeregelung gemäß § 16 der 30. BImSchV grundsätzlich gerechtfertigt.

Die in § 6 genannten Emissionsgrenzwerte sind in Tabelle 1 aufgeführt.

Tabelle 1 Emissionsgrenzwerte für MBA in Deutschland (30. BImSchV)

Parameter	Einheit	30. BImSchV (20.02.2001)
Gesamtkohlenstoff (TOC)	mg/Nm ³ ¹⁾	20/40
Gesamtkohlenstoff (TOC)	g/Mg	55
Lachgas (N ₂ O)	g/Mg	100
Staub	mg/Nm ³ ¹⁾	30/10
Dioxine/Furane	mg/Nm ³ (TEQ)	0,1
Geruch	GE/Nm ³	500

¹⁾ Tagesmittelwert/Halbstundenmittelwert

Über die genannten Abluftgrenzwerte hinaus fordert die 30. BImSchV in § 13, dass Ausfälle der Abluftbehandlungsanlage 8 aufeinanderfolgende Stunden und innerhalb eines Kalenderjahres 96 Stunden nicht überschreiten dürfen. Dies entspricht einer Mindestverfügbarkeit der Abluftbehandlungsanlage von ca. 99 Prozent.

3 Voruntersuchungen zur Abluftbehandlung nach 30. BImSchV

Vom Bundesumweltministerium und dem Umweltbundesamt wurden die in Tabelle 1 aufgeführten Abluftgrenzwerte für MBA durch die Existenz des Verfahrens der thermisch-regenerativen Oxidation (RTO) begründet. Nach Aussage von BMU und UBA

stellte diese Technologie bereits im Jahr 2000 den Stand der Technik in der Abluftbehandlung dar (Fachgespräch zur MBA-Abluftreinigung am 17.04.2000 im Umweltbundesamt Berlin) und ermöglichte das Einhalten der Abluftgrenzwerte der 30. BImSchV.

In diesem Zusammenhang wurden von der Ingenieurgesellschaft Witzenhausen Fricke & Turk GmbH im Jahr 2001 umfangreiche Untersuchungen zur Leistungsfähigkeit der RTO durchgeführt. In der Versuchsanordnung wurde die Abluft aus der Nachrotte von Vergärungsrückständen in zwei unterschiedlichen RTO-Versuchsanlagen - einer 3-Kammer-RTO und einer 2-Kammer-RTO - sowie einer Biofilter-Versuchsanlage behandelt. Dabei konnten folgende Ergebnisse ermittelt werden (WALLMANN ET AL., 2001):

- ⇒ Eine TOC-Reduktion $< 5 \text{ mg/Nm}^3$ ist durch Einsatz der thermisch-regenerativen Oxidation (RTO) möglich.
- ⇒ Durch den im 2-Kammer-Verfahren auftretenden Rohgasschlupf beim Umschalten der Durchströmungsrichtung der RTO können Grenzwertüberschreitungen auftreten. Zum sicheren Einhalten der Grenzwerte der 30. BImSchV sind daher Anlagen nach dem sogenannten 3-Kammer-Verfahren (oder vergleichbare Verfahren) erforderlich, bei denen die Spülluft ebenfalls behandelt wird.
- ⇒ Insbesondere der TOC-Frachtgrenzwert kann durch die Biofiltertechnologie nicht eingehalten werden.
- ⇒ Primär während der Rotte gebildetes N_2O kann nicht in nennenswertem Umfang durch die RTO reduziert werden.
- ⇒ Die weitestgehende Abscheidung von Ammoniak durch eine saure Wäsche vor der RTO ist erforderlich, um der Sekundärbildung von N_2O sowie NO_x in der RTO vorzubeugen. Ohne vorgelagerte Ammoniakabscheidung sind Überschreitungen des Lachgas-Frachtgrenzwertes sowie des Geruchs-Grenzwertes (durch Ammoniak und bei der Verbrennung entstehendes, ebenfalls sehr geruchsintensives NO_2) zu erwarten.
- ⇒ Der in der 30. BImSchV geforderte Grenzwert für Dioxine/Furane (PCDD/F) wird bereits im Rohgas eingehalten. Durch die RTO kommt es dabei zu keiner signifikanten Veränderung der PCDD/F-Konzentration.
- ⇒ Zusammenfassend konnte festgestellt werden, dass die Grenzwerte der 30. BImSchV durch die Kombination aus sauer betriebener Wäsche mit weitestgehender Ammoniakabscheidung und 3-Kammer-RTO eingehalten werden können.
- ⇒ Im Rahmen der Versuche konnten keine Aussagen zur mittel- bis langfristigen Betriebssicherheit und der damit zusammenhängenden, in der 30. BImSchV geforderten Verfügbarkeit der Abluftbehandlungsanlagen entwickelt werden.

Diese Ergebnisse wurden durch das BMBF-Verbundvorhaben „Erprobung einer nichtkatalytischen Oxidation zur Behandlung von Abluft aus der mechanisch-biologischen Abfallbehandlung“ (BMBF, 2002) grundsätzlich bestätigt.

4 Abluftbehandlung nach 30. BImSchV

Unter anderem auf Basis der in Kapitel 3 vorgestellten Versuchsergebnisse wurden die Abluftbehandlungsanlagen der in Deutschland errichteten MBA-Anlagen i.d.R. als Kombination aus sauer betriebener Wäsche mit nachfolgender thermisch-regenerativer Oxidation ausgeführt bzw. bei bereits bestehenden Anlagen nachgerüstet. In einzelnen Anlagen wurden zusätzlich Biofiltersysteme zur Behandlung geringer belasteter Abluftströme eingesetzt. Überwiegend wurden die RTO-Anlagen redundant, also aus mehreren Behandlungslinien bestehend, ausgeführt, um die Anlagenverfügbarkeit nach 30. BImSchV einhalten zu können.

Der Vollzug der 30. BImSchV erfolgt in den einzelnen Bundesländern z.T. sehr unterschiedlich. U.a. ist bei den in Betrieb befindlichen MBA-Anlagen zu unterscheiden zwischen Anlagen, die die Vorgaben der 30. BImSchV bereits ab dem 01.06.2005, dem Stichtag gemäß AbfAbIV im Hinblick auf die Abfallablagerung, einhalten müssen und Anlagen, deren Genehmigungsbescheid die Einhaltung der 30. BImSchV erst ab dem 01.03.2006 fordert.

Aus wirtschaftlichen Gründen ergibt sich für die Abluftbehandlung nach 30. BImSchV die Forderung nach Minimierung der zu behandelnden Abluftmengen und daher nach einem differenzierten Abluftmanagement. Dabei sind die verschiedenen Abluftströme der MBA entsprechend ihrer prozessbedingten Schadstoffgehalte stoffstromspezifisch zu behandeln.

Ziele des Abluftmanagements sind,

1. die Abluftmengen möglichst gering zu halten, z.B. durch Nutzung der Abluft aus den Bereichen Anlieferung und mechanischer Aufbereitung als Rottezuluft sowie Kreislaufführung der Abluft in der Intensiv- und Nachrotte und
2. die Schadstoffkonzentrationen der einzelnen Abluftströme effektiv zu reduzieren, um am Abluftkamin mit der Summe aller Abluftströme die Grenzwerte der 30. BImSchV einzuhalten.

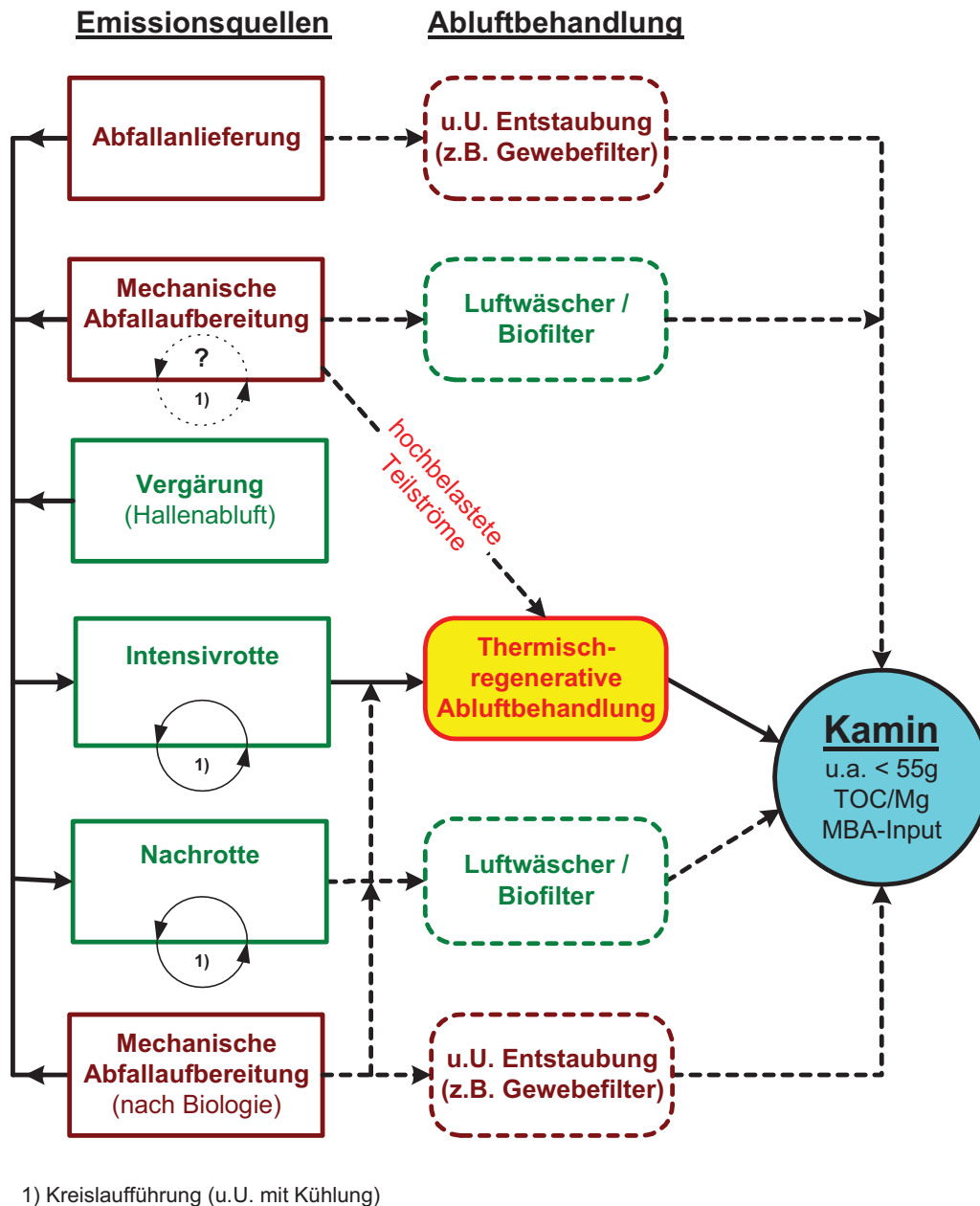


Abbildung 1 Abluftmanagement MBA - Schematische Darstellung

Wie in Abbildung 1 dargestellt, sind Abluftströme aus folgenden Anlagenbereichen der MBA zu betrachten:

- Abfallanlieferung,
- Mechanische Aufbereitung,
- ggf. Abfallvergärung,
- Intensivrotte und
- Nachrotte.

Die in den Bereichen Abfallanlieferung und Mechanische Aufbereitung entstehende Abluft (durch Absaugung der Hallen und einzelner Aufbereitungsaggregate) kann als Zuluft

für die Rotte eingesetzt werden. Eventuell können Teilströme, z.B. aus der Abfallanlieferung, auch direkt dem Abluftkamin zugeführt werden, wobei u.U. eine Entstaubung erforderlich sein könnte. Durch Kreislaufführung von Teilströmen der Abluft während der Rotte kann die Gesamtabluftmenge ebenfalls verringert werden. Dabei wird jedoch eine Kühlung der Umluft erforderlich, um den biologischen Abbauprozess im optimalen Temperaturbereich zwischen 50 und 65 °C betreiben zu können. Bis zu einem Restsauerstoffgehalt von 5 % sind nach BMBF (2002) keine Abbauhemmungen zu befürchten.

In Kombination mit der Behandlung höher belasteter Abluftströme aus der mechanischen Aufbereitung (Quellenabluft) und der Intensivrotte in thermisch-regenerativen Abluftreinigungsanlagen besteht die Möglichkeit, Teilströme mit geringeren Kohlenstoffgehalten - z.B. Hallenabluft - mittels kostengünstigerer Biofiltersysteme zu reinigen. Am Kamin werden die unterschiedlich behandelten Abluftströme zusammengeführt und müssen die Grenzwerte der 30. BImSchV unterschreiten, wobei die Grenzwerte für Konzentration und Fracht an Kohlenstoff als wesentliche Rahmenbedingungen anzusehen sind (Abbildung 1).

Neben der Bereitstellung von Biogas als regenerativen Energieträger stellt die Integration einer Vergärungsstufe einen wesentlichen Vorteil auch im Hinblick auf die Minimierung der spezifischen Abluftmengen dar, da ein wesentlicher Teil des biologischen Abbaus nahezu abluftfrei erfolgt.

5 Erste Betriebserfahrungen

Nachdem nunmehr zahlreiche MBA's den Betrieb aufgenommen haben, liegen die ersten Betriebserfahrungen aus großtechnischen Anlagen zur Abluftbehandlung nach 30. BImSchV vor, die in den folgenden Kapiteln zusammenfassend beschrieben werden.

5.1 Abluftgrenzwerte

Die ersten Betriebserfahrungen zeigen, dass die geforderten Abluftgrenzwerte, wie bereits auf Basis der durchgeführten Voruntersuchungen in Kapitel 3 festgestellt, durch ausreichend dimensionierte Einzelkomponenten (saure Wäsche und RTO, ggf. Biofilter für geringbelastete Teilströme) eingehalten werden können. Dies bezieht sich sowohl auf die gemäß 30. BImSchV kontinuierlich zu überwachenden Emissionsparameter Gesamtkohlenstoff (TOC; Konzentration und Fracht), Lachgas (N₂O) und Staub sowie auf die diskontinuierlich zu messenden Parameter Geruch und Dioxine/Furane.

Abweichungen von den für den Regelbetrieb der Abluftbehandlungsanlagen definierten Rahmenbedingungen wie z.B. der Brennkammertemperatur der RTO oder dem pH-Wert im Wäscherwasser können relativ spontan zu erhöhten Abluftkonzentrationen bis hin zu Grenzwertüberschreitungen führen.

5.2 Anlagenverfügbarkeit

Im Hinblick auf die Betriebssicherheit und die damit zusammenhängende Anlagenverfügbarkeit wurden in den ersten Betriebsmonaten verschiedene Problembereiche erkannt. Die Symptome werden im Folgenden kurz beschrieben.

a) Korrosion und Ablagerungen

An verschiedenen Roh- und Reingas führenden Abluftleitungen, Ventilen und Klappen sowie an Ventilatoren, die mit unbehandelter oder behandelter Abluft in Kontakt kommen, wurden Korrosion und z.T. Ablagerungen beobachtet. Als Ursache sind vermutlich die vielfältigen schwefel-, fluor- und chlorhaltigen Schadstoffverbindungen in Kombination mit der weitestgehend gesättigten Luftfeuchtigkeit der MBA-Abluft zu betrachten.

In verschiedenen Anlagen wurden bereits Einzelteile durch Ausführungen in höherwertigeren Materialklassen ersetzt bzw. Spezialbeschichtungen vorgenommen, wodurch die Korrosionsproblematik voraussichtlich zumindest entschärft wurde. Als weitere Möglichkeit zur Vorbeuge gegen Korrosion kann das Auftreten von Kondensaten in den sensiblen Anlagenbereichen durch gezielte Temperatursteuerung mit entsprechendem Einfluss auf die relative Luftfeuchte minimiert werden.

Zur abschließenden Bewertung der auftretenden Ablagerungen (z.B. in Ventilatorengehäusen) und insbesondere der Entwicklung von betrieblichen Maßnahmen sind weitere Betriebserfahrungen zu sammeln.

b) Siloxane

Die im Abfall enthaltenen organischen Siliziumverbindungen (Siloxane) gelangen z.T. über die Abluft in die Brennkammer der RTO und werden bei Temperaturen um 850 °C weitestgehend zu Siliziumdioxid (SiO_2) oxidiert. An der Oberfläche der RTO-Wärmetauscher lagert sich das SiO_2 flächig an und führt mit zunehmender Betriebsdauer zu Verstopfungen der Eingangskanäle in die Wärmetauscher, die i.d.R. als Wabenkörper ausgeführt sind. Dies hat ansteigende Druckverluste der RTO zur Folge und kann letztendlich zum Hochschleudern einzelner Elemente der obersten Wabenkörperschicht führen.

Derzeit werden verschiedene Möglichkeiten zur Reduktion der Siloxane in der Abluft bzw. zur Verhinderung der Anlagerung von SiO_2 an der Wärmetauscheroberfläche untersucht. Nach derzeitigem Kenntnisstand ist jedoch davon auszugehen, dass die beschriebene Problematik regelmäßige Reinigungen der Wärmetauscher in Intervallen zwischen 3 und 9 Monaten erfordern wird. Der gesamte Reinigungsvorgang inkl. Abkühlen und erneutem Anfahren der RTO auf Betriebstemperatur führt nach derzeitigen Erfahrungswerten zu Anlagenausfällen zwischen 2 und 3 Tagen. Bei redundant ausgeführten RTO-Anlagen erfolgt die Reinigung der einzelnen Linien nacheinander, wodurch zumindest die Behandlung eines reduzierten Abluftstromes weiterhin gewährleistet ist

und daher durch die Reinigung kein für die Verfügbarkeit der Abluftbehandlung gemäß §13 der 30. BImSchV relevanter Anlagenausfall auftritt.

c) Frostprobleme

Durch Temperaturen unter dem Gefrierpunkt traten im Winter 2005 an verschiedenen Anlagen Frostprobleme insbesondere im Bereich der Abluftklappen und -ventile auf, die z.T. zu kurzfristigen Anlagenstillständen führten. Durch zusätzliche Isolierungen und Begleitheizungen sowie in einzelnen Anlagen durch Erhöhung der Trocknungskapazitäten für die zur Klappensteuerung eingesetzten Druckluft konnten die beschriebenen Probleme behoben werden.

d) Brenngasversorgung

Der Stabilität der RTO-Gasversorgung kommt im Hinblick auf die Verfügbarkeit der Abluftbehandlungsanlage, sowie der damit zusammenhängenden Belüftung der aeroben biologischen Behandlungsstufen, ebenfalls eine sehr hohe Bedeutung zu. In diesem Zusammenhang kann das Risiko von Anlagenausfällen durch eine redundante Gasversorgung minimiert werden. Bei Einsatz von Deponie- oder Biogas wird daher empfohlen, eine alternative Brenngasversorgung für Störfälle durch Erd- oder Flüssiggas vorzusehen.

e) Brenngasqualität

Insbesondere beim Einsatz von Deponie- und Biogas als Brenngas in der RTO traten z.T. Schwierigkeiten durch schwankende Drücke, Feuchte und korrosive Verbindungen (z.B. Schwefelwasserstoff) auf. Durch technische Nachrüstungen bzw. Optimierungen konnten diese Probleme jedoch in den ersten Betriebsmonaten weitestgehend sinnvollen Lösungen zugeführt werden.

6 Zusammenfassung

Die ersten Betriebserfahrungen mit Abluftbehandlungsanlagen nach 30. BImSchV zeigen, dass die geforderten Abluftgrenzwerte durch ausreichend dimensionierte Einzelkomponenten (saure Wäsche und RTO, ggf. Biofilter für geringbelastete Teilströme) eingehalten werden können. Im Hinblick auf die Betriebssicherheit und die damit verknüpfte Verfügbarkeit der Anlagen wurden bereits in den ersten Monaten des „Zeitalters der 30. BImSchV“ erhebliche Probleme im Hinblick auf Korrosion und Ablagerungen an den Wärmetauschern durch Siliziumdioxid in der RTO beobachtet. Eine ausreichende Dimensionierung der Abluftbehandlungskapazität sowie die redundante Ausführung der RTO gewinnen daher eine besondere Bedeutung im Hinblick auf das Einhalten der durch die 30. BImSchV geforderten Anlagenverfügbarkeit.

Über die beschriebenen technischen Optimierungen hinaus bestehen auch betriebswirtschaftliche Optimierungspotenziale, die nach Erreichen eines stabilen Dauerbetrie-

bes der Abluftbehandlungsanlagen einzelfallspezifisch geprüft und umgesetzt werden sollten.

7 Literatur

- | | | |
|-------------------------------------------------------|------|----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| ASA | 2005 | MBA Steckbriefe 2005/2006 der Arbeitsgemeinschaft Stoffspezifische Abfallbehandlung (ASA) e.V., Februar 2005 |
| BMBF | 2000 | BMBF-Verbundvorhaben „Biologische Behandlung von zu deponierenden Abfällen“, Förderkennzeichen 1470960 |
| BMBF | 2002 | BMBF-Verbundvorhaben „Erprobung einer nichtkatalytischen Oxidation zur Behandlung von Abluft aus der mechanisch-biologischen Abfallbehandlung“, Förderkennzeichen 0330240 und 03361257 |
| Wallmann, C. Cuhls, J. Frenzel, J. Hake und K. Fricke | 2001 | Nachrotte von Vergärungsrückständen aus dem Valorga-Verfahren, Müll und Abfall 11, Seite 624 - 628 |

Anschrift des Verfassers

Dr.-Ing. Rainer Wallmann und Jürgen Hake
Ingenieurgesellschaft Witzenhausen Fricke & Turk GmbH (IGW)
Bischhäuser Aue 12
D-37213 Witzenhausen
Telefon +49 5542 9308-16
Email: r.wallmann@igw-witzenhausen.de
Website: www.igw-witzenhausen.de

Erweiterungsoptionen für MBA-Anlagen

Thomas Dippert

HORSTMANN GmbH & Co. KG, Bad Oeynhausen

Extending capacity of working MBT-plants

Abstract deutsch

Seit dem Deponierungsverbot für unbehandelte Abfälle in Deutschland zum 1. Juni 2005 muss die Abfallwirtschaft mit einer unerwartet hohen Fluktuation von Abfallströmen fertig werden. Die zum Stichtag in Betrieb gegangenen MBA-Anlagen können und müssen i.d.R. mit höheren Durchsatzleistungen betrieben werden als ursprünglich geplant. Der Beitrag erläutert anhand von konkreten Anlagenbeispielen die Handlungsoptionen von MBA-Anlagenbetreibern bei der Erweiterung der Abfallbehandlungskapazität am bestehenden Standort.

Keywords

Kapazitätserhöhung, MBA-Anlage.



Beispiel 1
Kapazitätserweiterung MBA Pohlsche Heide

Abfallforschungstage
2006

Kapazitätserweiterung
von 85.000 Mg/a Anlieferung auf 120.000 Mg/a

Grundidee: Laufzeitverlängerung Maschinentechnik Aufbereitung
Bauliche Erweiterung der biologischen Stufe bei
unveränderter biologischer Behandlungsdauer
Laufzeitverlängerung Maschinentechnik Rotte

Technische Änderungen:

- **Zubau von Komposttunneln von 16 auf neu 23 Tunnel**
- **Zubau Abluftbehandlung RTO um eine weitere Linie**



Beispiel 2
Kapazitätserweiterung MBA Osterholz

Abfallforschungstage
2006

Kapazitätserweiterung Biologische Behandlung
von 12.000 Mg/a Durchsatz auf 18.000 Mg/a Durchsatz (+ 20%)

Grundidee: Veränderung Siebschnitt Aufbereitung (40 zu 60 mm)
Erhöhung der Beladung je Rottetunnel,
Laufzeitverlängerung Maschinentechnik Rotte

Technische Änderungen:

- **Änderung der Systemsteuerung der Rotte**
(Abbauverhalten, Belüftbarkeit, Energiefreisetzung)
- **Umstellung Tunnellogistik / Materialfluss**
- **Kaskadennutzung von Luftströmen bei der Rottegutsbelüftung**
- **Nachrüstung von Kühltechnik**
- **Nachrüstung einer Redundanz in der RTO-Abluftbehandlung**



Beispiel 3
Kapazitätserweiterung MBA RosenowAbfallforschungstage
2006

Kapazitätserweiterung Biologische Behandlung
von 55.000 Mg/a Durchsatz auf 85.000 Mg/a Durchsatz (+ 55%)

Grundidee: Erhöhung der biologischen Behandlungskapazität
durch Zubau einer (belüfteten) Nachrotte,
Nutzung der Tunnelrotte als Intensivrotte,
Anpassung von Rottetechnik und Abluftbehandlung

Technische Änderungen:

- Zubau einer saugbelüfteten Nachrotte für 65.000 Mg / a
- Änderung der Systemsteuerung der Tunnelrotte (Abbauverhalten, Belüftbarkeit, Energiefreisetzung)
- Umstellung Luftmanagement, Kaskadennutzung von Luftströmen
- Nachrüstung von Kühltechnik
- Nachrüstung einer Redundanz in der RTO-Abluftbehandlung

**Beispiel 4**
Kapazitätserweiterung MBA RostockAbfallforschungstage
2006

Kapazitätserweiterung Biologische Behandlung
von 55.000 Mg/a Durchsatz auf 85.000 Mg/a Durchsatz (+ 55%)

Grundidee: Erhöhung der biologischen Behandlungskapazität
durch Zubau einer Vergärstufe,
Weiternutzung, Anpassung von Rottetechnik,
Abluftbehandlung

Technische Änderungen:

- Zubau einer Vergärstufe für 40.000 Mg / a Behandlungskapazität
- Änderung der Systemsteuerung der Rotte (Abbauverhalten, Belüftbarkeit, Energiefreisetzung)
- Umstellung Luftmanagement, Kaskadennutzung von Luftströmen
- Nachrüstung von Kühltechnik
- Nachrüstung einer Redundanz in der RTO-Abluftbehandlung



Anschrift des Verfassers

Dipl.-Ing. Thomas Dippert
HORSTMANN GmbH & Co. KG
Loher Busch 52
D-32545 Bad Oeynhausen
Telefon +49 5731 794 189
Email thomas.dippert@horstmann-group.com

Stabilisierungsprozesse der organischen Substanz in Abfällen während der biologischen Behandlung

Ena Smidt und Johannes Tintner

Institut für Abfallwirtschaft, Universität für Bodenkultur, Wien

Stabilization of waste organic matter during the biological treatment

Abstract

Biological treatment of municipal solid waste aims at stabilization for landfilling. Stabilization is a basic requirement to reduce emissions. For composts stabilization comprises maturity and plant compatibility. Stability is reached by mineralization, humification, and interaction of organic matter with mineral components. Mineralization can not be achieved completely due to antagonizing processes. Humification provides a positive contribution to carbon sequestration due to the synthesis of stable humic matter. The mineral matrix and its chemical and physical interactions with organic matter influences the reactivity of the latter. In this study examples of stabilization mechanisms are presented. The pursued stabilization is influenced by process operation. Infrared spectroscopy and thermal analysis are applied as analytical tools to verify stability.

Abstract

Die biologische Behandlung von Abfällen zielt darauf ab, Hausmüll vor der Ablagerung zu stabilisieren, um Emissionen zu reduzieren. Bei Komposten bedeutet Stabilität Reife und Pflanzenverträglichkeit. Stabilität wird durch Mineralisierung, Humifizierung und die Wechselwirkung der organischen Substanz mit mineralischen Komponenten erreicht. Mineralisierung verläuft aufgrund von gegensteuernden Prozessen nie vollständig. Humifizierung trägt durch Transformation organischer Verbindungen und den Aufbau stabiler Huminstoffe zur Kohlenstofffixierung bei. Die mineralische Matrix beeinflusst die Reaktivität der organischen Substanz durch unterschiedliche chemische und physikalische Wechselwirkungen. In der vorliegenden Studie werden Beispiele für die verschiedenen Stabilisierungsmechanismen vorgestellt. Die Prozessführung hat Einfluss auf die Art der Stabilisierung. Infrarotspektroskopie und thermische Analysemethoden werden zur Bestimmung der Stabilität herangezogen.

Keywords

Biologische Behandlung, Stabilisierungsmechanismen, FTIR - Spektroskopie, thermische Analyse/ Biological treatment, stabilization mechanisms, FTIR spectroscopy, thermal analysis

1 Einleitung

Stabilität der organischen Substanz in Abfällen ist eine Voraussetzung zur Ablagerung von Hausmüll, zur Anwendung von Komposten oder zur Beendigung der Nachsorge von Altdeponierungen. Verbrennung zielt auf die Zerstörung der organischen Substanz ab. Bleibt sie erhalten, wird ihre Stabilität durch biologische Verfahren erreicht. Die größte Reaktivität wird durch den biologischen Ab- und Umbau während eines kontrol-

lierten aeroben (MBT oder Kompostierung) oder anaeroben Prozesses (Vergärung) vorweggenommen, um spätere Emissionen zu vermeiden. Die Definition von Stabilität ist noch immer Gegenstand zahlreicher Diskussionen (CEN/TC 233-WG4 „Horizontal“). Derzeit gelten für die Ablagerung von mechanisch-biologisch behandeltem Restmüll bestimmte Grenzwerte (Österreichische Deponieverordnung 2004), die die Reaktivität der organischen Substanz limitieren sollen. Im Wesentlichen handelt es sich dabei um den gesamten organischen Kohlenstoff (TOC) und biologische Parameter, die die aktuelle mikrobielle Aktivität (AT_4 , AT_7) und das Gasbildungspotenzial (Gasspendensumme im Inkubationsversuch GS_{21}) beschreiben. Der Grenzwert des AT_4 liegt nach österreichischer Deponieverordnung 2004 bei $7 \text{ mg O}_2 \text{ g}^{-1} \text{ TM}$, die GS_{21} bei $20 \text{ NL g}^{-1} \text{ TM}$.

Die Aussagekraft des TOC als Stabilitätsparameter ist gering, da sich hinter diesem Summenparameter Kohlenstoffverbindungen mit sehr unterschiedlichen Eigenschaften verbergen, leicht abbaubare und schwer verfügbare. Mehr Information über das Verhalten des Materials bieten die biologischen Tests, die die Stabilität, bzw. Reaktivität unter den herrschenden Bedingungen beschreiben.

Mineralisierung der organischen Substanz ist der Vorgang, der prozesstechnisch am einfachsten zu beeinflussen ist. Sie ist daher Ziel der mechanisch-biologischen Behandlung von Restmüll. Über die Humifizierung der Organik in Abfällen und die relevanten Einflussfaktoren ist derzeit noch zu wenig bekannt, um sie als allgemein anerkanntes Verfahren zu etablieren. Diese Art der Stabilisierung ist besonders wichtig bei Komposten, ist aber eher ein Ergebnis von Inputmaterial und Erfahrung als von gezielter Prozesssteuerung. Mineralische Komponenten beeinflussen das Stoffwechselgeschehen durch Adsorptionsvorgänge an den Oberflächen und in den Poren oder durch Inkrustationen (MÜLLER UND HÖPER, 2004; ROVIRA UND VALLEJO, 2003; BALDOCK UND SKJEMSTAD, 2000). Durch Immobilisierung von organischen Verbindungen, auch Enzymen, verändern sie die Bioverfügbarkeit direkt oder indirekt. Andererseits kann eine Anhebung des pH – Wertes durch Kalkzugabe den Umsatz der organischen Substanz erhöhen. Alle Mechanismen treten in Abfällen gemeinsam, mehr oder weniger stark ausgeprägt, auf.

In den vergangenen Jahren wurden am Institut für Abfallwirtschaft der Universität für Bodenkultur, Wien, mehrere Methoden in Kombination zur Bestimmung und Bewertung der Stabilität herangezogen: Infrarotspektroskopie, Thermoanalyse, Huminstoffanalysen und biologische Tests. Die Infrarotspektroskopie spiegelt die chemische Zusammensetzung des Materials wider, die sich für stabiles Material in einem charakteristischen „Fingerprint“ darstellt. Die Veränderung der chemischen Zusammensetzung während der Stabilisierung beeinflusst aber auch das thermische Verhalten und den Energieinhalt des Materials. Die mit thermischen Methoden gewonnenen Daten lassen daher Rückschlüsse auf die Stabilität zu.

In der vorliegenden Arbeit werden Beispiele aus Laborversuchen und realen Prozessen vorgestellt, die die drei Stabilisierungsmechanismen - Mineralisierung, Humifizierung und Wechselwirkung mit mineralischen Komponenten – veranschaulichen. Die Anwendung der genannten modernen Untersuchungsmethoden zu ihrer Charakterisierung wird gezeigt.

2 Material und Methoden

2.1 Material

2.1.1 MBT-Material einer österreichischen Anlage

Das Material wurde zu verschiedenen Zeitpunkten der biologischen Behandlung entnommen. Aus der Serie wurden die Anfangs- und Endprobe ausgewählt (1. und 197. Tag).

2.1.2 Zwei Komposte aus verschiedenen Anlagen

Beide Komposte wurden von den Betrieben als „Reifkomposte“ deklariert.

2.1.3 Biogene Abfälle für Laborversuch

Mischung aus Obst- und Gemüseabfällen, Grasschnitt und Laub. Etwa 1-2 cm lange Holzstäbchen wurden als Strukturmaterial zugegeben und nach der Kompostierung entfernt. Eine Variante bestand aus einer Mischung von Bioabfall und 30 % (oTM) Ernstbrunner Kalk (Korngröße 2 mm). Der Rotteprozess wurde in Kleingefäßen im Labor durchgeführt (SMIDT ET AL., 2004).

2.2 Methoden

Für die Analysen wurde das Material luftgetrocknet, in der Scheibenschwingmühle gemahlen und < 0,63 mm abgesiebt. Die Huminsäuregehalte wurden nach GERZABEK ET AL. (1993) bestimmt. Für die infrarotspektroskopischen Untersuchungen wurden KBr-Presslinge (2 mg Probe, 200 mg KBr) angefertigt und im Transmissionsmodus unter Umgebungsbedingungen gemessen (Wellenzahlbereich: 4000 – 400 cm⁻¹, 32 Scans gemittelt, Infrarotspektrum gegen Hintergrund korrigiert), Infrarotspektrometer Bruker Equinox 55.

Die thermischen Analysen (Thermogravimetrie TG, Dynamische Differenzkalorimetrie DSC) wurden mit 16 mg Probe und folgenden Verbrennungsparametern durchgeführt: Verbrennungsgas O₂ (20 %), He (80 %), Durchflussrate 150 ml min⁻¹, Temperaturbe-

reich 30 – 950 °C (STA 409 CD Skimmer, Netzsch GmbH). Der Glühverlust wurde aus dem Masseverlust der Thermogrammkurve ermittelt.

3 Ergebnisse und Diskussion

3.1 Mineralisierung

Während der biologischen Behandlung nimmt der Energieinhalt der Probe mit fortschreitender Mineralisierung ab. Abbildung 1 zeigt im Temperaturbereich 30 - 950 °C die gemessenen Wärmeströme des Materials am 1. und 197. Tag der Behandlung. Die Integration der Fläche unter den Kurven zwischen 105 °C und 550 °C (Verbrennungsbereich der organischen Substanz) ergibt den Energieinhalt des Materials in J g^{-1} . Bezieht man den Energieinhalt auf die organische Trockenmasse (oTM), stellt man eine leichte Zunahme des Energieinhaltes mit fortschreitendem Prozess fest. Einerseits kann dafür eine schwache Humifizierung verantwortlich gemacht werden, obwohl die Mineralisierung - im Vergleich zu den später gezeigten Komposten - im Vordergrund steht, andererseits kann die Anreicherung von schwerer abbaubaren Molekülen auch einen Anstieg des Wertes bewirken.

In der DSC - Kurve sind zwei Peaks sichtbar, die durch die Verbrennung der organischen Fraktionen hervorgerufen werden. Die Verschiebung der exothermen Peakmaxima zu einer höheren Temperatur ist sowohl auf die Stabilisierung der organischen Substanz als auch auf den Einfluss der mineralischen Komponenten zurückzuführen. Allein die Zumischung von mineralischen Komponenten zu organischem Material führt zu einer Peakverschiebung um einige Grade.

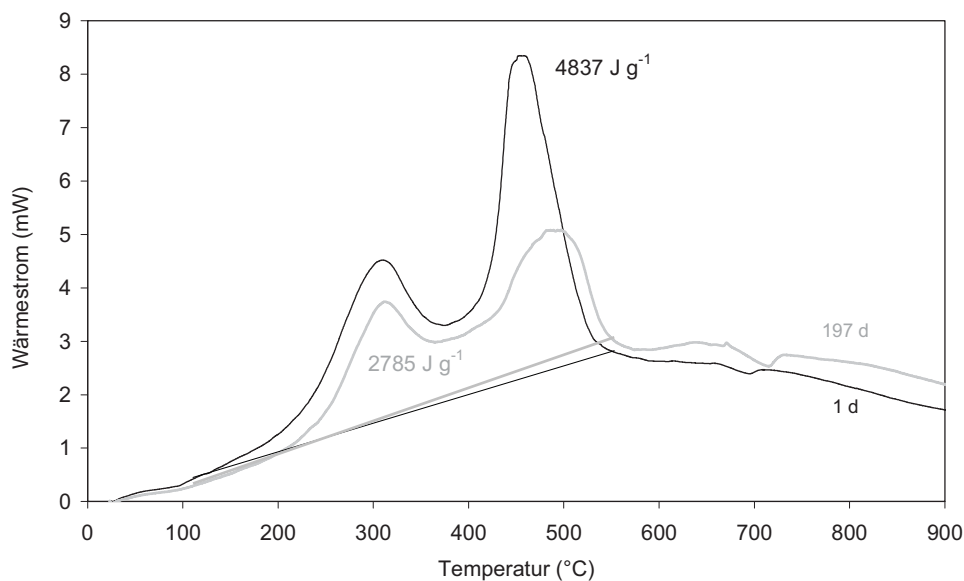


Abbildung 1 DSC - Kurven von MBT - Material am 1. und 197. Tag der biologischen Behandlung, Energieinhalte des Materials zu beiden Zeitpunkten

Tabelle 1 zeigt die Energieinhalte bezogen auf die Gesamtprobe und auf die oTM. Der Glühverlust, der aus dem Masseverlust der Thermogramm-Kurve ermittelt wurde, weicht von der üblichen Glühverlustbestimmung im Muffelofen um einige Prozent ab. Da Masseverlust (TG) und Wärmestrom (DSC) gleichzeitig unter denselben Bedingungen gemessen werden, schien es vorteilhaft, der Berechnung des Energieinhaltes pro g oTM die Masseverlust-Werte der TG - Messung zugrunde zu legen.

Tabelle 1 Energieinhalt der Ausgangs- und Endprobe von MBT-Material

Probe	J g ⁻¹	GV (%)	J g ⁻¹ oTM
MBT 1 d	4837	47,6	10153
MBT 197 d	2785	25,1	11113

3.2 Humifizierung

Die Humifizierung ist ein sehr komplexer Vorgang. Die meisten Untersuchungen darüber stammen aus der Bodenkunde. Die Humifizierung von biogenen Abfällen bei der Rotte steht am Beginn einer langen und im Detail wenig bekannten Prozesskette. Bei Komposten kann der Grad der Humifizierung mit den extrahierbaren Huminsäuren quantifiziert werden.

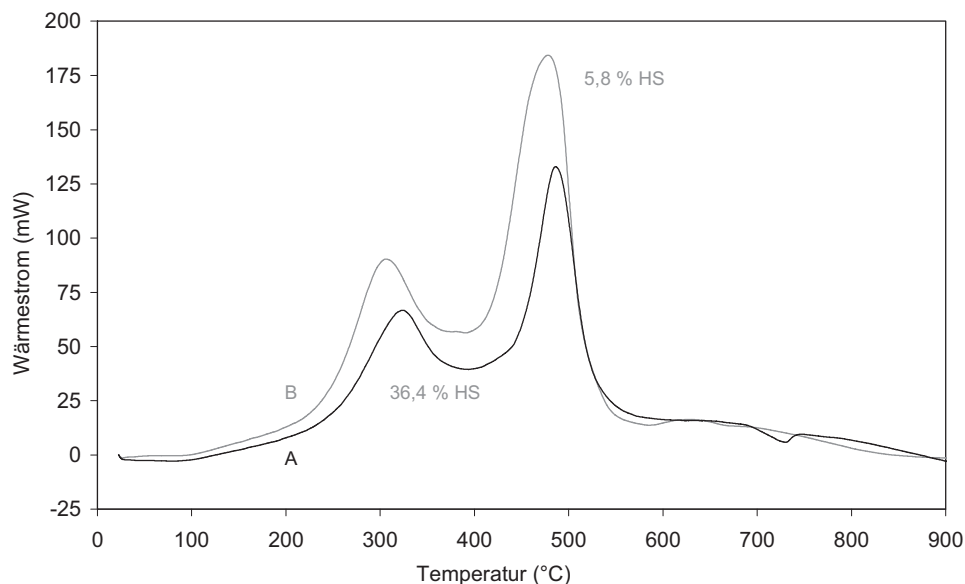


Abbildung 2 DSC - Kurven von Komposten mit hohem (Probe A 36,4 % oTM) und geringem (Probe B 5,8 % oTM) Huminsäuregehalt

Die beiden gezeigten Komposte stammen aus verschiedenen Anlagen. Bei beiden handelt es sich nach Angabe der Anlagenbetreiber um „Reifkomposte“. Die Humifizierung der biogenen Abfälle ist allerdings sehr unterschiedlich. Kompost B besteht aus wenig

abgebautem Material mit einem Glühverlust von 72,3 %, der zu dem hohen Wärmestrom beiträgt. Die Bestimmung des Huminsäuregehaltes ergab 5,8 % (oTM). Kompost A mit einem Glühverlust von 37,7 % ist gut humifiziert und weist einen Huminsäuregehalt von 36,4 % (oTM) auf. Abbildung 2 stellt die Wärmestrom-Kurven beider Komposte dar.

Wird der Wärmestrom auf 1 mg organische Substanz bezogen, ist ersichtlich, dass der gut humifizierte Kompost höhere Werte aufweist (Abbildung 3). Der Energieinhalt des gut humifizierten Komposts beträgt $13409 \text{ J g}^{-1} \text{ oTM}$, der des wenig abgebauten Bioabfalls $11695 \text{ J g}^{-1} \text{ oTM}$. Dieser liegt mit diesem Wert allerdings noch höher als das oben genannte MBT-Material nach 197 Tagen.

Die Verschiebung der exothermen Peakmaxima zu höheren Temperaturen, die ebenfalls auf bessere Stabilisierung hinweist, ist bei Kompost A in beiden Fällen sichtbar (Abb. 2 und 3).

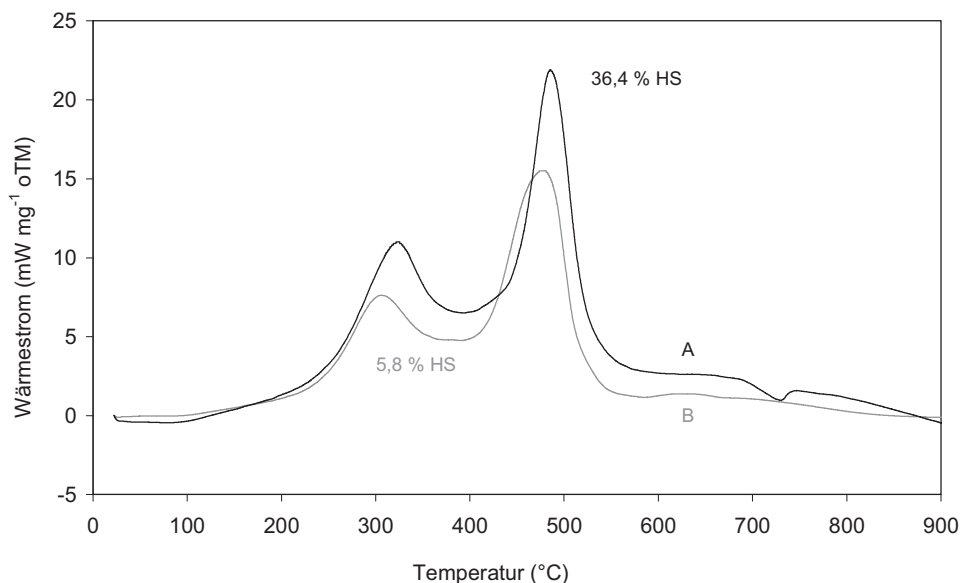


Abbildung 3 DSC - Kurven von Komposten mit hohem (Probe A 36,4 % oTM) und geringem (Probe B 5,8 % oTM) Huminsäuregehalt, Wärmestrom auf den Organik-Gehalt bezogen

Der Nachweis der geringen Stabilisierung von Kompost B wurde auch über das Infrarotspektrum erbracht. Abbildung 4 zeigt die Infrarotspektren der Komposte A und B. Kompost B weist noch sehr intensive Banden der aliphatischen Methylengruppen (2920 cm^{-1} und 2850 cm^{-1}) und vielfältige Banden im bezeichneten Fingerprintbereich auf. Sowohl die Intensität der aliphatischen Methylenbanden, als auch die deutlich abgegrenzten Banden im Fingerprintbereich sind Indikatoren für intakte Molekülstrukturen und daher wenig abbautes Material. Banden, die organische Molekülgruppen repräsentieren, nehmen ab, verbreitern sich, verschwinden oder erreichen im Fall von angereicherten Substanzen ein konstantes Niveau. Banden anorganischer Molekülgruppen

nehmen im Allgemeinen zu, entsprechend der relativen Zunahme der mineralischen Bestandteile (SMIDT UND MEISSL, 2006).

Stabilität, die durch einen biologischen Prozess erreicht wurde (nicht durch „Verdünnung“ mit mineralischen Komponenten), wird durch ein typisches Infrarotspektrum wiedergespiegelt, das dem in Abbildung 4 (Kompost A) dargestellten entspricht. Mithilfe multivariater Auswerteverfahren soll in Zukunft auch der Grad der Humifizierung aus dem Infrarotspektrum ableitbar sein.

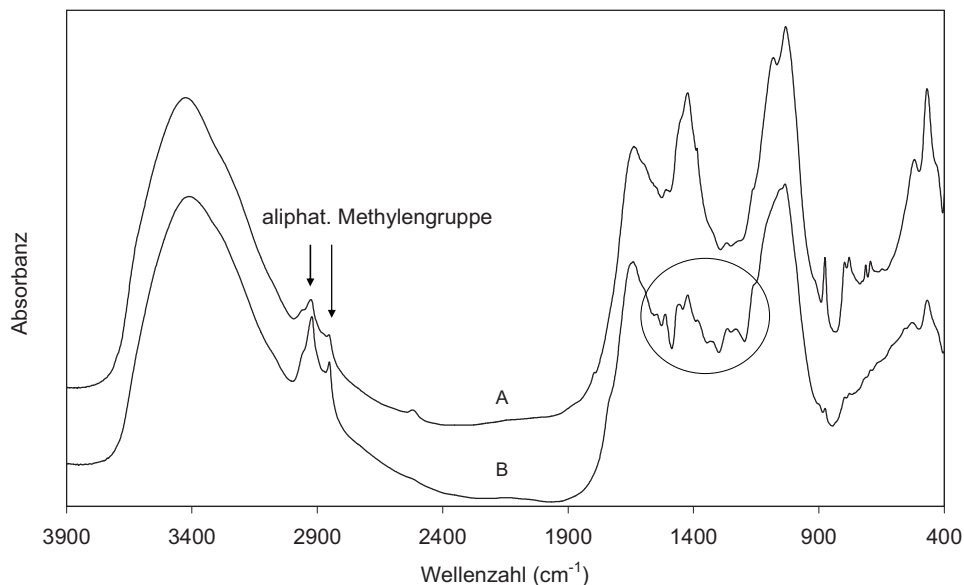


Abbildung 4 Infrarotspektren von Komposten mit hohem (Probe A 36,4 % oTM) und geringem (Probe B 5,8 % oTM) Huminsäuregehalt, Markierung im Fingerprintbereich der wenig humifizierten Probe

3.3 Wechselwirkung der organischen Substanz mit mineralischen Komponenten

Mineralische Komponenten beeinflussen das Abbauverhalten der organischen Substanz. Die Ursachen dafür sind vielfältig. In einem Laborversuch wurde Bioabfall (ohne mineralische Bestandteile) mit Ernstbrunner Kalk versetzt. Aus den TG-Kurven des Ausgangsmaterials und der 3 Tage alten Proben wird deutlich, dass der Abbau des Bioabfalls allein und des mit Kalk versetzten Bioabfalls unterschiedlich schnell verläuft. Die Gegenwart des Carbonats puffert die entstehenden organischen Säuren ab. Der Anstieg des pH-Wertes durch Kalkzusatz führt zu einem rascheren Abbau des Bioabfalls. Nach 3 Tagen ist die mit Kalk versetzte Probe bereits stärker mineralisiert, was an den stärker voneinander abweichenden Masseverlusten bis 550 °C zu erkennen ist. Abbildung 5 veranschaulicht in den TG - Kurven das unterschiedliche Abbauverhalten. Es ist das Ziel weiterer Untersuchungen, mit multivariaten Auswerteverfahren biologische Parameter (z. B. Atmungsaktivität) mit den Daten der Thermoanalyse zu verknüpfen. Die

Bioverfügbarkeit hängt unter optimalen Bedingungen von der chemischen Zusammensetzung des Materials ab. Da das thermische Verhalten davon beeinflusst wird, sollte es möglich sein, das Abbaupotenzial aus diesen Daten zu ermitteln. Die TG - Kurve der mit Kalk versetzten Probe zeigt außerdem eine Verschiebung in den höheren Temperaturbereich. Betrachtet man die Masseverluste, so ist ersichtlich, dass allein die Gegenwart der mineralischen Komponenten höhere Temperaturen erfordert, um gleiche Mengen an organischer Substanz zu verbrennen.

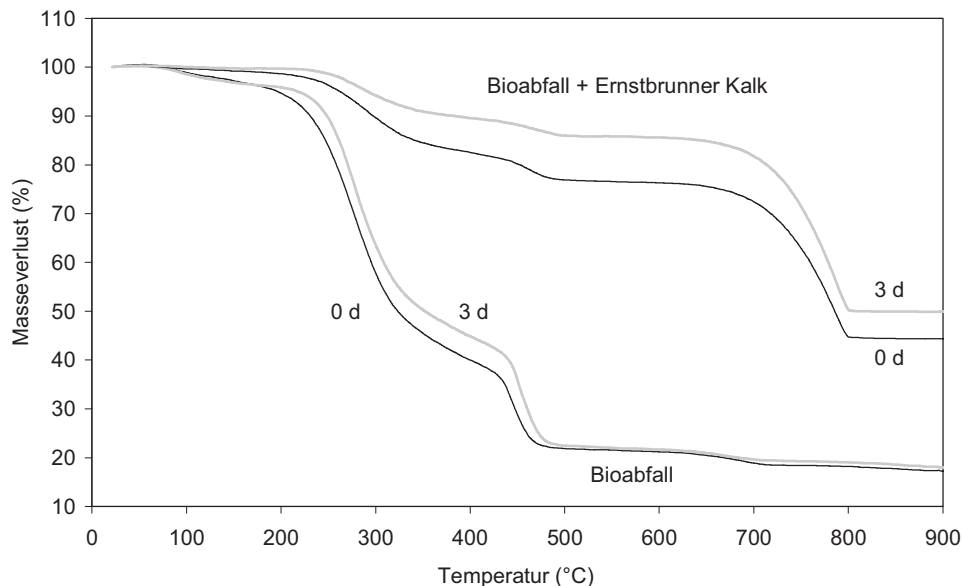


Abbildung 5 Thermogramme von Bioabfall und Bioabfall + Kalk (Ausgangsmaterial und 3. Tag des Rotteprozesses)

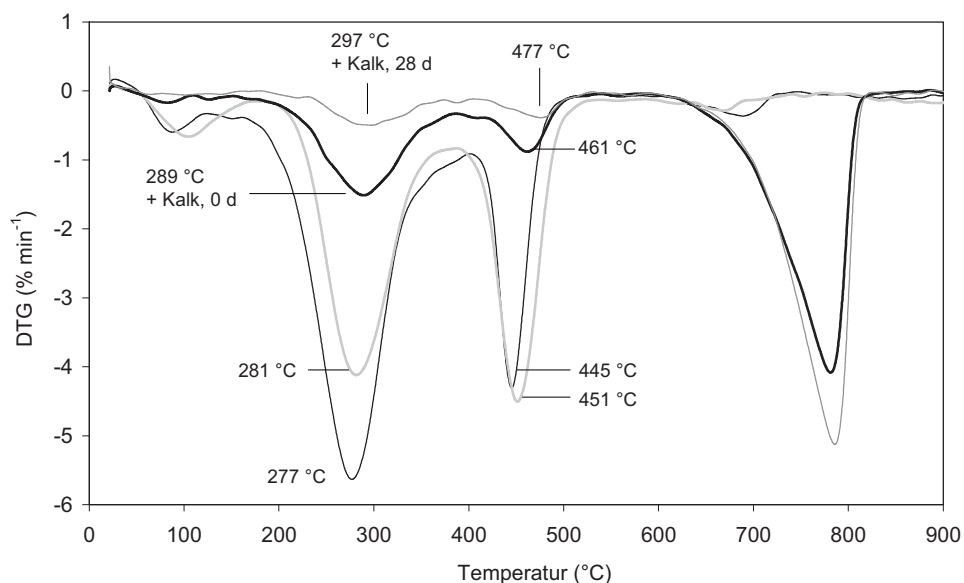


Abbildung 6 DTG - Kurven von Bioabfall und Bioabfall + Kalk (Ausgangsmaterial und 28. Tag des Rotteprozesses), Temperaturen der Peakmaxima

Die Ableitung der TG - Kurven (DTG) in Abbildung 6 stellt die Unterschiede zwischen dem reinen Bioabfall und dem mit Kalk versetzten dar. Beide Stabilisierungsmechanis-

Abfallforschungstage 2006 www.wasteconsult.de

men - Mineralisierung der organischen Substanz und Gegenwart der mineralischen Komponenten – bewirken Verschiebungen der DTG - Kurven in den höheren Temperaturbereich.

4 Zusammenfassung

Die Untersuchung der Stabilität von Abfällen und die Mechanismen, die dazu führen, sind vom wissenschaftlich-experimentellen Standpunkt ein spannendes Thema, aber auch eine Voraussetzung für die gezielte Vorgangsweise bei biologischen Abfallbehandlungsverfahren. In der vorgestellten Arbeit wurden drei Stabilisierungsmechanismen gezeigt, Mineralisierung, Humifizierung und Wechselwirkungen von organischer Substanz und mineralischen Komponenten. Infrarotspektroskopie und thermische Analyse leisten einen wertvollen Beitrag zur Untersuchung und Charakterisierung dieser Vorgänge. Es ist das nächste Untersuchungsziel, biologische Tests mit den Daten der Infrarotspektroskopie und Thermoanalyse zu verbinden und die Bioverfügbarkeit eines Materials daraus abzuschätzen.

5 Literatur

- | | | |
|---------------------------------------------|------|------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| Baldock, J.A., Skjemstad, J.O. | 2000 | Role of the soil matrix and minerals in protecting natural organic materials against biological attack. <i>Organic Geochemistry</i> 31, 697-710. |
| Gerzabek, M.H., Danneberg, O., Kandeler, E. | 1993 | Bestimmung des Humifizierungsgrades. In <i>Bodenbiologische Arbeitsmethoden</i> . Schinner, F., Öhlinger, R.; Kandeler, E., Margesin, R., Eds.; Springer Verlag, pp. 107-109 |
| Müller, T., Höper, H. | 2004 | Soil organic matter turnover as a function of the soil clay content: consequences for model applications. <i>Soil Biology & Biochemistry</i> 36, 877-888. |
| Rovira, P., Vallejo, V.R. | 2003 | Physical protection and biochemical quality of organic matter in Mediterranean calcareous forest soils: a density fractionation approach. <i>Soil Biology and Biochemistry</i> 35, 245-261. |
| Smidt, E., Meissl, K. | 2006 | The applicability of Fourier Transform Infrared Spectroscopy in waste management. <i>Waste Management</i> , 2006, in press. |
| Smidt, E., Binner, E., Lechner, P. | 2004 | Humic acid formation in composts – the role of microbial activity. In: Verstraete W. (Ed.), <i>Proceedings of the European Symposium on Environmental Biotechnology</i> , Balkema Publishers, pp. 143-146. |

Anschrift der Verfasser(innen)

Dipl. Ing. Dr. Ena Smidt und Dipl. Ing Johannes Tintner

Institut für Abfallwirtschaft

Universität für Bodenkultur, Wien

Muthgasse 107, A-1190 Wien

Telefon +43-1 318 99 00-343

Email: ena.smidt@boku.ac.at

Website: <http://www.wau.boku.ac.at/abf.html>

TOC im Eluat als relevanter Parameter gemäß AbfAbIV: Erfahrungen aus der MBA-Praxis, Einflussgrößen und Möglichkeiten der Optimierung.

Andreas Warnstedt, Günter Müller, Joachim Dach

Rhein-Lahn-Kreis Abfallwirtschaft, Bad Ems
Bjoernsen Beratende Ingenieure, Koblenz

**TOC_{eluat} as a relevant parameter in accordance with
the German Waste Storage Ordinance (AbfAbIV):
Experiences in MBT, influences and possibilities for optimising.**

Abstract

A topical challenge for operators of MBT plants is the observance of the requirements given by the AbfAbIV with regard to the parameter TOC_{eluat}. The influence on the height of the parameter is manifold. The primary way to fulfil the requirements is to optimise the composting process. If this does not lead to success, there still exist other technically complex possibilities to optimise the material.

Abstract deutsch

Eine aktuelle Herausforderung für Betreiber von MBA stellt die Einhaltung der durch die AbfAbIV festgelegten Vorgaben bezüglich des Parameters TOC im Eluat dar. Die Einflussmöglichkeiten auf die Höhe des Parameters sind vielfältig. Um die Vorgaben zu erfüllen, ist zunächst optimierend auf den Prozessverlauf während der Rotte einzuwirken. Führt dies nicht zum Erfolg, so sind andere technisch aufwendige Optimierungsmöglichkeiten in Erwägung zu ziehen.

Keywords

AbfAbIV, aerober Abbau, Huminstoffe, MBA, Optimierung, TOC im Eluat

1 Einleitung

Die am 1.6.2005 für alle Betreiber von mechanisch-biologischen Abfallbehandlungsanlagen (MBA) verbindlich gewordene Abfallablagerungsverordnung (AbfAbIV) stellt mit ihrem Anhang 2 Anforderungen an die Beschaffenheit des zu deponierenden Materials. Neben der biologischen Aktivität (bestimmt als AT₄ oder GB₂₁) und Anteil an organischer Substanz (bestimmt als TOC oder oberer Heizwert) ist u.a. der TOC im Eluat ein Parameter für den ein Zuordnungswert festgelegt ist. Der Zuordnungswert liegt gemäß Anhang 2 AbfAbIV bei 250 mg/l. Der Grenzwert nach Anhang 4 liegt bei 300 mg/l. Weitergehend ist in Anhang 4 festgelegt, dass der Grenzwert bei den Kontrollanalysen vor der Deponierung nur überschritten werden darf, wenn die davor liegenden 4 Analysen unter dem Grenzwert lagen. Der Betreiber der MBA muss hingegen nachweisen, dass

bei Überschreitungen des Grenzwertes mind. 50 % seiner regelmäßig durchzuführenden Analysen der letzten 12 Monate unter dem Zuordnungswert liegen und 80 % unter dem Grenzwert.

Der organische Restanteil bzw. der TOC im Feststoff ist vor allem im Zuge der mechanischen Aufbereitung durch einen geeigneten Siebschnitt einzustellen. Bei den anderen genannten Parametern erfolgt die Reduzierung im Wesentlichen im Verlauf der biologischen Stufe. Die Tatsache, dass sich die Einhaltung des TOC im Eluat verfahrenstechnisch als kritisch darstellt, war bereits im Zuge der Diskussion der Abfallablagerungsverordnung und des vorlaufenden BMBF-Verbundvorhabens „Mechanisch-biologische Behandlung von zu deponierenden Abfällen“ bekannt. Von Seiten des BMBF-Verbundvorhabens wurde deshalb ein erreichbarer und dem Stand der Technik entsprechender und umweltverträglicher Zuordnungswert von 300 mg/l vorgeschlagen. Vor dem Hintergrund, dass Anhang 1 für Müllverbrennungsschlacken einen TOC-Eluat-Zuordnungswert von 100 mg/l vorsieht, wurde jedoch ein geringerer Wert in die AbfAbIV aufgenommen. Die Tendenz, dass es sich bei dem TOC im Eluat um einen kritischen Parameter handelt, bestätigen jetzt auch die Erfahrungen der zahlreichen großtechnischen MBA nach dem 1.6.2005 (vgl. DOEDENS ET AL., 2006). Dem entsprechend wird diesem Parameter erhöhte Aufmerksamkeit geschenkt.

Dieser Beitrag stellt zunächst exemplarisch die Praxiserfahrungen der MBA Singhofen vor, gibt anschließend eine kurze Zusammenfassung des Kenntnisstandes bezüglich des Parameters inklusive möglicher Einflussfaktoren. Ein weiterer Abschnitt befasst sich mit Möglichkeiten der Optimierung für die Praxis der mechanisch-biologischen Restabfallbehandlung, insbesondere bei aerober biologischer Behandlung.

2 Definition

TOC im Eluat ist ein Summenparameter und erfasst den Anteil des organischen Gesamtkohlenstoffs, der bei Elution nach DIN 38414-S4 bzw. DIN EN 12457-4 in Lösung geht. Der Parameter besitzt keine Aussagekraft hinsichtlich der beinhalteten Einzelsubstanzen. So können keinerlei Aussagen hinsichtlich der ökologischen oder toxikologischen Relevanz des Eluats hieraus abgeleitet werden.

Die Analysenmethoden für TOC im Eluat sind umfassend in DIN EN 1484 geregelt und beschrieben. Wesentliche Abweichungen bzw. Ergänzungen für zu analysierenden Restabfall aus mechanisch-biologischen Behandlungsanlagen sind in Anhang 4 Nr. 2.4 AbfAbIV zu finden und im Folgenden exemplarisch aufgeführt:

- Die Originalstruktur der einzusetzenden Probe sollte weitestgehend erhalten bleiben. Grobstückige Anteile sind zu zerkleinern.

- Die Eluatprobe ist zu zentrifugieren. Anschließend erfolgt ein einmaliges Filtrieren über Membranfilter (Porenweite 0,45 µm), ggf. mittels Druckfiltration.

3 Erfahrungen der MBA-Praxis und Versuchsergebnisse

3.1 Allgemein

Die MBA Singhofen (Rhein-Lahn-Kreis, Rheinland-Pfalz) konnte nicht vor dem Stichtag 1. Juni 2005 in Betrieb genommen werden. Demzufolge mussten die Anforderungen nach AbfAbIV bereits im Probetrieb eingehalten werden. Statt einer schrittweisen Inbetriebnahme mit sukzessiv zunehmenden Mengen und der Sicherheit anfangs auftretende betriebliche Probleme nach und nach abstellen zu können, war man veranlasst praktisch ab dem Beginn des Probetriebes die Anlage unter Volllast zu fahren. Eine große Herausforderung für alle Beteiligten.

Die MBA Singhofen verfügt über eine Mechanische Aufbereitung, in der der angelieferte Hausmüll zunächst vorzerkleinert, anschließend auf < 100 mm gesiebt und nach einer Metallabscheidung einer Homogenisierung mit gleichzeitiger Bewässerung zugeführt wird. Das so organisch angereicherte Feinkorn (< 100 mm) durchläuft anschließend eine 5-wöchige Intensivrotte in Rottetunneln (Verfahrensgeber Horstmann Recycling Technik GmbH) mit wöchentlicher Umsetzung. Dem schließt sich eine 9 bis 11-wöchige offene Nachrotte auf saugbelüfteten Trapezmieten an. Am Ende der Nachrotte muss der mechanisch-biologisch behandelte Hausmüll die Zuordnungskriterien gemäß Anhang 2 AbfAbIV erfüllen. Dies war bereits bei den ersten so behandelten Abfallchargen der Fall.

Bereits die ersten Rottewochen und –monate zeigten, dass der Parameter TOC im Eluat im Verlauf der Rotte nicht zwingend monoton fällt. Chargen mit bereits niedrigen TOC-Werten zeigten teilweise im weiteren Rotteprozess wieder eine ansteigende Tendenz bevor sie dann wieder abklangen. Mögliche Ursachen hierfür werden weiter unten diskutiert.

Auf Grund von Ringversuchen ist bekannt, dass sich eine analytische Variationsbreite hinsichtlich der Analysenergebnisse ergibt.

Vor diesem Hintergrund wurde vom Intensivrotteinput der MBA Singhofen eine Probe an drei Laboratorien zur Analyse verteilt. Die Analysenergebnisse sind in Abbildung 1 grafisch dargestellt.

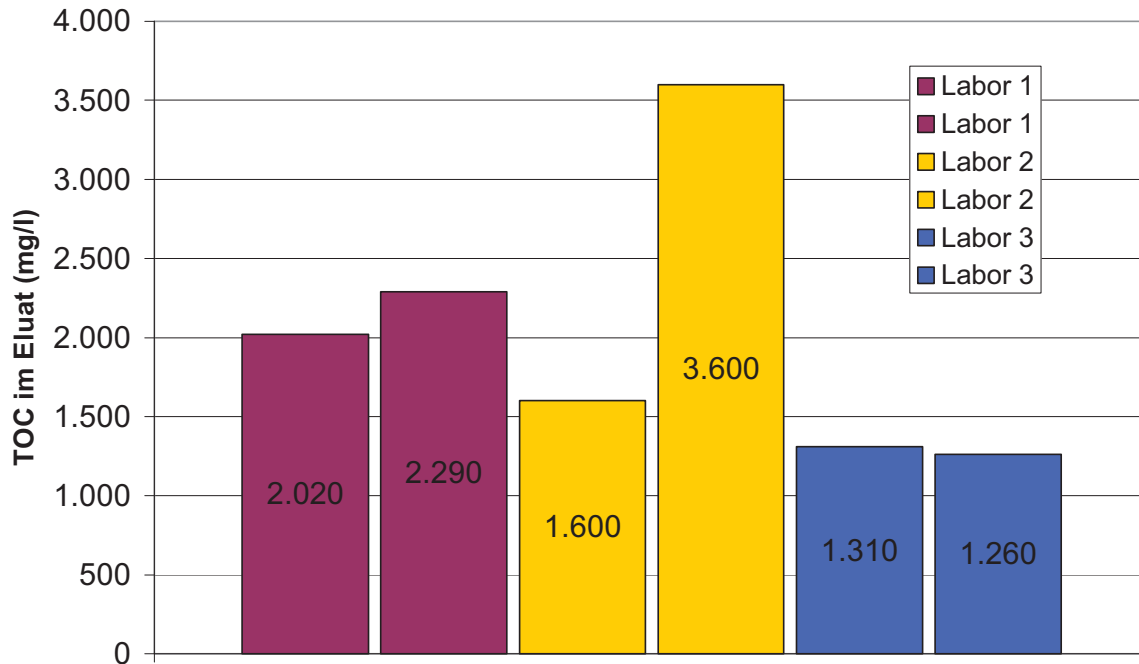


Abbildung 1 Laborvergleich- TOC im Eluat

Die Grafik lässt eine Ergebnisstreuung sowohl zwischen den verschiedenen Laboratorien als auch in einem Fall zwischen den Ergebnissen eines Labors erkennen. Der Mittelwert der Ergebnisse beträgt 2013 mg/l bei einer relativen Standardabweichung von 43,5 %. Die Ergebnisse von Labor 2 weisen eine besonders hohe Abweichung untereinander auf.

Ursachen für die zum Teil erheblichen Schwankungen sind vermutlich auf unterschiedliche Verfahrensweisen bei Probenaufbereitung, Eluatherstellung, Analyse und Auswertung zurückzuführen. So sortieren einige Labors einen Störstoffanteil (Steine, etc.) aus, während andere die gesamte Probe aufbereiten. Teilweise wird der zuvor abgeschieden Anteil an Störstoffen bei der Auswertung der Analysenergebnisse nicht berücksichtigt, obwohl sich das Ergebnis auf die Gesamprobe (also inklusive inerter Störstoffanteile) beziehen soll. Einige Laboratorien stellen das Eluat noch nach DIN 38414-S4 (Ausgabe Okt. 1984) her, obwohl sie laut Anhang 4 Punkt 2.4 AbfAbIV durch DIN EN 12457-4 ersetzt wurde. Diese exemplarische, unvollständige Auflistung verdeutlicht, dass eine uneinheitliche Vorgehensweise bei der Untersuchung derzeit existiert.

Vor diesem Hintergrund strebt die Arbeitsgemeinschaft Stoffspezifische Abfallbehandlung (ASA) e.V. die Schaffung eines RAL-zertifizierten Standards für Probenahme, Probenaufbereitung und Analyse von mechanisch-biologisch behandeltem Abfall an. Begleitend zum betrieblichen Ablauf wurde ein Versuch mit dem Ziel durchgeführt, unterschiedliche Einflussfaktoren auf das Nachrotteoutput zu untersuchen. Diesem Versuch widmet sich Gliederungspunkt 3.3.

3.2 Auswertung bisher gewonnener Ergebnisse

Der bisher gesammelte Datenumfang wurde einer statistischen Auswertung unterzogen. Die Darstellung in Abbildung 2 zeigt einen weitgehend linearen Zusammenhang zwischen AT_4 und TOC im Eluat im gesamten Rotteverlauf. Steigende AT_4 -Werte gehen insgesamt mit einem ebenfalls steigenden TOC im Eluat einher.

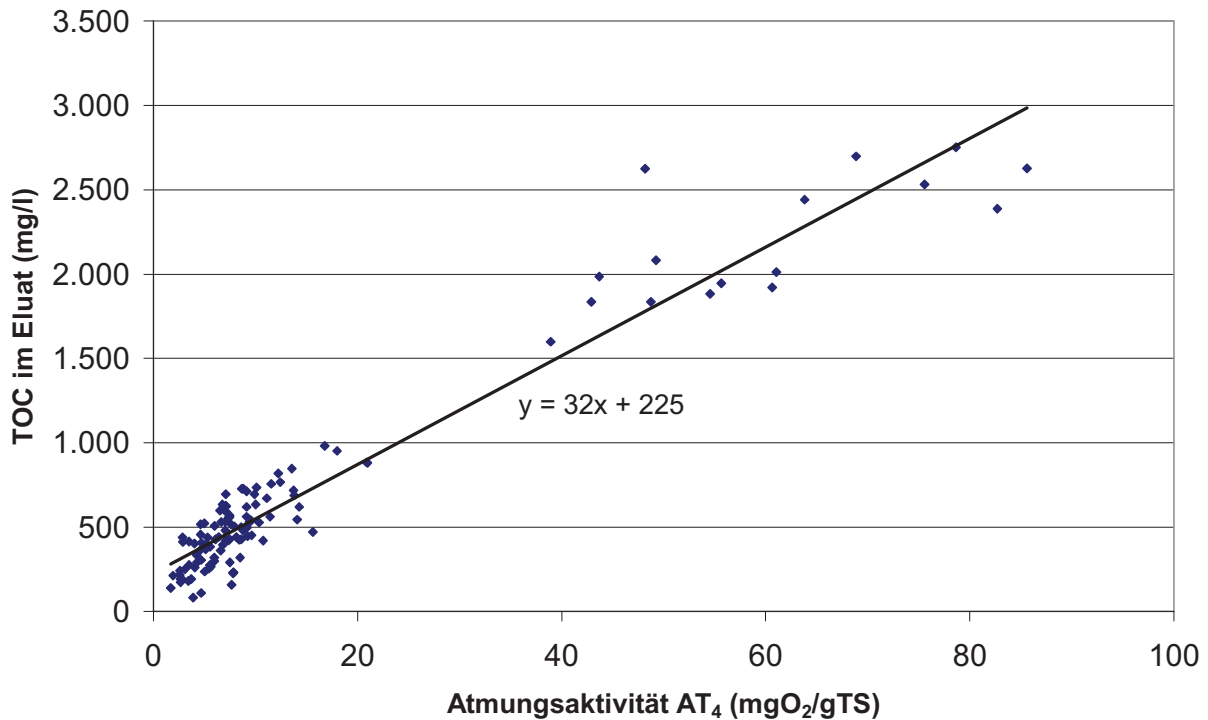


Abbildung 2 Zusammenhang AT_4 / TOC im Eluat

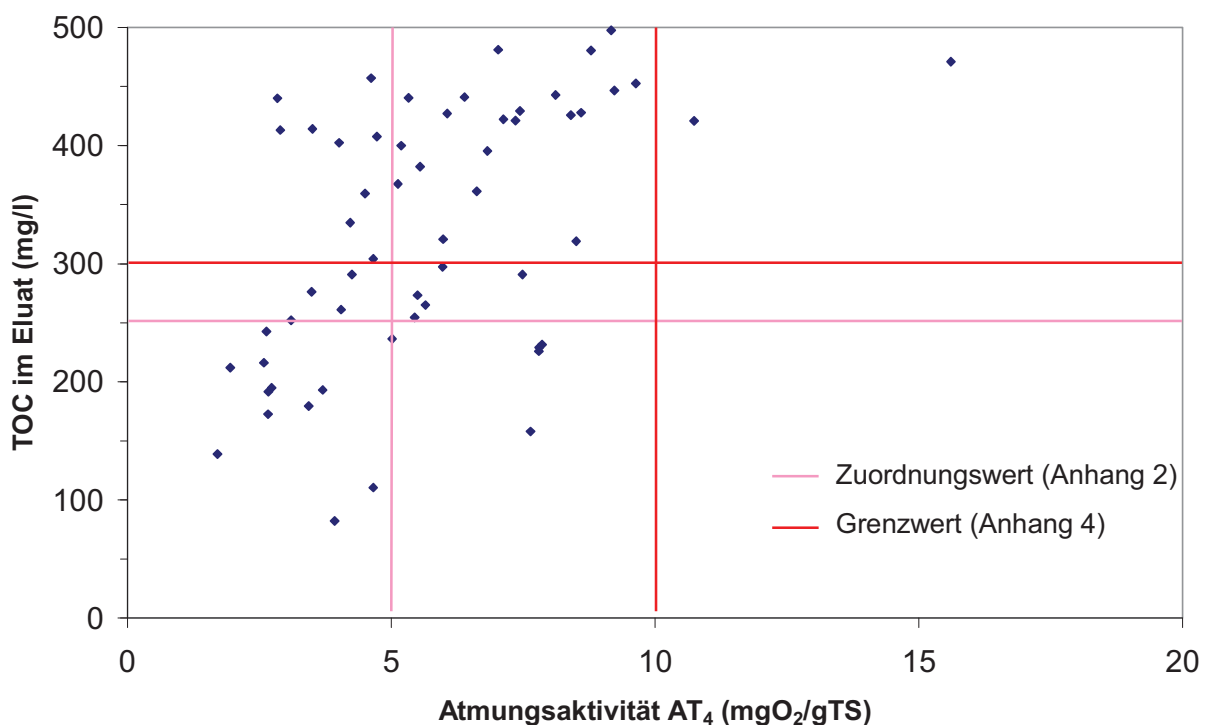


Abbildung 3 Zusammenhang AT_4 / TOC im Eluat im Grenzwertbereich

Im Bereich der Grenzwerte geht allerdings diese deutliche Korrelation verloren. Das heißt, ein Rückgang des AT_4 ist nicht zwangsläufig mit einem Rückgang des TOC im Eluat verbunden. Auch bei geringen AT_4 -Werten unterhalb des Bereiches für die Grenz- bzw. Zuordnungswerte können noch TOC-Werte darüber auftreten. Umgekehrt kommt es bei Einhaltung des Grenzwertes für den TOC im Eluat praktisch nie zu Überschreitungen des Grenzwertes für die Atmungsaktivität.

Des Weiteren wurden alle TOC-Ergebnisse in Abhängigkeit vom Trockensubstanzgehalt aufgetragen. Vor dem Hintergrund der praktischen Bedeutung wurden hierbei nur Proben berücksichtigt, die einen $AT_4 < 5 \text{ mg O}_2 / \text{g TS}$ aufweisen.

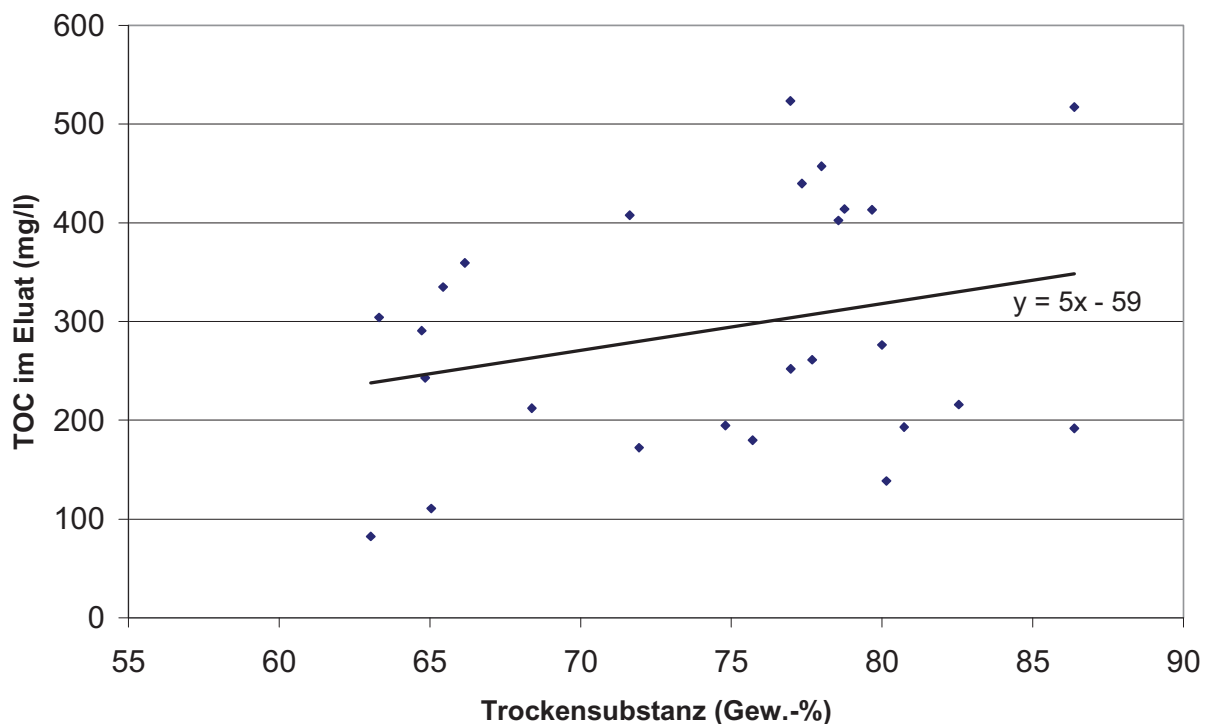


Abbildung 4 Zusammenhang Trockensubstanz / TOC im Eluat (Proben bei $AT_4 < 5 \text{ mg O}_2 / \text{g TS}$)

Die Ergebnisse weisen eine große Streuung auf. Die Korrelationsberechnung hat daher eine relativ geringe Signifikanz. Legt man dennoch eine Trendlinie an, so lässt diese einen tendenziellen Zusammenhang zwischen Trockensubstanzgehalt und Höhe des TOC im Eluat erkennen; und zwar derart, dass ein sinkender TS-Gehalt mit sinkendem TOC im Eluat einhergeht. Demnach weisen trockene Proben tendenziell einen höheren TOC im Eluat auf als feuchtere.

3.3 Untersuchungen zur Optimierung der Nachrotte

Neben der Optimierung des Rotteprozesses stellt sich die Frage, wie der Nachrotteoutput noch gesteuert werden kann. Vor diesem Hintergrund wurden Versuche durchge-

führt, bei denen auf eine Probe aus dem Nachrotteprozess (noch nicht abschließend gerottet), wo der TOC im Eluat noch über dem Zuordnungswert liegt, eingewirkt wurde.

Da die Auswertung der betrieblichen Analysenergebnisse auf einen direkten Zusammenhang zwischen Feuchtegehalt und TOC im Eluat hinweisen, wurde der Parameter Feuchtigkeit genauer untersucht. Eine Teilmenge wurde lediglich befeuchtet. Dazu wurde vor der Analyse der Feuchtegehalt von relativ trockenen 24 Gew.-% lediglich auf 33 Gew.-% angehoben (Probe „Feucht“).

In einer weiteren Teilmenge wurde der Wassergehalt auf 70 Gew.-% erhöht und anschließend überschüssiges Wasser wieder abgeschöpft. Die so entstandene Charge erhielt die Bezeichnung „Gewaschen“.

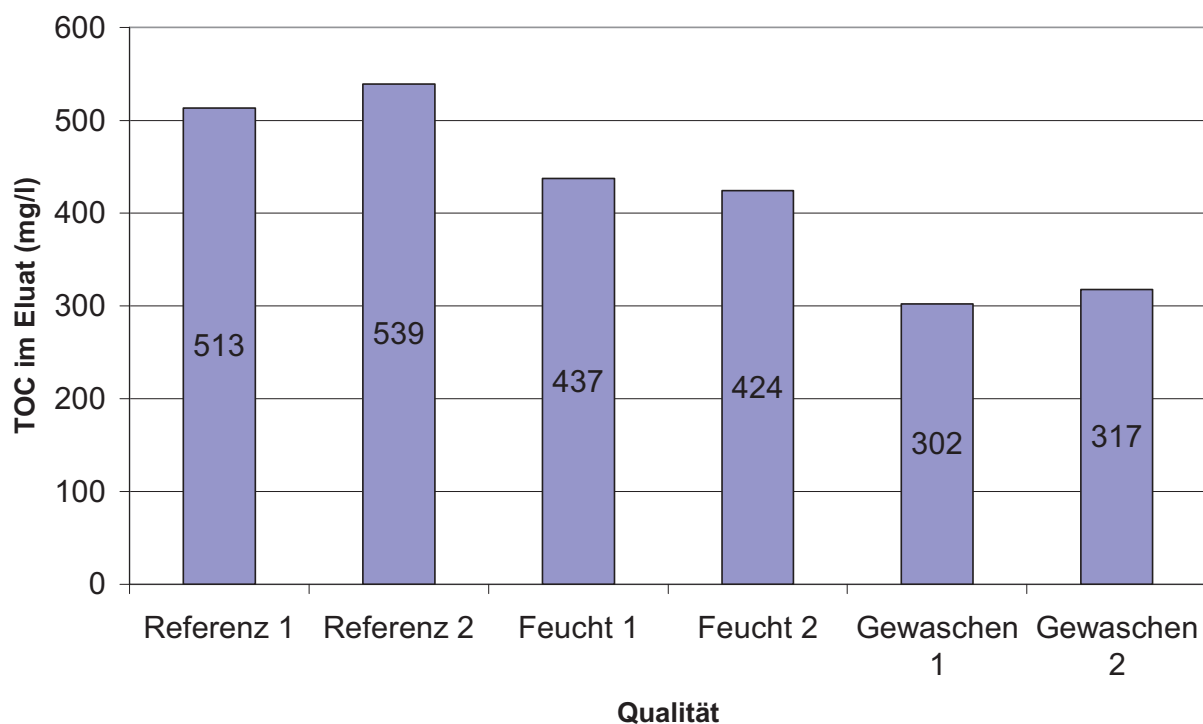


Abbildung 5 Steuerung des Nachrotteoutputs - TOC im Eluat

Die Darstellung in Abbildung 5 zeigt, dass bereits das bloße Befeuchten des Outputmaterials eine Reduzierung des TOC im Eluat um ca. 100 mg/l bewirken kann. Durch eine Waschung ließ sich sogar eine Verringerung um ca. 200 mg/l bewirken.

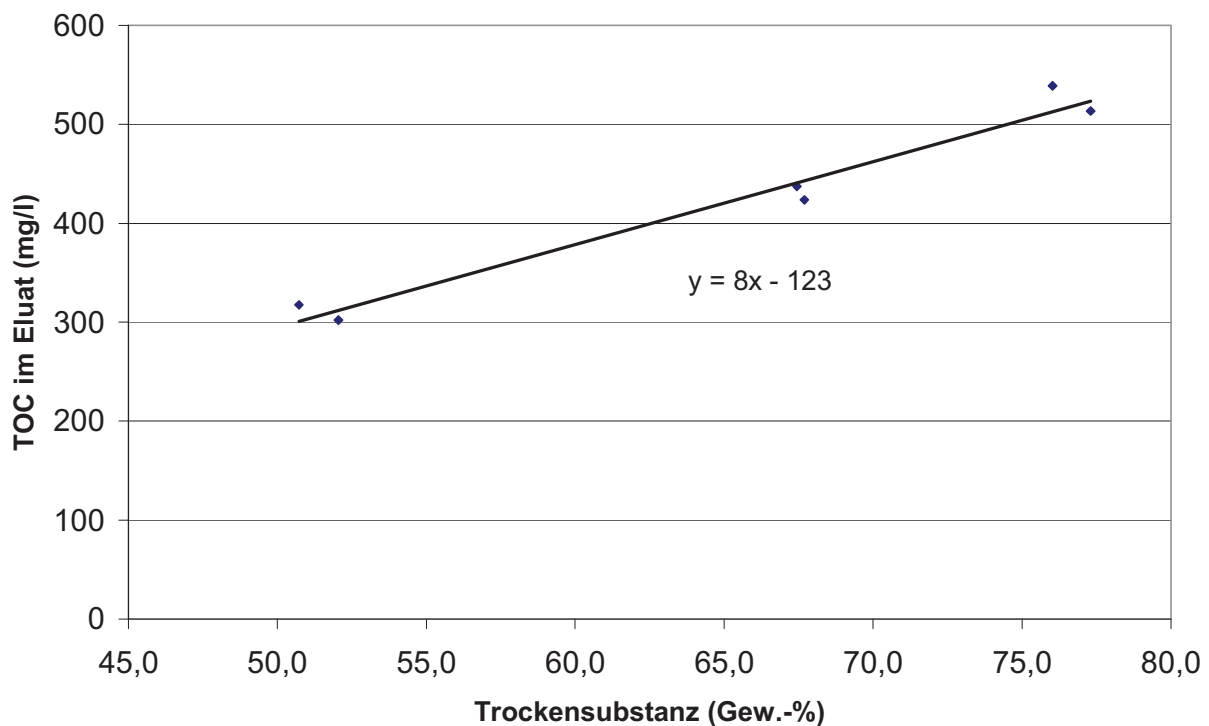
Zum Vergleich wurden die selben Proben auch auf AT₄ untersucht. Hier stellt sich das Ergebnis anders dar. Während die Befeuchtung des Outputmaterials eine geringe Reduzierung bewirkte, erhöhte sich der AT₄ nach der Waschung jedoch deutlich.

Das durch die Waschung entstanden „Eluat“ wurde analysiert und die Ergebnisse in Tabelle 1 zusammengefasst.

Tabelle 1 Zusammensetzung des „Eluats“ aus der gewaschenen Charge

Temp °C	pH	Lf mS/cm	CSB mg/l	NH ₄ -N mg/l	NO ₂ -N mg/l	NO ₃ -N mg/l	PO ₄ -P mg/l	Cl ⁻ mg/l	SO ₄ ⁻² mg/l
22	6,0	13,3	7.000	222	0,824	38	3,58	2.380	2.624

Erwartungsgemäß wurde ein Großteil der organischen Substanzen des Nachrotteoutputs durch das Waschen in das Eluat überführt. Der Verbleib des Eluats in der Praxis wird weiter unten diskutiert.

**Abbildung 6** Zusammenhang – Trockensubstanz / TOC im Eluat

Die Auswertung der Versuchsergebnisse bestätigt den in der Praxis beobachteten Trend, dass niedrige TS-Gehalte mit einem niedrigeren TOC im Eluat einhergehen (vgl. Abb. 6).

4 Einflussfaktoren

4.1 Abfallzusammensetzung

In erster Linie wird die Abbaubarkeit des Restabfalls durch die Zusammensetzung des Abfalls bestimmt. Nach KERN, 2000 geht man davon aus, dass im häuslichen Restabfall bis zu 50 % organischer Substanz enthalten sind. Dieser Anteil beinhaltet auch als Untergruppe die für mikrobielle Stoffwechselprozesse relevanten biogenen Substanzen.

Die Höhe des Anteils biologisch abbaubarer Organik an der Gesamtorganik entscheidet, in welchem Maß der TOC im Verlauf der Rotte reduziert werden kann. Ein weiteres Kriterium ist die Komplexität der organischen Substanzen und der daraus abzuleitende Grad der Abbaubarkeit. Es werden in der Regel leicht, bedingt und schwer abbaubare Substanzen unterschieden. Während die leicht abbaubaren Substanzen (Zucker, Stärke, ...) im Verlauf der Rotte naturgemäß zügig abgebaut werden, so sind es oft die bedingt (Fette, Cellulose, ...) und vor allem die schwer abbaubaren Substanzen (Lignin, ...), die oft erst nach langen Aufenthaltszeiten in der Rotte abgebaut werden.

4.2 Wassergehalt / Befeuchtung

Mikrobiologischer Abbau organischer Substanz kann nur in Anwesenheit von Wasser erfolgen, da Mikroorganismen ihre Nährstoffe nur in Wasser gelöst aufnehmen können. Laut einer Recherche von KUSTER, 2005 findet spätestens bei einem Wassergehalt ≤ 20 Gew.-% bezogen auf die Feuchtmasse keinerlei mikrobiologischer Abbau mehr statt. Andere Quellen prognostizieren diese Entwicklung bereits bei unter 30 Gew.-%. Eine allgemeingültige Aussage lässt sich jedoch nicht treffen, da neben dem Wassergehalt auch das Verhältnis von organischer und mineralischer Substanz in der Trockensubstanz von Bedeutung ist, weil an organischer Substanz deutlich mehr Wasser gespeichert werden kann als an mineralischer Substanz. Dementsprechend ist der Wassergehalt ein primärer Faktor für die erfolgreiche Reduzierung des TOC im Eluat. Ein zu hoher Wassergehalt kann zu anaeroben Bereichen im Material führen und damit den aeroben Abbau behindern, wohingegen ein niedriger Wassergehalt den mikrobiologischen Abbau insgesamt hemmt und eine ausreichende Feuchtigkeitssättigung der Rotteabluft unterbindet, was wiederum zu einem unzureichenden Wärmeaustrag aus dem Rottegut führt. Das Optimum ist stark vom jeweiligen zu rottenden Material abhängig. In der Regel geht man davon aus, dass ein optimaler Abbau bei einem Rottegut mit einem Wassergehalt nahe der Wassersättigung erfolgt soweit noch ausreichend Luftporenvolumen verbleibt.

Während sich die Befeuchtung mit organisch belastetem Prozesswasser in den ersten Phasen der Rotte noch positiv in Form einer Anregung des mikrobiellen Abbaus auswirken kann, so ist dies in den letzten Phasen der Rotte (Nachrotte) eher als kontraproduktiv zu beurteilen, da das Prozesswasser naturgemäß bereits einen hohen Eigenanteil an löslichem TOC besitzen kann, welcher somit den TOC des Rotteguts vermutlich erhöhen würde.

4.3 Huminstoffproblematik

Einfluss auf den TOC im Eluat hat auch das zunehmend fokussierte Phänomen, dass sich im Verlauf der Rotte die Konzentration von Huminstoffen in der organischen Sub-

stanz und damit auch im Eluat erhöht. Der Zusammenhang der Entwicklung des TOC im Eluat und der darin enthaltenen Huminstoffe im Rotteverlauf wurde unter anderem bereits durch LAHL; ZESCHMAR-LAHL, 1997 dargestellt. So zeichnet sich ab, dass sich mit zunehmender Behandlungsdauer der Anteil an Huminstoffen signifikant erhöht. Dieser Effekt konnte so auch im Rotteverlauf der MBA Singhofen beobachtet werden (vgl. Tabelle 2)

Tabelle 2 Zusammenhang TOC im Eluat / Huminstoffe im Rotteverlauf

	Einheit	frischer Hausmüll	Gerotteter Hausmüll
TOC im Eluat	mg/l	2.590	350
beinhaltete Huminstoffe	mg/l	58	132

Huminstoffe sind neben anderen Verbindungen (wie Phenole, AOX, Chlorbenzole, Fette, Lignine, etc.) Bestandteil des TOC im Eluat. Sie entstehen durch Ab- und Umbaureaktionen von tierischem, pflanzlichem und mikrobiologischem Material, so auch bei der mechanisch-biologischen Abfallbehandlung. Huminstoffe fungieren als Kohlenstoff- und Stickstoffsenke. Die anteilmäßige Verteilung der verschiedenen Verbindungen, die den TOC im Eluat als Summenparameter ausmachen, ist bisher nur unzureichend untersucht. Analog verhält es sich mit der biologischen Abbaubarkeit sowie der ökologischen und toxikologischen Relevanz der einzelnen Verbindungen. WOLPERS, 1996 gibt an, dass dahingehende Untersuchungen keinen unmittelbaren Zusammenhang zwischen TOC im Eluat und Schadstoffkonzentration erkennen ließen. Die Höhe des TOC im Eluat entspricht demnach nicht der Konzentration an Schadstoffen.

Huminstoffe als Vertreter der biologisch schwer abbaubaren Verbindungen im Eluat sind mit ihrer makromolekularen Struktur nur schwer abbaubar, wobei der Abbau in der Regel kometabolisch mikrobiell auf aerobem Wege z.B. durch Actinomyceten, Streptomyceten und Basidomyceten erfolgt. Für einen Abbau müssten demnach weitere Kohlenstoffquellen (z.B. aus leicht abbaubaren organischen Substanzen) zur Verfügung stehen. Bei der biologischen Abfallbehandlung erfolgt der Abbau dieser aber bereits in den ersten Rottephasen.

Da ein mikrobieller Abbau von Huminstoffen (und anderen schwer abbaubaren Bestandteilen) mit der vorhandenen Anlagentechnik und –kapazität auf Grund der beschriebenen Abbaueigenschaften nur schwer realisierbar ist und auch nicht sinnvoll erscheint, scheint es angebracht alternative Verfahren zur Entfrachtung des Abfalls (z.B. Auswaschen) oder Fixierung der schwer abbaubaren Bestandteile zu untersuchen und zu diskutieren.

5 Möglichkeiten der Optimierung

5.1 Prozess

5.1.1 Aufenthaltsdauer

Ein Ansatz zur Reduzierung des TOC im Eluat und damit der Stabilisierung des Restabfalls stellt eine Verlängerung der Rottedauer dar. So geben Spillmann und Eschkötter an (ESCHKÖTTER, 2004), dass der TOC im Eluat durch mehrmonatige Rotte auf bis unter 100 mg/l reduziert werden kann. Dem entgegen stehen deutlich kürzer bemessene Intensiv- und Nachrottezeiten der technischen MBA, aufgrund von räumlichen oder finanziellen Grenzen, bei annähernd allen genehmigten Anlagen in Deutschland durch die Anforderungen der 30. BImSchV. Eine technisch stark vereinfachte jedoch zeitlich verlängerte Nachrotte für das bereits nahezu vollständig stabilisierte Material, wäre hier technisch und wirtschaftlich zielführend.

5.1.2 Wassergehalt / Befeuchtung

Vor dem Hintergrund der unter Punkt 4.2 beschriebenen Bedeutung der Befeuchtung für den mikrobiellen Abbau, ist das Rottegut auf das jeweilige Optimum einzustellen. Dies sollte sowohl im Eintrag und bei der Umsetzung des Materials als auch während der Rotte durch geeignete Maßnahmen erfolgen.

Hinsichtlich der Qualität der Befeuchtung ist eine Nutzung von Prozesswasser ggf. nur in den ersten Phasen sinnvoll. In den letzten Rottephasen sollte auf Brauchwasser abgestellt werden, um zum einen eine Akkumulation von TOC aus dem Prozesswasser zu vermeiden und zum anderen die positiven Elutionseffekte durch das Brauchwasser auszunutzen. Allerdings bedarf es hier noch intensiverer Untersuchungen zur Beurteilung der Bedeutung einer Prozesswasserzugabe in der späten Rottephase.

5.1.3 Temperatur

Der aerobe Abbau organischer Substanz erfolgt stark exotherm. Die dadurch entstehende Wärme, welche das Milieu und damit den mikrobiellen Abbau organischer Substanz beeinflusst, muss kontrolliert ausgetragen werden, damit sich ein Temperaturoptimum (i.d.R. zwischen 50 und 55°C angenommen) im Rottegut dauerhaft einstellen kann, was sich wiederum positiv auf die TOC-Reduzierung auswirken sollte. Nach KETELSEN ET AL., 2004 könne gerade bei Tunnelsystemen mit Umluftführung eine Luftkühlung den Wärmeaustrag aus dem Rottegut fördern.

Besonders in der Nachrotte sollten sich keine höheren Temperaturen einstellen, da gerade hier (vorzugsweise nach langen Rottezeiten) im thermophilen Bereich Ligninabbau

stattfinden kann (KUSTER, 2005), was sich wiederum negativ auf die Höhe des TOC im Eluat auswirken könnte.

5.1.4 Belüftung / Umsetzintervalle

Einerseits stellt das Umsetzen des zu rottenden Materials eine Unterbrechung des Rotteprozesses dar, wodurch sich das Milieu nach jedem Vorgang neu regulieren muss. Andererseits kann durch das Umsetzen (insbesondere bei Einsatz eines Dekompaktierers) eine Homogenisierung und optimale Befeuchtung des Materials gewährleistet werden, was den Abbau organischer Substanz positiv beeinflusst.

Nach Erfahrungen anderer MBA soll sich ein wöchentliches Umsetzen in der Nachrotte vorteilhaft auf den TOC im Eluat auswirken. Lagerzeiten, in denen das Material nicht belüftet wird, so z.B. bei der Überführung von Intensivrotte zur Nachrotte werden in aller Regel zu Sauerstoffmangel, unzureichendem Luftaustausch und kann damit zu hohen Temperaturen im Material führen. Hohe Temperaturen stehen laut Aussage mehrerer Betreiber im Verdacht, gerade in der Nachrotte den Aufschluss schwer abbaubarer organischer Substanzen zu fördern (vgl. KUSTER, 2005). Aussagekräftige Untersuchungsergebnisse, die diese These stützen, können gegenwärtig nach dem Wissensstand der Verfasser noch nicht beigelegt werden.

5.2 Nachrotteoutput

5.2.1 Befeuchtung

Ein relativ hohes Feuchteniveau bis zum Ende der Nachrotte kann laut der Versuchsergebnisse durchaus eine positive Wirkung hinsichtlich TOC im Eluat haben. Das ist insbesondere der Fall, wenn das Rotteoutputmaterial zuvor einen Wassergehalt unter dem Optimum aufweist. Bei einer Befeuchtung am Ende der Nachrotte sind jedoch die Anforderungen der Deponie an den Nachrotteoutput (optimierte Verdichtung) zu beachten.

5.2.2 Auswaschung

Eine andere Strategie zur Optimierung des Nachrotteoutputs stellt die Waschung des Abfalls dar. Die Ergebnisse des kleinmaßstäbigen Versuchs zeigen, dass dies für die Reduzierung des TOC im Eluat zielführend sein kann. In der Praxis ließe sich dieses Vorgehen mit hohem Aufwand technisch umsetzen. Es ist hier überlegenswert den Waschprozess am Ende der Rotte durchzuführen, da die Rotte geeignet ist, die biologisch leicht und bedingt abbaubaren Substanzen, welche bei einer vorgeschalteten Waschung entzogen würden, weitgehend umzuwandeln. Die Waschung am Ende der Rotte erfolgt mit dem Ziel einen Großteil der aufgrund Ihrer biologischen Abbaubarkeit noch nicht vollständig zersetzten organischen Substanzen aus dem Restabfall in die

wässrige Phase zu überführen und damit den mechanisch-biologisch vorbehandelten Restabfall zu entfrachten. Die so entstandene verunreinigte „Waschlösung“ kann anschließend als Prozesswasser, mit ggf. zwischengeschalteter Aufbereitung, in den ersten Rottewochen zugeführt werden.

Das durch Waschung entstandene wassergesättigte Nachrotte-Outputmaterial ist hinsichtlich der Einbaueigenschaften dahingehend zu optimieren, dass es vor dem Einbau auf der Deponie noch mehrere Tage zur Entwässerung gelagert werden sollte oder anderweitig entwässert wird, damit sich der Wassergehalt auf den notwendigen Gehalt wieder reduziert.

5.2.3 Fixierung durch Adsorption / Fällung

Als geeignetes Additiv zur Adsorption von TOC-Bestandteilen könnten Tonminerale (z.B. Bentonit) in Frage kommen. Aufgrund ihrer Morphologie besitzen sie ein ausgeprägtes Ionenaustauschvermögen und eine ebensolche intrakristalline Reaktionsfähigkeit insbesondere in den Schichtzwischenräumen. Zum einen ermöglicht die hohe spezifische Oberfläche der Minerale und die Polarität der Mineralflächen ein hohes Adsorptionsvermögen z.B. für organische Stoffe an den Außenflächen. Zum anderen sind Tonminerale in der Lage Wasser, Kationen und organische Moleküle reversibel in ihre Struktur einzulagern. Organische Moleküle können adsorptiv oder kovalent an Tonminerale gebunden werden und somit organo-mineralische Komplexe bilden, die mikrobiell nur noch schwer abbaubar sind. Vergleichbar mit natürlichen Bodenprozessen können Tonminerale gemeinsam mit Huminstoffen Tonhumuskomplexe bilden, was sich gerade für die Festlegung des Anteils der schwer abbaubaren Huminstoffe am TOC im Eluat viel versprechend darstellen könnte.

Die Überprüfung der Eignung der Tonminerale zur Bindung von organischen Bestandteilen des mechanisch-biologisch behandelten Abfalls wird Gegenstand weiterer Untersuchungen sein. Wesentlich effektiver könnte sich die Zugabe eines chemischen Fällungsmittels gestalten. Dieses würde schon mit verhältnismäßig geringen Zugabemengen organische Substanzen aus dem Eluat binden. Diesbezüglich laufen derzeit Laborversuche vor dem Hintergrund der zukünftigen Übertragbarkeit in den großtechnischen Maßstab.

6 Zusammenfassung

Die Betreiber von MBA sind gesetzlich verpflichtet seit dem 1. Juni 2005 die Vorgaben der Abfallablagerungsverordnung zu erfüllen. Eine Forderung ist die Einhaltung des Zuordnungswertes für den Parameter TOC im Eluat gemäß Anhang 2 AbfAbIV. Viele Anlagenbetreiber mussten spätestens in den ersten Monaten nach dem 1. Juni 2005 feststellen, dass die Einhaltung dieses Parameters mit der vorhandenen Anlagentechnik

nicht immer ohne weiteres dauerhaft möglich ist. Der Beitrag stellt die betrieblichen Erfahrungen der MBA Singhofen dar. Es werden verschiedene Einflussfaktoren untersucht und Optimierungsmaßnahmen hierzu diskutiert. Ein abgeschlossenes Lösungskonzept zur dauerhaften Beseitigung der Aufgabe liegt noch nicht vor. Eine betriebliche Optimierung setzt zunächst auf die bekannten Steuerungsparameter Feuchtegehalt und Temperatur sowie ggf. Aufenthaltszeit.

7 Literatur

- | | | |
|---------------------------------------------|------|-----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| Doedens, H.; Gallenkemper, B.; Ketelsen, K. | 2006 | Überblick über die Einhaltung der Ablagerungswerte einzelner MBA Anlagen im Zeitraum Juni 2005 – Februar 2006. - in: MBA in der Bewährung, Internationale 6. ASA-Abfalltage. Weimar: Orbit e.V.. - ISBN 3-935974-08-6 |
| Eschkötter, H. | 2004 | Die mechanisch-biologische Restabfallbehandlung als Bestandteil eines verwertungsorientierten Stoffstrommanagements. Berlin: Schmidt. – ISBN: 3-503078738 |
| Kern, M. | 2000 | Potenziale zur stofflichen und energetischen Verwertung im Hausmüll. – in: Wiemer, K.; Kern, M. (Hrsg.): Bio- und Restabfallbehandlung IV. Biologisch-mechanisch-thermisch. Witzenhausen: Baeza-Verlag |
| Ketelsen, K.; Kanning, K., Kleemann M. | 2004 | Aktuelle Erfahrungen mit der Planung und Realisierung von MBA. - in: Countdown 2005 – Chancen, Risiken und Möglichkeiten der mechanisch-biologischen Abfallbehandlung, 5. ASA-Abfalltage. |
| Kuster, U. | 2005 | Verbesserung der Verrottbarkeit der Feinfraktion der MBS-Anlage Samtens. Diplomarbeit am Institut für Umweltingenieurwesen, Universität Rostock |
| Lahl; Zeschmar-Lahl | 1997 | Zitiert in: Doedens et al.: Wissenschaftliche Begleitung der drei Anlagen zur mechanisch-biologischen Vorbehandlung von Restabfällen in Niedersachsen, Endbericht, 2000. |
| Wolpers, K. | 1996 | Aussagekraft des Parameters TOC im Eluat und Sickerwasser von vorbehandelten Siedlungsabfällen. Diplomarbeit am Institut für WAR – TH Darmstadt. |

Anschrift der Verfasser

Dipl.-Ing. Andreas Warnstedt
Rhein-Lahn-Kreis Abfallwirtschaft
AWZ Singhofen
An der B 260
D-56379 Singhofen
Telefon +49 2604 941316
Email a.warnstedt@web.de
Website: www.rhein-lahn-info.de

Dipl.-Ing. Günter Müller
Rhein-Lahn-Kreis Abfallwirtschaft
Insel Silberau 1
D-56130 Bad Ems
Telefon +49 2603 972302
Email guenter.mueller@rhein-lahn.rlp.de
Website: www.rhein-lahn-info.de

Dr.-Ing. Joachim Dach
Bjoernsen Beratende Ingenieure
Maria Trost 3
D-56070 Koblenz
Telefon +49 261 8851181
Email j.dach@bjoernsen.de
Website: www.bjoernsen.de

Chemische und Biochemische Summenparameter zur Bestimmung des Biologischen Abbauverhaltens von TOC aus Eluaten von biologisch behandelten Abfällen.

Carsten Hafermann*, Carsten Cuhls, Joachim Clemens***

*Universität Bonn, Institut für Nutzpflanzenwissenschaften und Ressourcenschutz,
Pflanzenernährung, Bonn
**gewitra, Hannover

Chemical and Biochemical Parameters to Estimate the Biological Degradability of Eluates from the Biological Waste Treatment

Abstract

The TOC in eluates is one threshold parameter in the German landfill directive. TOC may be formed either of biodegradable components and stabile components. In this study we tried to separate these two fractions and tried to develop a method to forecast the microbial stability of eluates. Eluates from biological treated biowaste and MSW were analysed on TOC, respiration within 73 days (AT_{73}), adsorption at 280 nm and fluorescence. The preliminary results show a significant negative correlation between AT_{73} and the adsorption at 280 nm and between AT_{73} and fluorescence. These results may be used to predict the stability of eluates.

Abstract deutsch

Der TOC ist ein Kriterium zur Ablagerung von Abfällen. In dieser Studie wurde versucht den TOC in eine stabile und labile Fraktion durch analytische Verfahren zu unterteilen. Eluate von Substraten aus der Bioabfallkompostierung sowie der MBA wurden auf ihre Atmungsaktivität innerhalb von 73 Tagen (AT_{73}), auf deren Adsorption bei 280 nm sowie auf deren Fluoreszenz untersucht. Die vorläufigen Ergebnisse zeigen eine signifikante negative Korrelation zwischen dem AT_{73} und der Adsorption bei 280 nm, sowie zwischen dem AT_{73} und der Fluoreszenz. Dieser Zusammenhang könnte dazu genutzt werden, die biologische Abbaubarkeit des TOC sofort nach Eluatherstellung abzuschätzen.

Keywords

eluate, TOC, biodegradability, adsorption, fluorescence, Eluat, Adsorption, Fluoreszenz, biologische Abbaubarkeit

1 Einleitung

Der TOC im Eluat ist ein Parameter der Verordnung über die umweltverträgliche Ablagerung von Siedlungsabfällen und über biologische Abfallbehandlungsanlagen und dessen Grenzwert beträgt 250 mg/l für mechanisch biologisch behandelte Abfälle (BMU, 2001). Der TOC ist ein Summenparameter, der nichts über die Qualität des Kohlenstoffes aussagt. Ein Teil des TOC ist mikrobiell leicht abbaubarer Kohlenstoff,

der in einer Deponie zur Gasbildung beiträgt. Eine weitere Fraktion ist schlecht bzw. nicht abbaubar. Im Rahmen dieser Studie wurden verschiedene Eluate auf biochemische und chemische Summenparameter untersucht, um den TOC näher zu definieren.

2 Material und Methoden

2.1 Probenmaterial

Auf verschiedenen Anlagen zur Bioabfallkompostierung und MBA wurden Proben aus dem Material während der Rotte sowie im Endprodukt kurz vor der Ablagerung entnommen.

2.2 Analytische Methoden

Die Eluatherstellung erfolgte analog DIN 38414-S4 unter Beachtung der in der Ablagerungsverordnung angegebenen Modifikationen. Der Gesamtkohlenstoff (Total organic carbon, TOC) im Eluat wurde an einem SHIMADZU TOC-Analyser bestimmt.

Zur Bestimmung der Atmungsaktivität, Adsorptions- und Fluoreszenzmessung wurden alle Proben auf den kleinsten TOC-Gehalt einer Eluatprobe verdünnt (143 mg/l). Dadurch wurden eventuelle Matrixeffekte in den Proben nivelliert. Als Kontroll- und Kalibriervarianten dienten eine Zucker- und eine Huminsäureprobe (Roth-Chemikalien). Die Bestimmung der Atmungsaktivität erfolgte in 20 ml Fläschchen, die mit Butylstopfen gasdicht verschlossen waren. Je 1 ml des Eluates wurde in das Gefäß pipettiert, mit einer Bakteriensuspension versehen und für 73 Tage inkubiert. In regelmäßigen Abständen wurde das Headspace auf CO₂ mittels Gaschromatograph untersucht. Nach der CO₂ Analyse erfolgte eine Belüftung des Headspace.

Die Adsorptionsmessung bei 280 nm wurde mittels einer Huminsäure kalibriert. Je größer die Extinktion, desto mehr aromatische Komponenten enthält das Eluat und umso schlechter abbaubar ist es.

Die Fluoreszenzmessung und die Berechnung des Humifikationsindex erfolgte nach ZSOLNAY ET AL. (1999). Je größer der Humifikationsindex, umso mehr aromatische und alkanische Verbindungen weist der TOC auf.

3 Ergebnisse und Diskussion

Die Atmungsaktivität innerhalb von 73 Tagen im Eluat wies eine große Spanne von 5 bis 81% des TOC-C auf. Im frischen Eluat variierte die Extinktion der Proben bei 280 nm zwischen 0,03 und 0,4. Der Humifikationsindex (HIX) variierte zwischen 1,2 und 27,5. Sowohl die Extinktion als auch HIX sind negativ signifikant ($p < 0,01$) mit der Atmungsaktivität korreliert (Abbildungen 1 & 2). Die Extinktion und HIX sind linear

signifikant korreliert (Abbildung 3, $p < 0,01$). Durch eine Adsorptionsmessung bei 280 nm bzw. durch eine Fluoreszenzmessung kann die Atmungsaktivität der hier untersuchten Eluate abgeschätzt werden.

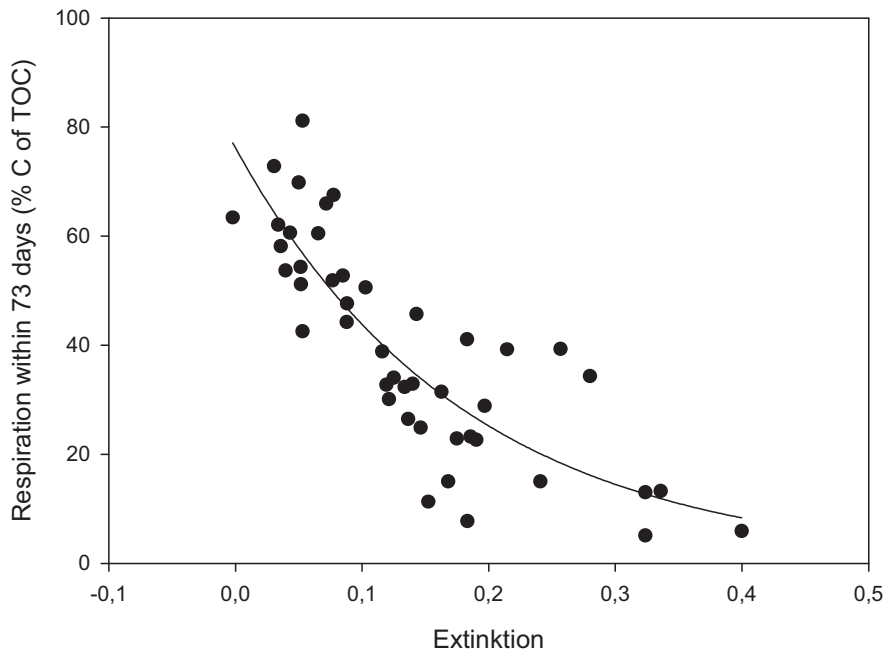


Abbildung 1 Zusammenhang zwischen Atmungsaktivität und Extinktion bei 280nm. Kurvenanpassung: $y = 72,2538 * e^{-0,0791x}$

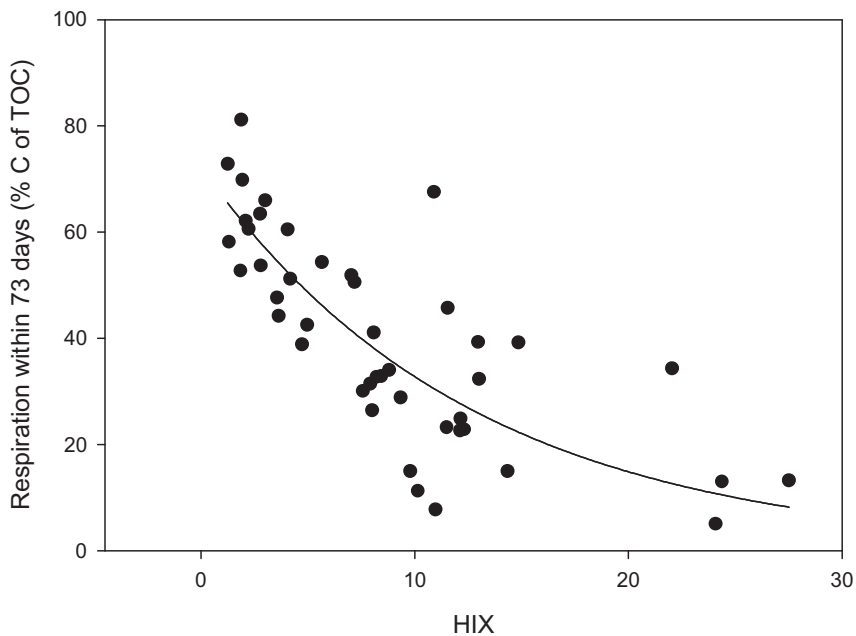


Abbildung 2 Zusammenhang zwischen Atmungsaktivität und HIX. Kurvenanpassung: $y = 76,24 * e^{-5,537x}$

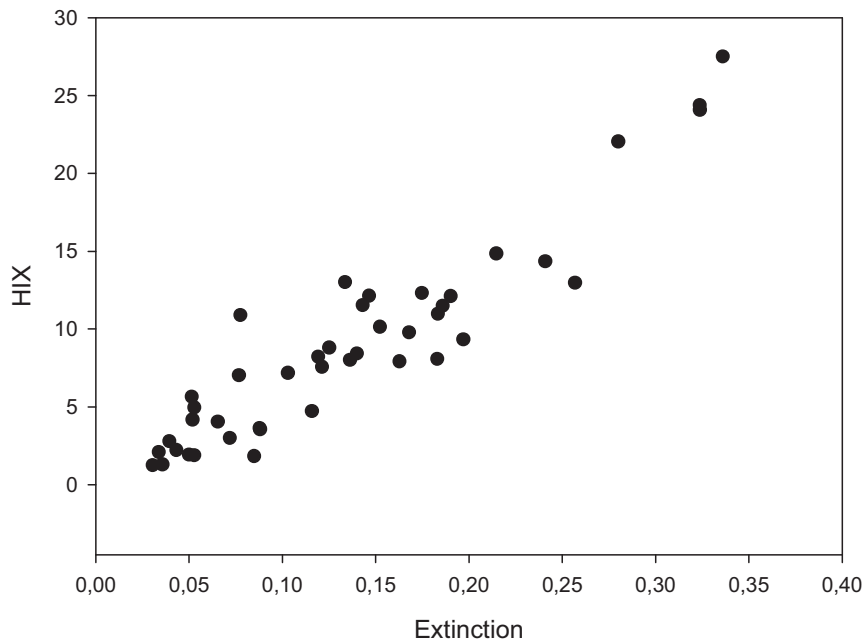


Abbildung 3 Zusammenhang zwischen Extinktion und HIX

4 Schlussfolgerung

Da die photometrische Messung bei 280 nm einfacher durchzuführen ist als die Fluoreszenzmessung, erscheint die photometrische Methode als Basis für einen Schnelltest zur biologischen Abbaubarkeit von Eluaten geeignet.

Durch weitere Analysen sollte überprüft werden, ob die aerobe biologische Abbaubarkeit von Eluaten –wie hier dargestellt- abgeschätzt werden kann.

5 Literatur

- | | | |
|---------------------------------------------------------------------------|-------------|---------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| <p>Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit</p> | <p>2001</p> | <p>Verordnung über die umweltverträgliche Ablagerung von Siedlungsabfällen und über biologische Abfallbehandlungsanlagen</p> |
| <p>Zsolnay, A., Baigar, E., Jimenez, M., Steinweg, B., Saccomandi, F.</p> | <p>1999</p> | <p>Differentiating with fluorescence spectroscopy the sources of dissolved organic matter in soils subjected to drying. <i>Chemosphere</i> 38 (1): 45-50.</p> |

Anschriften der Verfasser

Dipl.-Ing. agr. Carsten Hafermann und PD Dr. Joachim Clemens
Institut für Nutzpflanzenwissenschaften und Ressourcenschutz, Pflanzenernährung
Karlrobert-Kreiten-Strasse 13
D-53115 Bonn
Telefon +49 228 732150
Email uzsx35@uni-bonn.de, a.clemens@uni-bonn.de
Website: www.ipe.uni-bonn.de

Dr. Ing. Carsten Cuhls
gewitra mbH
Zur Bettfedernfabrik 1
D-30451 Hannover
Telefon +49 511 9990874
Email cuhls@gewitra.de
Website: www.gewitra.de

Schwankungsbreiten bei der Analytik von Zuordnungskriterien (AbfAbIV)

Anke Bockreis, Iris Steinberg

Institut WAR, Fachgebiet Abfalltechnik, TU Darmstadt

Implementation of allocation criteria and their limits of variation

Abstract

To reach the aim of ecologically sound waste management, the materials disposed of in a landfill should show a minimum emission potential, even in long time horizons. Therefore, quality standards are given in German waste legislation. One problem for any investigation respectively the analysis of waste is the heterogeneity of the waste, even after mechanical-biological pre-treatment. Representative sampling methods as well as proper analysing methods are necessary, especially for the validation of recently implemented parameters like AT4 (respiration activity determined over the course of 4 days in laboratory testing) and GB21 (gas formation determined over the course of 21 days in laboratory testing).

One focus of this presentation is on the transfer of these parameters in practice. Due to this, samples of mechanically-biologically pre-treated waste were analysed by different laboratories and the widely fluctuating results will be shown and discussed. Another focus is the question, which allocation criteria for mechanically-biologically pre-treated waste are possible to reach.

Kurzzusammenfassung

Voraussetzung für eine ökologisch verträgliche Abfallwirtschaft ist, dass der auf Deponien abgelagerte Abfall ein möglichst geringes Emissionspotential aufweist. Daraus lassen sich hohe Anforderungen an den Abfall selbst ableiten, die in der deutschen Gesetzgebung festgelegt wurden. Ein Hauptproblem für jede Art der Analytik von Abfall ist dabei die Heterogenität der Abfälle im originären Zustand ebenso wie nach einer möglichen mechanisch-biologischen Vorbehandlung. Notwendig sind daher eine repräsentative Probennahme und geeignete Analysemethoden sowie insbesondere die Überprüfung der Eignung neuerer Analysemethoden, wie z.B. zur Bestimmung der Parameter AT4 (Atmungsaktivität bestimmt im Laborversuch über den Zeitraum von 4 Tagen) und GB21 (Gasbildungsrate bestimmt im Laborversuch über einen Zeitraum von 21 Tagen). Einen Diskussionsschwerpunkt des Artikels bildet die Einhaltung dieser Parameter in der Praxis. Dazu erfolgte die Analyse von Proben im Hinblick auf die einzelnen Parameter durch verschiedene Labore und es zeigte sich, dass die Ergebnisse starke Abweichungen aufwiesen. Weiterhin wird diskutiert, inwieweit die festgelegten Grenzwerte für mechanisch-biologisch behandelten Restabfall in der Praxis eingehalten werden können.

Keywords

Mechanisch-biologische Abfallbehandlung, Einhaltung von Grenzwerten, Analysemethoden im Vergleich, MBT, allocation criteria, comparison of analytical methods

1 Einleitung und Problemstellung

Um die Grenzwerte der TA Siedlungsabfall und Abfallablagerungsverordnung (AbfAbIV) für eine Deponierung von Abfällen einzuhalten, müssen seit dem 01.06.2005 Abfälle entweder thermisch oder mechanisch-biologisch vorbehandelt werden.

Einige der im Anhang B der TA Siedlungsabfall (1993) genannten Parameter und z. T. festgelegten Grenzwerte, wie beispielsweise der Kohlenstoffgehalt (TOC - total organic carbon) im Eluat von 100 mg/l (Deponieklasse II), sind nur durch eine thermische Vorbehandlung der Abfälle zu erreichen. Um Aussagen über die biologische Reaktivität mechanisch-biologisch behandelter Restabfälle treffen zu können, wurden die alternativen Parameter Atmungstest und Gärtest untersucht. Mit diesen Parametern sollte die Leistungsfähigkeit von MBA-Verfahren eingeordnet werden. Darüber hinaus sollte eine Abschätzung ermöglicht werden, ob, bzw. in welchem Maße, mit Emissionen nach der Ablagerung zu rechnen ist. Da zunächst keine standardisierten Verfahren zum Atmungstest bzw. Gärtest für feste Abfallstoffe, insbesondere für MBA-Abfälle, existierten, wurden im Rahmen des BMBF-Verbundvorhabens "Mechanisch-biologische Behandlung von zu deponierenden Abfällen" von der Arbeitsgruppe Qualitätssicherung Ringversuche durchgeführt und auf deren Basis detaillierte Methodenvorschläge erarbeitet. (Brockmann et al. 1999, Bockreis et al. 2000).

Im Rahmen der Ergänzung der TA Siedlungsabfall wurden die Parameter als Zuordnungskriterien für mechanisch-biologisch behandelte Abfälle zur Ablagerung in den Artikel 1 - Verordnung über die umweltverträgliche Ablagerung von Siedlungsabfällen (Abfallablagerungsverordnung – AbfAbIV) – der Verordnung über die umweltverträgliche Ablagerung von Siedlungsabfällen und über biologische Abfallbehandlungsanlagen übernommen. Von der Arbeitsgruppe Qualitätssicherung wurde es als notwendig angesehen, beide Methodenvorschriften nach einem angemessenen Zeitraum, in dem Erfahrungen mit der Durchführung gesammelt und ausgetauscht werden können, einer eingehenden Überprüfung hinsichtlich Praktikabilität und Aussagekraft zu unterziehen. Die bisher vorliegenden Praxiserfahrungen bestätigen diesen Bedarf.

2 Gesetzliche Anforderungen an die Deponierung von MBA-Abfällen

Gesetzliche Grundlage für die Deponierung von MBA-Abfällen ist der Artikel 1 - Verordnung über die umweltverträgliche Ablagerung von Siedlungsabfällen (Abfallablagerungsverordnung – AbfAbIV) – der Verordnung über die umweltverträgliche Ablagerung von Siedlungsabfällen und über biologische Abfallbehandlungsanlagen. Die Anforderungen an die Ablagerung von MBA-Abfällen sind in § 4 AbfAbIV festgelegt.

Demnach dürfen mechanisch-biologisch behandelte Abfälle nur dann abgelagert werden, wenn die Ablagerung auf Deponien oder Abschnitten erfolgt, die die Anforderungen für die Deponieklasse II einhalten. Weiterhin werden in der AbfAbIV Zuordnungskriterien für die Ablagerung von Abfällen (Anhang 1), die dem Anhang B der TA Siedlungsabfall entsprechen, und der Ablagerung von mechanisch-biologisch behandelten Abfällen (Anhang 2) definiert. Hauptsächlich unterscheiden sich die Anhänge bei den Zuordnungswerten für die Ablagerung mechanisch-biologisch behandelter Abfälle bezüglich TOC, sowohl im Feststoff als auch im Eluat, sowie der neu zu bestimmenden Parameter zur biologischen Abbaubarkeit im Atmungs- oder im Gärtest und des oberen Heizwertes (vgl. Tabelle 1). Die Zuordnungskriterien müssen eingehalten werden, wobei zur Erreichung der Kriterien die Abfälle nicht vermischt werden dürfen.

Tabelle 1 Ausgewählte Zuordnungskriterien und –werte für Deponien und für Deponien für mechanisch-biologisch vorbehandelte Abfälle gemäß Anhang 1 und 2 AbfAbIV (2001)

Nr.	Parameter	Zuordnungswerte	
		Abfälle	MBA-Abfälle
2	Organischer Anteil des Trockenrückstandes der Originalsubstanz		
2.01	bestimmt als Glühverlust	≤ 5 Masse-%	
2.02	bestimmt als TOC	≤ 3 Masse-%	≤ 18 Masse-%
4	Eluatkriterien		
4.03	TOC	≤ 100 mg/l	≤ 250 mg/l
5	Biologische Abbaubarkeit des Trockenrückstandes der Originalsubstanz		
	bestimmt als Atmungsaktivität (AT4)		≤ 5 mg/g*
oder	bestimmt als Gasbildungsrate im Gärtest (GB21)		≤ 20 l/kg*
6	Oberer Heizwert H_o		≤ 6.000 kJ/kg
	* bezogen auf Trockenmasse		

Die Vorgaben zur Analytik (Probennahme, Probenvorbereitung und Untersuchung) sind dem Anhang 4 der AbfAbIV (2001) zu entnehmen.

3 Umsetzung der gesetzlichen Anforderungen in der Praxis

3.1 Analyseergebnisse für MBA-Abfälle im Jahr 2001

Um die ersten mit den Zuordnungskriterien und -werten des Anhangs 2 der AbfAbIV gewonnenen Erfahrungen zu erfassen und zu bewerten, wurden im Jahr 2001 Fragebögen an die Betreiber von mechanisch-biologischen Abfallbehandlungsanlagen ver-

sandt (BOCKREIS ET AL., 2001). Von den insgesamt 37 versendeten Fragebögen wurden 12 Fragebögen beantwortet, wobei zwei Betreiber keine Stellung beziehen wollten. Einen Schwerpunkt des Fragebogens bildeten die Anwendung der Parameter zur Beurteilung der biologischen Abbaubarkeit und die in diesem Zusammenhang gesammelten Erfahrungen. Bemängelt wurde beispielsweise von den Betreibern das unzureichende Informationsmanagement über Anbieter solcher Analysen.

In der nachfolgenden Abbildung sind die Ergebnisse der Umfrage für die Parameter AT4 und GB21 bzw. TOC im Eluat im Output der zur Deponierung bestimmten Fraktion der an der Umfrage teilgenommenen Anlagen dargestellt.

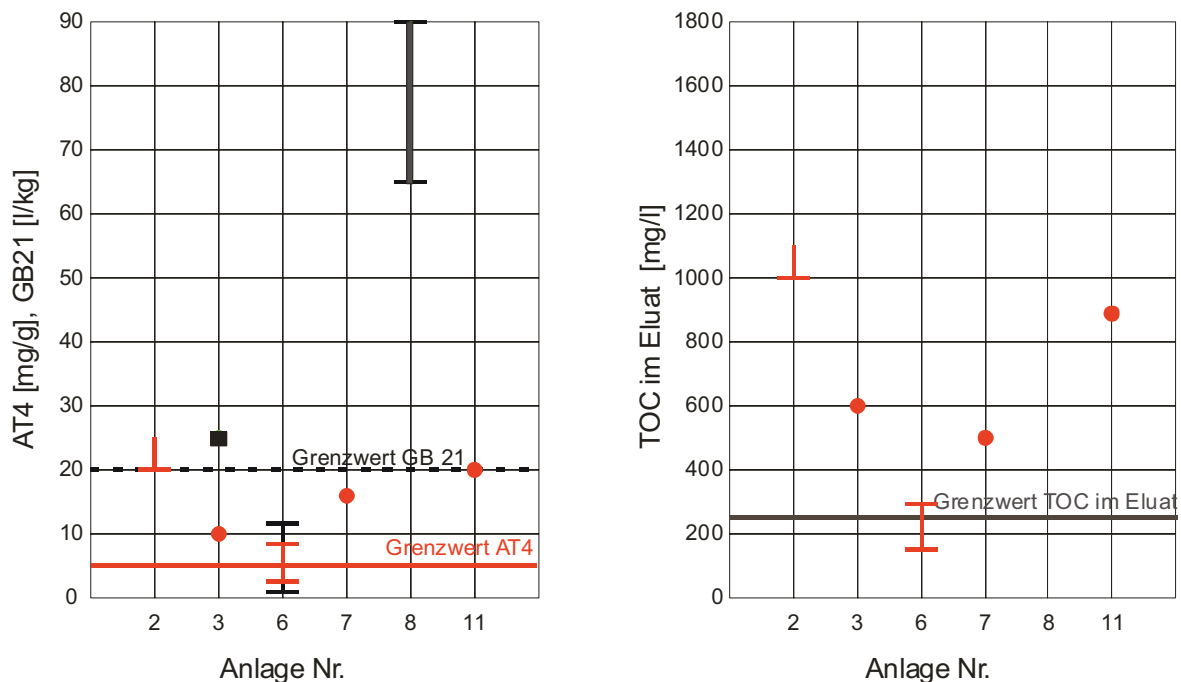


Abbildung 1 Werte für AT4 und GB 21 (linke Grafik) sowie TOC im Eluat (rechte Grafik) nach Auskunft der Betreiber im Jahr 2001 (BOCKREIS ET AL., 2001)

Es lässt sich erkennen, dass die Zuordnungswerte bei allen drei Parametern nur in einigen Ausnahmen eingehalten wurden. Am seltensten erreicht wurde der Zuordnungswert TOC im Eluat. Die Ergebnisse zeigten generell, dass die untersuchten mechanisch-biologisch vorbehandelten Abfälle in nur wenigen Fällen die Kriterien für eine Ablagerung auf Deponien erfüllten und somit noch erhebliches Optimierungspotential hinsichtlich der Behandlung im Hinblick auf die Ablagerung des Outputs bestand.

3.2 Analyseergebnisse in Abhängigkeit der Zeitdauer einer mechanisch-biologischen Behandlung im Jahr 2005

Nachfolgend werden die Ergebnisse der Analytik des Abfallinputs und des Outputs einer MBA nach einer aeroben Behandlung von 4, 6, 9 bzw. 12 Wochen Dauer dargestellt. Durchgeführt wurden die Untersuchungen während des Anlagenbetriebs im Jahr Abfallforschungstage 2006 www.wasteconsult.de

2005. In Abbildung 2 sind die Resultate der Analyseparameter AT4, GB21, TOC im Feststoff und TOC im Eluat den jeweiligen Zuordnungswerten gemäß Anhang 2 der ABFABLIV (2001) gegenübergestellt. Es ist eine deutliche Abnahme der Reaktivität der Abfälle über die Zeitdauer der biologischen Behandlung festzustellen. Es lässt sich erkennen, dass die geforderten Grenzwerte bei allen Parametern - gesteuert durch eine entsprechende Behandlungszeit - grundsätzlich eingehalten werden können.

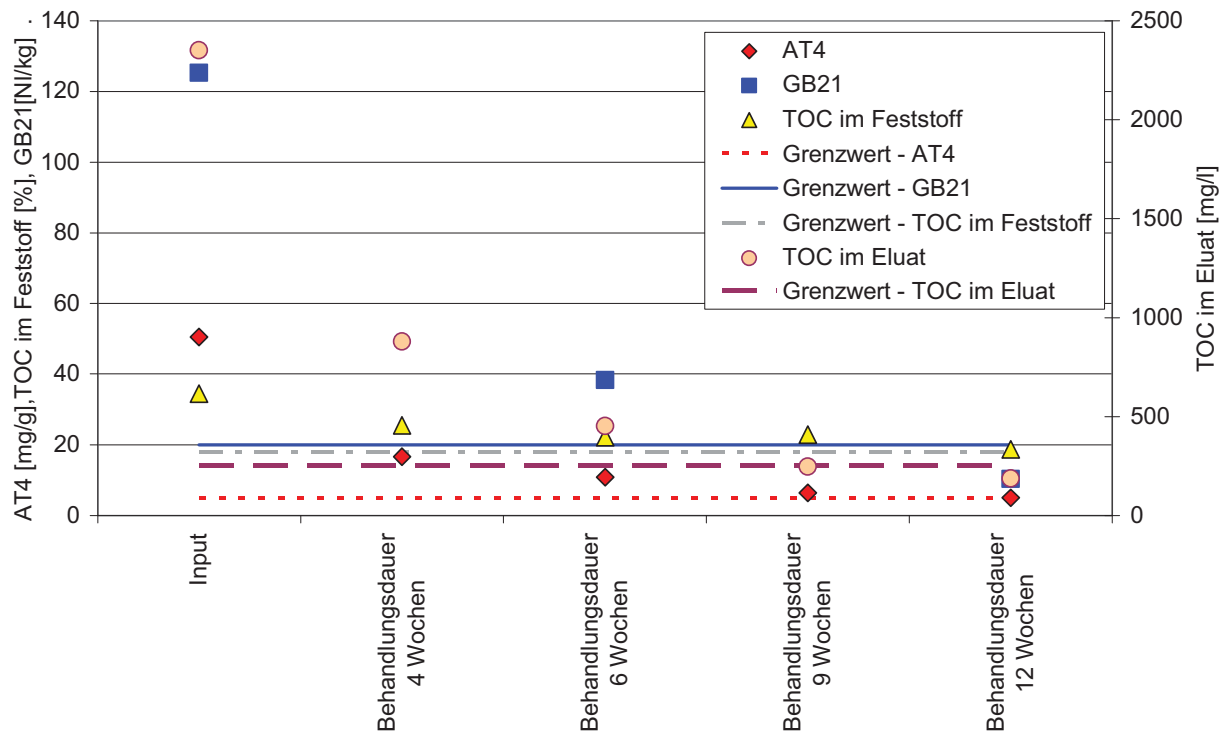


Abbildung 2 Werte für AT4, GB21, TOC im Feststoff und TOC im Eluat in Abhängigkeit der Behandlungsdauer im Jahr 2005

3.3 Schwankungsbreite von Analyseergebnissen

In diesem Kapitel erfolgt die Darstellung verschiedener Analyseergebnisse vor dem Hintergrund ihrer Schwankungsbreite, die im Bereich der Abfallbehandlung insbesondere durch die Heterogenität der Abfälle sowie der Schwierigkeit einer repräsentativen Probenahme bedingt wird.

Bei der Betrachtung der Schwankungsbreite von Analyseergebnissen ist dabei zum Einen von Interesse, inwieweit die Ergebnisse der Untersuchungen von unaufbereitetem Abfall, d.h. in seinem originären und vergleichsweise heterogenen Zustand, abweichen. Zum Anderen wird untersucht, inwieweit bei der Verwendung von Material, das durch eine Aufbereitung im Vergleich zum unaufbereitetem originären Abfall in einer homogeneeren Form vorliegt, ebenfalls eine Abweichung der Ergebnisse der Analysen festzustellen ist. In diesem Zusammenhang war insbesondere die Abweichung bzw. die Plau-

sibilität der Ergebnisse bei der Untersuchung von Proben gemeinsamen Ursprungs und nach zentraler Aufbereitung durch verschiedene Labore von Interesse. Weiterhin wurde betrachtet, ob sich Unterschiede in der Schwankungsbreite der Analyseergebnisse bei der Durchführung von Analysen der erst über einen kurzen Zeitraum angewendeten Parameter und Methoden, wie dem AT4, im Vergleich zu bereits langfristig standardisierten und etablierten Parametern und Methoden, wie dem TOC im Feststoff oder Eluat, erkennen lassen.

3.3.1 AT4

In Abbildung 3 sind die Ergebnisse eines Ringsversuchs für den Parameter AT4 in Österreich (IGW, 2004) dargestellt. Wie die Auswertung zeigt, wurde innerhalb der Labore eine vergleichsweise gute Reproduktion der Analyseergebnisse erzielt; zwischen den einzelnen Laboren jedoch wichen die Analyseergebnisse stark voneinander ab. Als einen wesentlichen, d.h. das Analyseergebnis in hohem Maß beeinflussenden Parameter, erwies sich der Wassergehalt. Abweichend zu der in der AbfAbIV beschriebenen Vorgehensweise mittels Saugflasche findet aufgrund der größeren Praktikabilität die Methodik der Faustprobe ebenfalls Anwendung. Hier zeichnet sich der Bedarf nach der Validierung und gegebenenfalls Überarbeitung der vorgeschriebenen Methodik ab.

Bei der Anwendung des Parameters GB21 zeigte sich eine ähnlich Tendenz hinsichtlich der internen und externen Reproduzierbarkeit der Analyseergebnisse. (IGW, 2004)

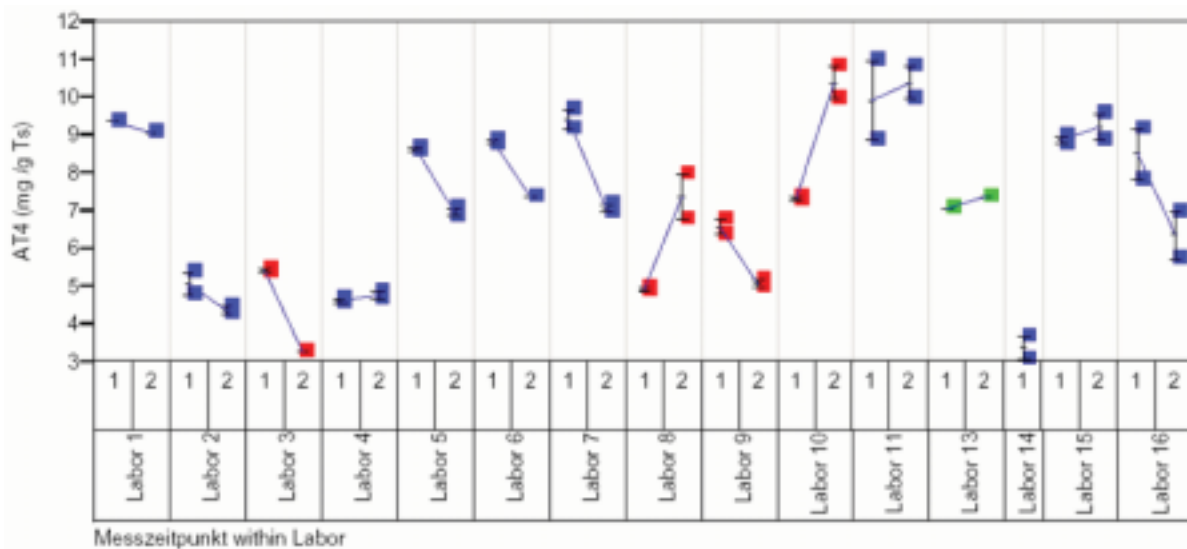


Abbildung 3 Ergebnisse eines Ringversuchs für AT4 in Österreich (IGW, 2004)

3.3.2 TOC im Feststoff

Die Untersuchungen hinsichtlich des Parameters TOC im Feststoff erfolgte anhand von Material aus der Nachrotte einer MBA. Bei den zentral aufbereiteten Proben erfolgten die Probennahme und Aufbereitung der Abfälle durch das Labor des Institutes WAR, während die eigentlichen Analysen parallel durch weitere Labore durchgeführt wurden. Die untersuchten Proben lassen sich wie folgt charakterisieren:

- Proben 1 – 4: MBA-Material, Versendung der Proben ohne vorherige zentrale Aufbereitung
- Proben 5 – 11: MBA-Material, Versendung der Proben nach vorheriger zentraler Aufbereitung (analysenfein < 0,2 mm)

Somit kommen bei den Proben 1 – 4 als mögliche Quelle für Schwankungen der Ergebnisse die Schritte Aufbereitung und Analytik in Frage, während bei den Proben 5 – 11 lediglich die Analytik Quelle für abweichende Ergebnisse sein kann.

In Abbildung 4 sind die Ergebnisse der Untersuchungen bezüglich TOC im Feststoff der einzelnen Proben und verschiedenen Labore sowie der Grenzwert von 18 Masse-% (ABFABLIV, 2001) dargestellt.

Bei den nicht zentral aufbereiteten Proben 1 – 4 liegen die Analyseergebnisse des Labors 2 dicht beieinander und unterschreiten den Grenzwert. Dabei ist über die vier Proben eine geringe Abnahme des TOC festzustellen. Dies korrespondiert mit den jeweils über die ansteigende Probennummerierung längeren Behandlungsdauern. Die Werte sind somit als plausibel einzustufen. Im Vergleich dazu liefert Labor 4 stark voneinander abweichende Werte, von denen die Ergebnisse der Proben 1 und 3 zu hoch liegen und als nicht plausibel einzustufen sind, während die Werte für die Proben 2 und 4 mit denen des Labors 2 korrespondieren und als plausibel einzustufen sind.

Bei den Proben 5 – 9 liefern die Labore 2 und 3 voneinander abweichende Resultate, wobei die Werte des Labors 3 bei der überwiegenden Anzahl der Proben unter denen des Labors 2 liegen. Die TOC-Werte für Probe 10 sind bei Labor 2 und 3 identisch, während Labor 4 einen geringeren Wert nennt. Die größte Schwankung ist bei Probe 12 festzustellen: während Labor 4 mit einem Wert von 19 Masse-% den Grenzwert geringfügig überschreitet, wird dieser durch einen TOC von rund 4 Masse-% durch Labor 3 deutlich unterschritten. Grundsätzlich ist kein Zusammenhang zwischen dem Ursprung der Probe und der Abweichung der TOC-Werte erkennbar.

Generell zeigen die Ergebnisse, dass die größten Abweichungen der Analyseresultate innerhalb einer Probe bei den im originären Zustand ohne zentrale Aufbereitung versendeten Proben feststellbar sind. Dies lässt auf einen erheblichen Einfluss des Schrittes der Aufbereitung auf das Gesamtanalyseergebnis schließen.

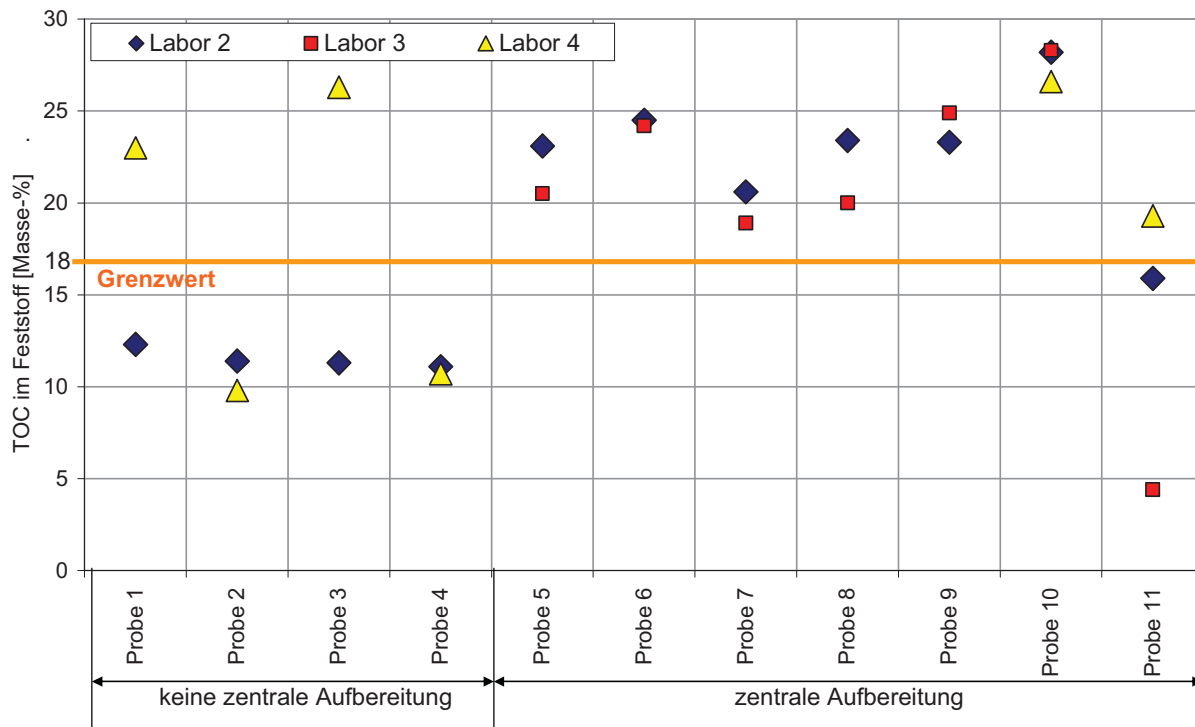


Abbildung 4 Ergebnisse der Parallelanalyse für TOC im Feststoff durch verschiedene Labore

3.3.3 TOC im Eluat

Die Untersuchungen hinsichtlich des Parameters TOC im Eluat erfolgten anhand von Material aus der Intensiv- und Nachrotte einer MBA. Um den Einfluss der Probenaufbereitung auf das Analyseergebnis zu reduzieren, wurden die Probennahme und Aufbereitung der Abfälle auf <10 mm zentral durch das Labor des Institutes WAR durchgeführt. Zur Analyse wurde lediglich das aufbereitete Material an ein weiteres Labor versendet und parallel analysiert.

Abbildung 5 zeigt die Ergebnisse der Untersuchungen bezüglich TOC im Eluat der einzelnen Proben und verschiedenen Labore sowie den Grenzwert von 250 mg/l (AbfAbIV, 2001).

Es ist zu erkennen, dass die Werte des Labors 2 keinen plausiblen Zusammenhang zu dem unterschiedlichen Ursprung des Materials aufweisen: So werden für das noch aktivere Material aus Intensivrotte (Proben 1 – 5) vergleichbare Werte wie für das weiter stabilisierte Material aus der anschließenden Nachrotte (Proben 6 – 12) angegeben. Die Analysewerte des Labors 2 lassen mit Ausnahme einer Probe eine Ablagerung des Materials zu. Generell weisen die Werte des Labors 2 somit eine vergleichsweise geringere Spannweite auf, die im Fall der unterschiedlichen Probenquellen auf nicht plausible Messwerte – insbesondere für das Material aus der Intensivrotte – schließen lässt.

Im Vergleich dazu lässt sich bei den Analyseergebnissen von Labor 1 der Zusammenhang zu den unterschiedlichen Probenahmequellen gut erkennen: Das Material aus

der Intensivrotte weist in der überwiegenden Anzahl der Proben deutlich höhere Werte als das Material aus der Nachrotte auf und unterschreitet den Grenzwert nicht. Für das Material aus der Nachrotte liefert Labor 1 Werte, die bei der überwiegenden Anzahl der Proben eine Ablagerung erlaubt. Grundsätzlich korrespondieren die von Labor 1 genannten Werte mit dem jeweiligen Ursprung des Materials und sind somit als plausibel einzustufen.

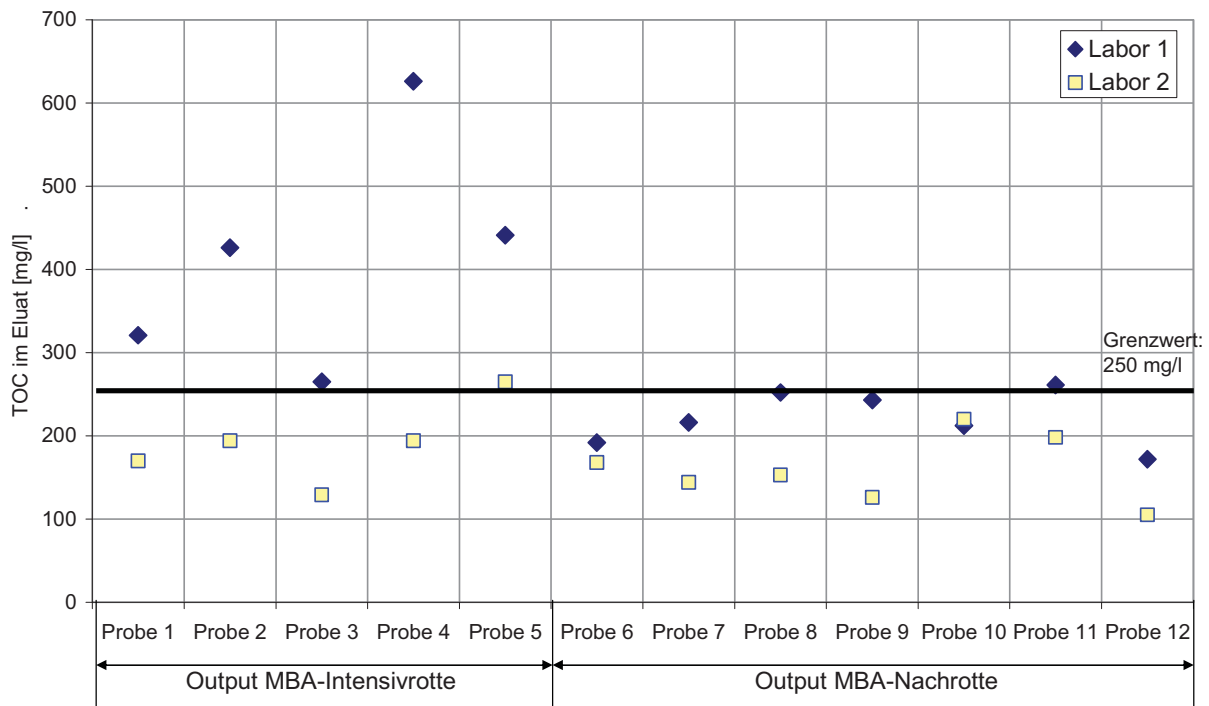


Abbildung 5 Ergebnisse der Parallelanalyse für TOC im Eluat durch verschiedene Labore

4 Zusammenfassung

Zur Bewertung der Ablagerungseigenschaften sind in der AbfAbIV (2001) Zuordnungskriterien definiert, deren Zuordnungswerte für eine Deponierung des Materials seit dem 01.06.2005 einzuhalten sind. Neben bereits in der TA Siedlungsabfall (1993) festgeschriebenen etablierten Parametern wurden als so genannte Alternativparameter zur Beurteilung der biologischen Aktivität die Atmungsaktivität AT4 und alternativ das Gasbildungspotential GB21 als Zuordnungskriterien ergänzt. Grundlage für die Analysemethoden sind die Ergebnisse der im Rahmen des BMBF-Verbundvorhabens "Mechanisch-biologische Behandlung von zu deponierenden Abfällen" von der Arbeitsgruppe Qualitätssicherung durchgeführten Ringversuche und die daraus abgeleiteten Methodenvorschläge.

Die Erfahrungen zeigen, dass in der Praxis der Parameter AT4 häufiger als der GB21 Anwendung findet, was zum Einen auf den kürzeren Analysenzeitraum und die somit schnellere Verfügbarkeit der Ergebnisse und zum Anderen auf die damit verbundenen

geringeren Kosten zurückführen ist. Im Vergleich dazu ist der Analysenaufwand für den GB21 höher, so dass die Werte erst nach mindestens der vierfachen Zeitdauer im Vergleich zum AT4 vorliegen und damit verbunden der Kostenaufwand auch höher ausfällt. Im Hinblick auf die Bewertung der Ablagerungsfähigkeit des Materials zeigt sich jedoch, dass der Zuordnungswert für den GB21 verglichen mit dem für den AT4 leichter einzuhalten ist.

Als derjenige Parameter, der für die Ablagerung mechanisch-biologisch behandelter Abfälle am schwierigsten einzuhalten ist, hat sich anhand der Praxiserfahrungen der TOC im Eluat herausgestellt.

Grundsätzlich ist festzustellen, dass die MBA mit der Anlagentechnik ab 2005 in der Lage ist, durch Separation und Prozessoptimierung ein weitgehend stabilisiertes ablagerungsfähiges Output zu erzeugen. Für den optimalen kontinuierlichen Betrieb einer Anlage - insbesondere vor dem Hintergrund der Betriebskosten - ist es von immenser Bedeutung, dass für die Bewertung des Outputs praktikable und reproduzierbare Mess- und Analysemethoden zur Verfügung stehen. Die mittlerweile verfügbaren Erfahrungen zeigen, dass nicht nur die Prozess- und Anlagentechnik, sondern auch die Mess- und Analysetechnik Optimierungspotentiale bietet. So deuten die Analyseergebnisse nicht nur bei den relativ jungen Alternativparametern, wie AT4 und GB21, sondern auch bei etablierten Methoden, wie TOC im Feststoff und TOC im Eluat, auf den Bedarf nach einer kritischen Reflektion der Analysemethoden hin. Von besonderem Interesse ist dabei der Aspekt der Praktikabilität der Durchführung der kompletten Analyse, d.h. einschließlich des Schritts der Probennahme und Aufbereitung im Hinblick auf die Erzielbarkeit plausibler und reproduzierbarer Ergebnisse. Weiterhin ist in diesem Zusammenhang auch eine Untersuchung der Korrelation der Zuordnungskriterien und –werte anzustreben. Es ist wünschenswert, die bereits während der Methodenentwicklung geäußerte Forderung nach einer der Überprüfung und Qualitätssicherung der Methoden auf Basis der Praxiserfahrungen zeitnah umzusetzen.

5 Literatur

- | | | |
|----------------------------------------|------|-------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| AbfAbIV | 2001 | Verordnung über die umweltverträgliche Ablagerung von Siedlungsabfällen (Abfallablagerungsverordnung AbfAbIV), Artikel 1 der Verordnung über die umweltverträgliche Ablagerung von Siedlungsabfällen und über biologische Abfallbehandlungsanlagen in der Fassung vom 20.02.2001, 31.01.2001 Bundesgesetzblatt Teil I, Nr. 10, S. 305-324, Bonn, 27.02.2001 |
| Bockreis, A.; Brockmann, C.; Jager, J. | 2000 | Testmethoden für die Bewertung der Ablagerungseignung von MBA-Abfällen, in: Brandenburgische Umwelt |

- Berichte, Nr. 6: „Die Zukunft der mechanisch-biologischen Abfallbehandlung“. Potsdam, 2000
- Bockreis, A.; Steinberg, I.; Jager, J.: 2001 Anforderungen an die Ablagerung von MBA-Abfällen, in: Verein zur Förderung des Instituts WAR (Hrsg.): 63. Darmstädter Seminar – Abfalltechnik – Auswirkungen der Verordnung über die umweltverträgliche Ablagerung von Siedlungsabfällen und über biologische Behandlungsanlagen, Schriftenreihe WAR Bd. 135, Darmstadt (DE) 2001, S. 10 – 21, ISBN 3-392518-31-4
- Brockmann, C.; Bockreis, A.; Danhamer, H.; Jager, J. 1999 Analytische Qualitätssicherung im Verbundvorhaben. Verbundvorhaben „Mechanisch-biologische Behandlung von zu deponierenden Abfällen“. Beiträge der Ergebnispräsentation. Potsdam, 1999
- IGW 2004 Ringversuch für die Stabilitätsparameter zur Beurteilung von mechanisch-biologisch vorbehandelten Abfällen, durchgeführt für das Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Wien, Österreich. 2004
- TA Siedlungsabfall 1993 Dritte allgemeine Verwaltungsvorschrift zum Abfallgesetz (TA Siedlungsabfall). Technische Anleitung zur Verwertung, Behandlung und sonstigen Entsorgung von Siedlungsabfällen vom 14.05.1993. BAnz. Nr. 99a

Anschrift der Verfasserinnen

Dr. Anke Bockreis, Dr. Iris Steinberg
Institut WAR, Fachgebiet Abfalltechnik, TU Darmstadt
Petersenstr. 13
D- 64287 Darmstadt
a.bockreis@iwar.tu-darmstadt.de
<http://www.iwar.bauing.tu-darmstadt.de/abft/Deutsch/index.htm>

Beurteilung der Reaktivität von Abfällen

- Anwendbarkeit der für mechanisch-biologisch behandelten Restabfall entwickelten Methoden bei anderen Abfällen.

Erwin Binner

Institut für Abfallwirtschaft, Department für Wasser – Atmosphäre – Umwelt
Universität für Bodenkultur Wien

Assessment of Reactivity of Wastes - Practicability of Methods Developed for MBP-Output with other Wastes

Abstract

In the run-up for amending the landfill ordinance, parameters were developed to assess the stability/reactivity of mechanical-biologically pre-treated residual waste. Methods for Respiration Activity (AT_4) and Gas Generation Sum in the Incubation-Test (GS_{21}) were established by the Austrian Standards Institute. As laboratory practice shows, these methods also are used for the assessment of other wastes (sewage sludge, commercial waste, material from abandoned sites, bio-waste compost). Whether respectively to what extent these for MBP-output developed methods are suitable for other wastes too, is discussed in this paper.

Abstract

Im Vorfeld zur Novellierung der Deponieverordnung wurden Methoden zur Beurteilung der Stabilität/Reaktivität von mechanisch-biologisch behandeltem Restabfall entwickelt. Ö-NORMEN für Atmungsaktivität (AT_4) und Gasspendensumme im Inkubationsversuch (GS_{21}) wurden verabschiedet. Wie die Laborpraxis zeigt, sollen diese Methoden auch für die Beurteilung anderer Abfälle (Klärschlamm, Gewerbeabfall, Altlastenmaterial, Bioabfallkompost) herangezogen werden. Ob bzw. wieweit diese für MBA-Output entwickelten Methoden auch für andere Abfälle geeignet sind, wird in diesem Beitrag diskutiert.

Keywords

Reactivity, MBP, Sewage Sludge, Abandoned Sites, Compost, Respiration Activity, Gas Formation Potential

Reaktivität, MBA, Klärschlamm, Altlast, Kompost, Atmungsaktivität, Gasbildungspotential

1 Einleitung

In der Novelle zur Österreichischen Deponieverordnung 2004 (DEPVO, BGBl. NR. 164/96, Novelle 2004) wurden in Ergänzung des Brennwertes, Grenzwerte für die biologische Reaktivität von MBA-Material festgelegt. Die Beurteilung hat über einen aeroben Test (Atmungsaktivität) und einen anaeroben Test (Gasbildung) zu erfolgen. Um

die Ablagerungsbedingungen zu erfüllen, darf die AT_4 (Atmungsaktivität nach 4 Tagen Versuchsdauer) 7 mgO₂/g TM und die GS_{21} oder GB_{21} (Gasbildung nach 21 Tagen Versuchsdauer im Inkubationsversuch oder Gärtest) 20 NI/kg TM nicht überschreiten. Im November 2004 wurden Ö-NORMEN für die Reaktivitätsparameter verabschiedet.

Vermeehrt werden diese für mechanisch biologisch behandelten Restabfall entwickelten Methoden auch für die Beurteilung der biologischen Reaktivität von anderen Abfälle eingesetzt. Beispiele sind Klärschlamm, organische Fraktionen aus der Gewerbeabfallsortierung, Altlastenmaterialien u.a.m.. Unübliche Milieubedingungen bei der Behandlung (z.B.: Anaerobbehandlung, Trocknung, Kalkstabilisierung), eine andere Materialzusammensetzung (z.B.: hoher Sulfatgehalt) bzw. deutlich höhere Reaktivität (keine oder nur kurze biologische Behandlung) können jedoch zu Fehlinterpretationen bei Anwendung der Ö-NORM-Methoden führen.

2 Reaktivitätsparameter

2.1 Inkubationsversuch (GS_{21})

Als anaerobe Tests sind in Österreich Inkubationsversuch (GS_{21}) oder Gärtest (GB_{21}) erlaubt. Das beide Testmethoden gleichwertig sind, wurde unter anderem bei dem im Rahmen der Erarbeitung der entsprechenden Ö-NORMEN (Ö-NORM S 2027-2 und Ö-NORM S 2027-3) durchgeführten Ringversuch nachgewiesen (IGW, 2004). Wegen seiner Vorteile wird an unserem Institut der Inkubationsversuch bevorzugt. Abbildung 1 zeigt die dem Gärtest DEV S8 (1985) nachempfundene Versuchsanordnung. 2 bis 3 kg auf Wasserkapazität angefeuchtetes Probenmaterial werden in das Reaktionsgefäß eingewogen. Dieses wird durch einen Deckel sowie ein ca. 1,2 l fassendes Eudiometerrohr gasdicht verschlossen und in ein Wasserbad (40 °C) eingesetzt. Alle Bauteile sind aus Glas, wodurch Gasverluste vermieden werden können. Die gebildete Gasmenge kann in beliebigen Intervallen abgelesen (bei jeder Ablesung sind Raumtemperatur und aktueller Luftdruck zu erfassen), mittels PC-Auswerteprogramm auf Normalverhältnisse (0 °C, 1013 mbar) umgerechnet und summiert werden. Die Versuchsergebnisse werden als Gasspendensummenlinie (NI/kg TM) und Gasspendenganglinie (NI/kg TM.h) dargestellt. Obwohl die Gasbildung auch nach 240 Tagen noch nicht abgeschlossen ist, liegt bereits nach 21 Tagen Versuchsdauer ein repräsentativer Beurteilungswert vor. Eventuell auftretende zeitliche Verzögerungen (Adaptierungsphasen) sind durch entsprechende Verlängerung der Versuchsdauer rechnerisch zu kompensieren.

Vorteile des Inkubationsversuches sind die große Probenmenge (dadurch ist ein Doppelansatz ausreichend), die Temperatur von 40 °C (es muß auch in warmen Klimazonen nicht gekühlt werden) und die Tatsache, daß nicht geimpft werden muß. Durch die

Anordnung des Ausgleichsgefäßes im oberen Eudiometerbereich herrscht in der Versuchseinheit stets ein Überdruck, wodurch Undichtheiten leichter erkannt werden. Die mit zunehmendem hydrostatischen Druck steigenden Gasverluste machen sich durch kontinuierliches Abfallen der Gasspenden (NI/kg TM.h) bemerkbar. Nach einer Verringerung des hydrostatischen Druckes – dies tritt ein wenn das Eudiometer wieder mit Sperrflüssigkeit aufgefüllt wird – steigt die Gasspende sprunghaft an, um danach neuerlich kontinuierlich abzusinken.

Als Nachteil ist die Gefahr des Versäuerns bei sehr reaktivem Probenmaterial (Frischmaterial) zu nennen.

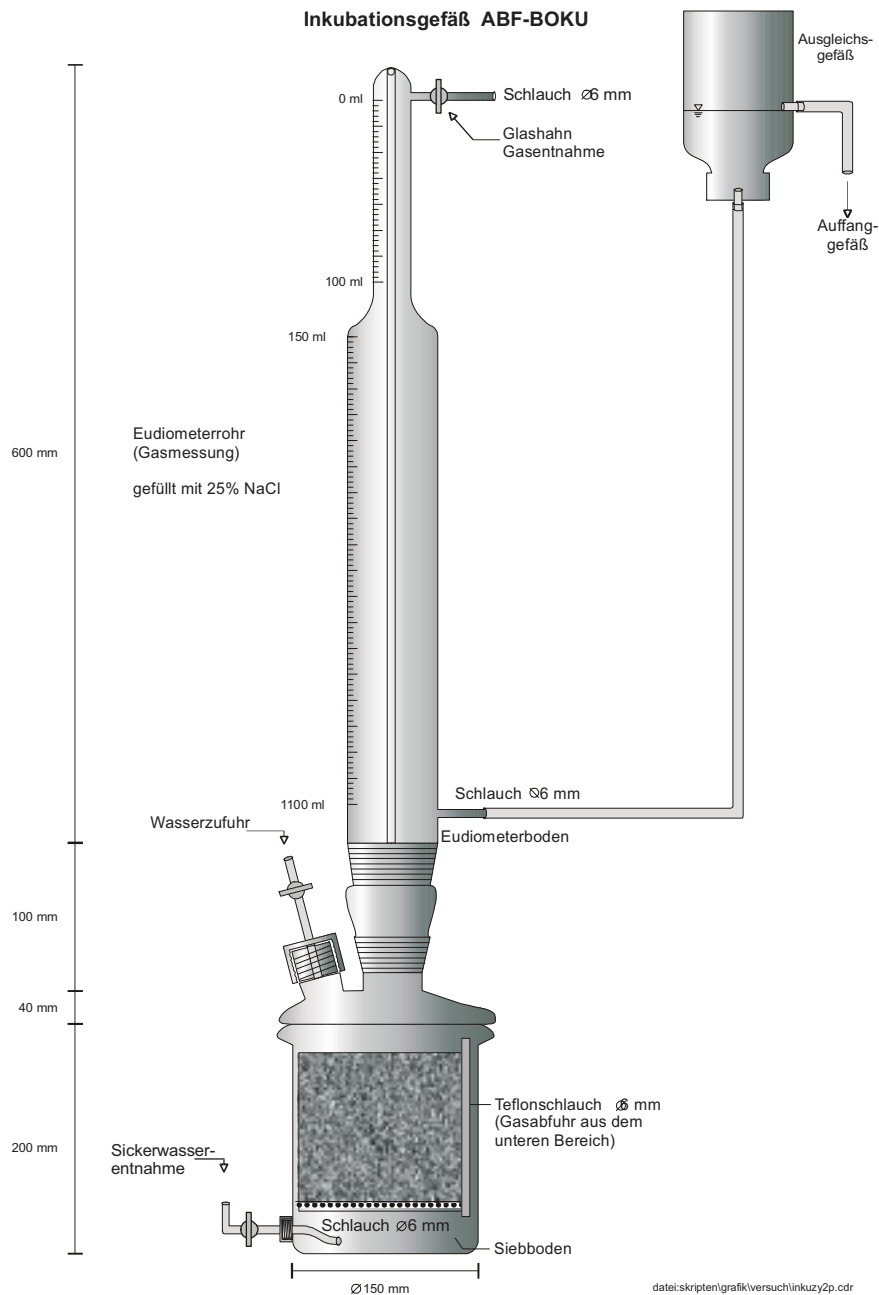


Abbildung 1 Versuchsanordnung (Inkubationsversuch) zur Bestimmung der Gasspendensumme

2.2 Atmungsaktivität (AT₄)

Die Atmungsaktivität (Ö-NORM S 2027-1) wird am ABF-BOKU mittels Sapromat (Versuchsanordnung siehe Abbildung 2) bestimmt. Das beim Abbau organischer Substanz gebildete CO₂ wird von Natronlauge absorbiert, wodurch im System Unterdruck entsteht. Die für den Ausgleich des Unterdruckes benötigte Sauerstoffmenge wird kontinuierlich aufgezeichnet.

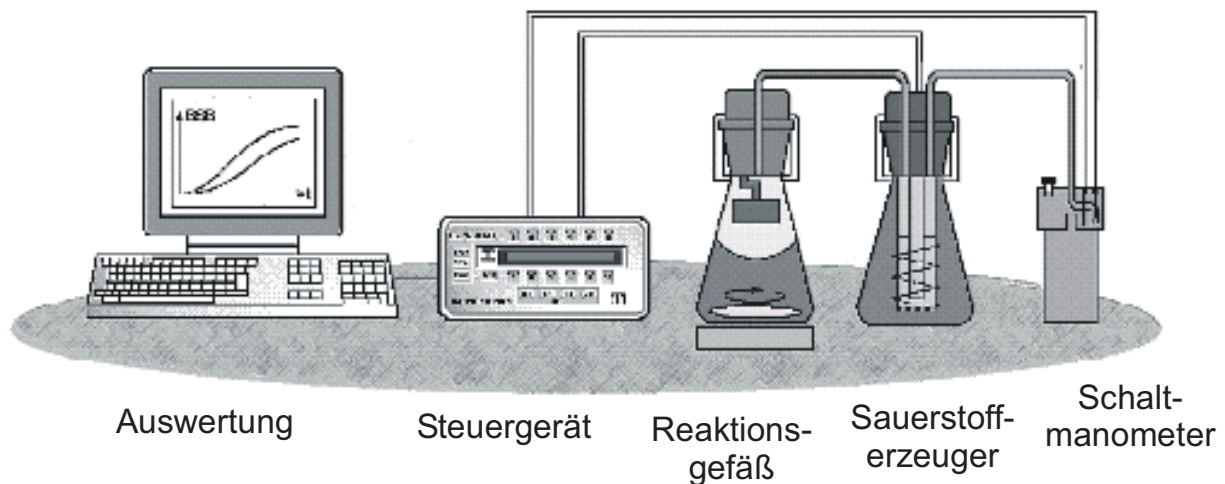


Abbildung 2 Versuchsanordnung (Sapromat) zur Bestimmung der Atmungsaktivität

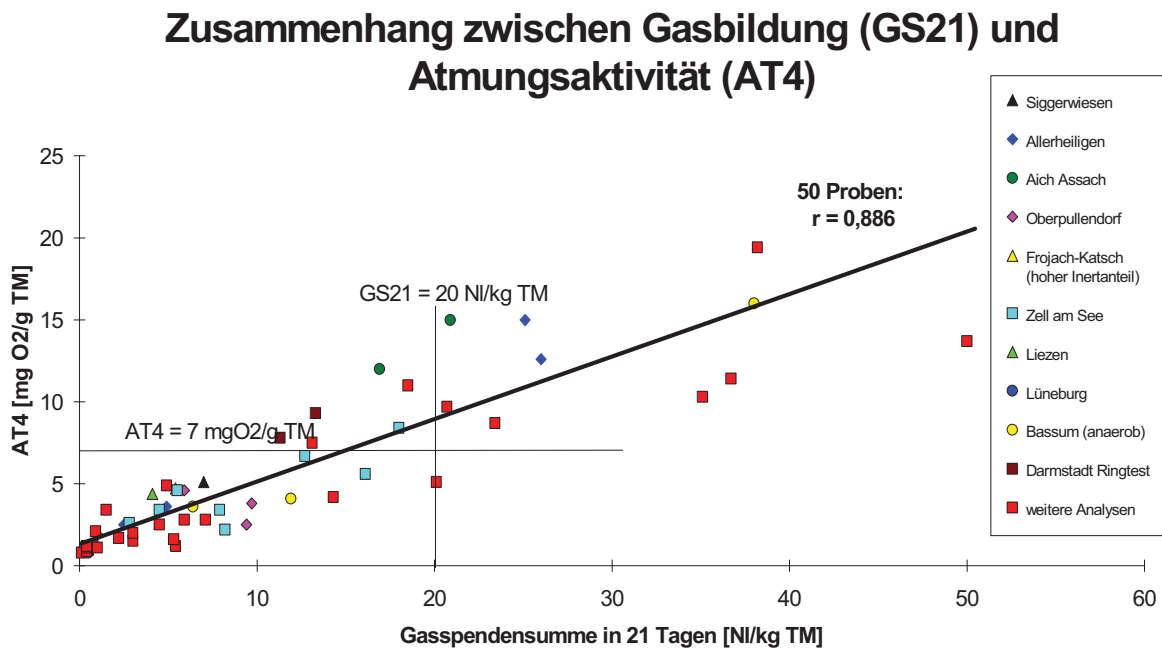


Abbildung 3 Korrelation zwischen Atmungsaktivität (AT₄) und Gasspendensumme (GS₂₁) von MBA-Material mit geringer bis mittlerer Reaktivität

Im Regelfall zeigt sich ein linearer Verlauf des Sauerstoffverbrauches über 7 bis 10 Tage. In einem Forschungsprojekt (BINNER ET AL., 1999) und vielen weiteren Untersuchungen wurden am ABF-BOKU bisher über 100 MBA-Materialien hinsichtlich ihrer Reaktivität analysiert.

Die statistische Auswertung zeigt eine ausgezeichnete Korrelation zwischen GS_{21} und AT_4 (Abbildung 3). Für 50 Proben mit geringer bis mittlerer ($GS_{21} < 50$ NI/kg TM) Reaktivität ergibt sich ein Korrelationskoeffizient von $r = 0,849$.

3 Untersuchungen anderer Abfälle

3.1 Output aus einer Restmüllsplittinganlage

In der Restmüllsplittinganlage Wien wird Restmüll durch Sieben in Fraktionen getrennt. Nach Abtrennen der Eisen- und Nichteisenmetalle werden unterschiedliche Brennstofffraktionen hergestellt. Die Fraktion < 50 mm wird regelmäßig hinsichtlich Einhaltung der Grenzwerte für MBA-Material untersucht. Die fehlende biologische Behandlung führt im Inkubationsversuch zu einer raschen Versäuerung des sehr reaktiven Materials. Extrem lange lag-Phasen sind die Folge.

Unsere Versuchsanordnung ermöglicht über im Boden- und Deckelbereich angebrachte Glashähne eine Sickerwasserkreislaufführung mittels Schlauchquetschpumpe. Dabei wird Sickerwasser entnommen, nach pH-Wertbestimmung mit NaOH-Plätzchen versetzt und über die Materialoberfläche rückgebracht. Dadurch kann der pH-Wert angehoben werden, ohne abbaubare organische Substanz aus dem System auszutragen. Dieser Vorgang wird mehrmals täglich wiederholt, bis der pH-Wert bleibend auf über 6,7 angehoben ist (Abbildung 4). Da Natronlauge nur vorsichtig zudosiert werden darf (auch ein zu hoher pH-Wert stoppt die biologische Aktivität) kann dies mehrere Wochen dauern.

Ein rascheres Abschätzen der Reaktivität von Frischmaterial ist im Aerobtest möglich. Allerdings sind auch bei der Bestimmung der Atmungsaktivität im Sapromat Fehlbefunde möglich. Der Sapromattest findet in einem geschlossenes System statt, bei dem zwar der verbrauchte Sauerstoff ergänzt wird, Stoffwechselprodukte jedoch nicht ausgetragen werden können. Die durchgezogene Linie in Abbildung 5 zeigt den Einfluß von Hemmeffekten, hervorgerufen durch diese Stoffwechselprodukte. Nach einer Versuchsdauer von ca. 1,5 Tagen kommt der Sauerstoffverbrauch zum Erliegen. Um hemmende Stoffwechselprodukte auszutragen wurde die Atmungsaktivitätsmethode am ABF-BOKU adaptiert. Zumindest einmal täglich wird das Reaktionsgefäß geöffnet, das Testmaterial für ca. 30 Minuten in einer Aluminiumtasse offen stehengelassen und anschließend (falls notwendig wird befeuchtet) wieder eingebaut. Wichtig ist, das erste „Auslüften“ bereits vor Einsetzen von Hemmeffekten durchzuführen. Zu beachten ist

dabei, daß auch das in der Raumluft enthaltenen CO₂ von den Natriumhydroxidplätzchen absorbiert wird. Die Variante Ballen 2 in Abbildung 6 zeigt, daß die Absorptionskapazität der Natriumhydroxidplätzchen dadurch erschöpft werden kann.

Restmüllfraktion aus der Splittinganlage Wien Gasspendensumme mit und ohne pH-Anhebung

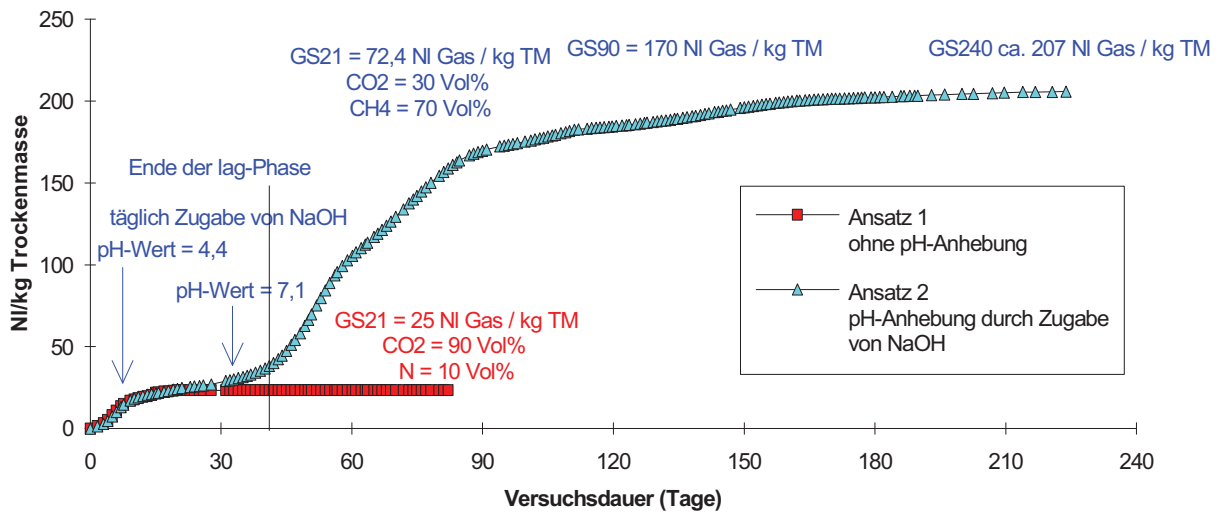


Abbildung 4 Gasspendensumme der Restmüllfraktion < 50 mm aus der Splittinganlage Wien - Beseitigung der Versäuerung durch Zugabe von Natronlauge

Restmüllfraktion <50 mm aus der Splittinganlage Wien Atmungsaktivität mit und ohne "Auslüften"

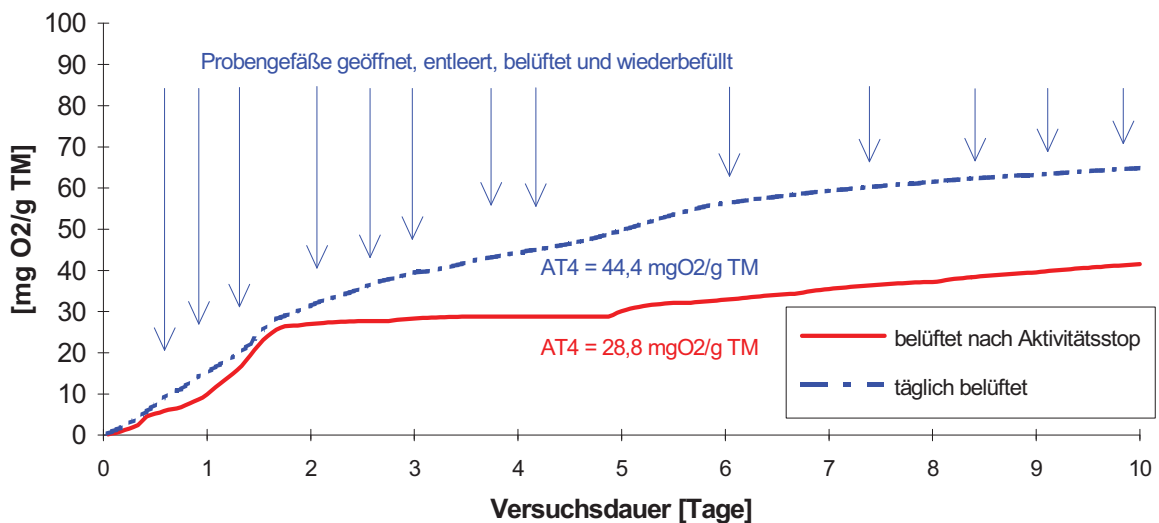


Abbildung 5 Atmungsaktivität der Restmüllfraktion < 50 mm aus der Splittinganlage Wien

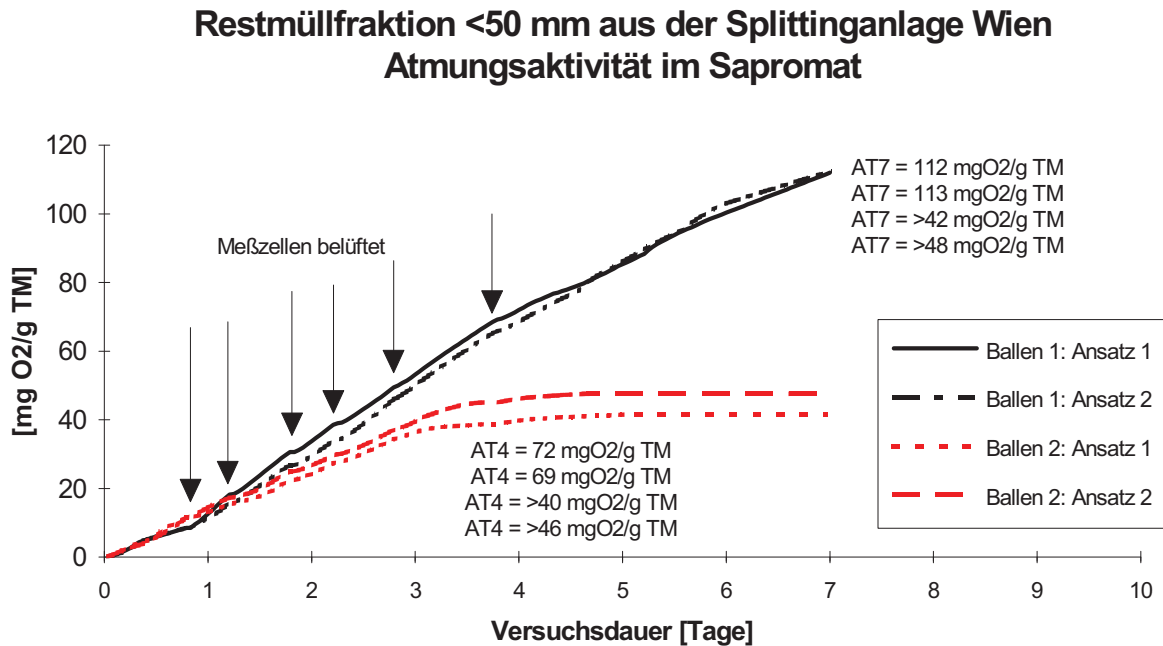


Abbildung 6 Atmungsaktivität der Restmüllfraktion < 50 mm aus der Splittinganlage Wien - Erschöpfung der Absorptionskapazität der Natriumhydroxidplättchen

Fazit: Sehr reaktive Abfälle (unbehandelte oder nur kurz behandelte Abfälle) können zur Versäuerung bzw. sehr langen lag-Phasen im Anaerobtest führen. Bei entsprechender Versuchsanordnung (Sickerwasserentnahme- und -aufgabemöglichkeit) können durch vorsichtiges Zudosieren von Natronlauge günstige Milieubedingungen eingestellt werden.

Im Aerobtest können Minderbefunde durch Hemmung der Mikroorganismen durch die eigenen Stoffwechselprodukte auftreten. Tägliches Belüften des Probenmaterials schafft Abhilfe.

3.2 Biologisch behandelte Feinfraktion (< 20 mm) aus einer Gewerbeabfallsortierungsanlage

In einem Mietenrotteversuch wurde untersucht, ob die Fraktion < 20 mm einer Gewerbeabfallsortierungsanlage nach 8 Wochen Rottedauer die Anforderungen der Deponieverordnung erfüllt. Die Atmungsaktivität betrug $AT_4 = 6,6 \text{ mgO}_2/\text{g TM}$, die Gasspendensumme $GS_{21} < 6,3 \text{ NI/kg TM}$. Der Kurvenverlauf zeigt jedoch nach ca. 8 Tagen Versuchsdauer eine ungewöhnlich rasche Abnahme der Gasbildung (siehe Abbildung 7). Eine aus diesem Grund entnommene Sickerwasserprobe zeigte keine Versäuerung ($\text{pH} = 6,9$), wies jedoch einen Sulfidgehalt von 375 mg/l auf. Als Ursache wird im Gewerbeabfall enthaltener Bauschutt vermutet (im Gips enthaltenes Sulfat wird unter anaeroben Milieubedingungen in Sulfid umgewandelt).

Feinfraktion aus einer Gewerbeabfallsortierung Gasspendensumme nach 8 Wochen Behandlung

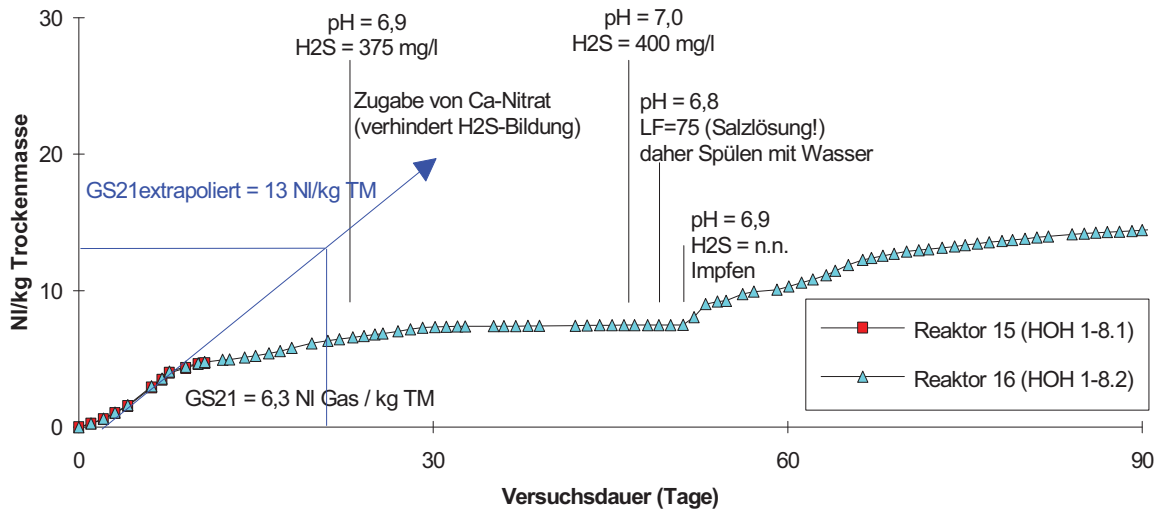


Abbildung 7 Gasspendensumme der Fraktion < 20 mm aus einer Gewerbeabfallsortieranlage nach 8 Wochen Mietenrotte – Hemmung durch Sulfidbildung

Feinfraktion aus einer Gewerbeabfallsortierung Atmungsaktivität nach 8 Wochen Behandlungsdauer

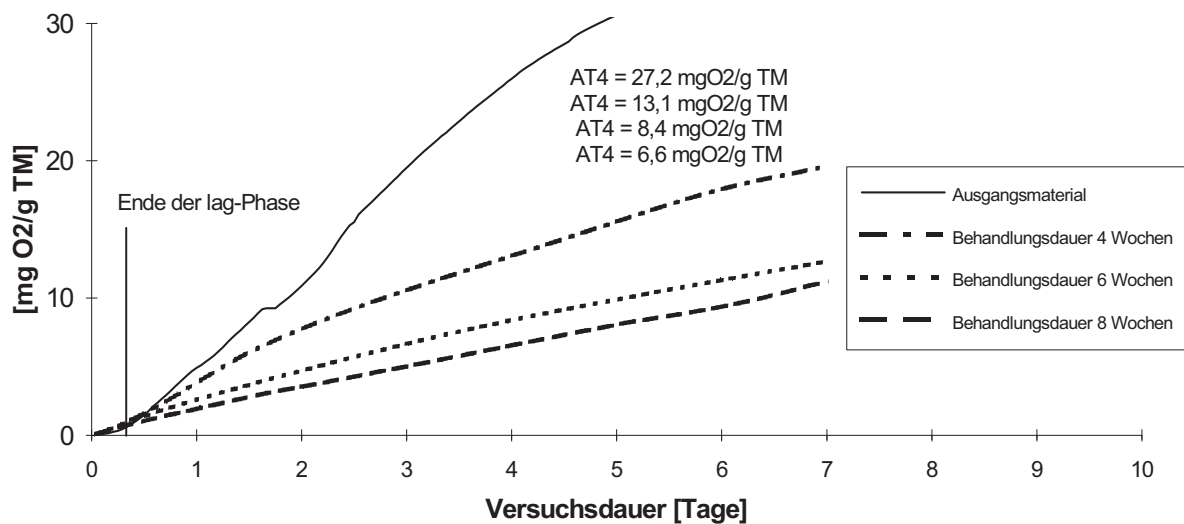


Abbildung 8 Atmungsaktivität der Fraktion < 20 mm aus einer Gewerbeabfallsortieranlage nach unterschiedlicher Rottedauer

Durch Sickerwasserkreislaufführung unter Zugabe von Calciumnitrat ($\text{Ca}(\text{NO}_3)_2 \cdot 4\text{H}_2\text{O}$) konnte Sulfid nach 51 Tagen Versuchsdauer nicht mehr nachgewiesen werden. Ein An-

stieg der Leitfähigkeit (85 mS/cm) machte jedoch ein Spülen mit Frischwasser erforderlich, wodurch natürlich auch lösliche organische Substanzen ausgetragen wurden. Nach dem Animpfen mit Faulschlamm stieg die Gasbildung deutlich an. Mit Versuchstag 72 wurde die Calciumnitratzugabe eingestellt, was zu einer neuerlichen Bildung von Sulfid führte. Eine exakte Bestimmung der GS_{21} war daher nicht möglich. Durch Extrapolation der Phase intensiver Gasbildung in der 1. Versuchswoche wurde eine GS_{21} von ca. 13 NI/kg TM abgeschätzt.

Beim Aerobtest werden durch Sulfat keine Störungen hervorgerufen. Abbildung 8 zeigt die Atmungsaktivitäten der Gewerbeabfallfraktion < 20 mm nach unterschiedlicher Rottedauer. Der Rottefortschritt kann mit Hilfe der AT_4 -Werte gut beurteilt werden.

Fazit: Sulfathaltige Abfälle können Minderbefunde im Anaerobtest aufweisen (Bildung von Sulfid), der Aerobtest wird nicht gestört. Calciumnitrat scheint auf Grund unserer bisherigen Erfahrungen ungeeignet zur Verhinderung der Sulfidbildung im Inkubationsversuch. Weitere Untersuchungen sind erforderlich.

3.3 Altlastenmaterial (vor und nach einer in-situ Aerobisierung)

Auf der Hausmülldeponie Mannersdorf/NÖ wurde ein mehrjähriges Forschungsprojekt zur in-situ Aerobisierung durchgeführt.

Der untersuchte Deponiebereich wurde vor 8 bis 18 Jahren geschüttet. Zur Dokumentation des Erfolges der Aerobisierung wurden vor Versuchsbeginn und während der Belüftung im Zeitintervall von 4 x 6 Monate jeweils 8 bis 20 Schürfe hergestellt und beprobt. Das gewonnene Probenmaterial (Feuchtsiebung vor Ort auf < 20 mm) wurde unter anderem auf Gasbildung und Atmungsaktivität analysiert.

Im Anaerobtest verhalten sich Altlastenmaterialien aus ehemaligen Hausmülldeponien unproblematisch. Im Regelfall treten kaum lag-Phasen bzw. Versäuerungen auf. Abbildung 9 zeigt die Gasspendensummen einer Probe vor der Aerobisierung und von 2 Proben nach 6 bzw. 18 Monaten Aerobisierungsdauer.

Abbildung 10 zeigt die Atmungsaktivität der selben Materialien. Anaerobe Materialien werden am ABF-BOKU routinemäßig vorbelüftet (BINNER, 2004). Damit werden bereits vor Versuchsbeginn für die aeroben Mikroorganismen günstige Milieubedingungen hergestellt. Der weitere Versuchsablauf erfolgt nach Ö-NORM S 2027-1. Die gut reproduzierbaren Ergebnisse bestätigen jene der Anaerobtests. Auffällig ist die gegenüber MBA-Material auftretende Verschiebung der Korrelation zwischen GS_{21} und AT_4 . Durch die anaeroben Milieubedingungen in der Deponie sind anaerob verfügbare Substanzen weitgehend abgebaut. Daher ist das aus den AT_4 Werten abgeschätzte Gasbildungspotential geringer als aus der für MBA-Material gefundenen Korrelation erwartet.

Aerobisierung Deponie Mannersdorf Gasspendensummen nach unterschiedl. Belüftung

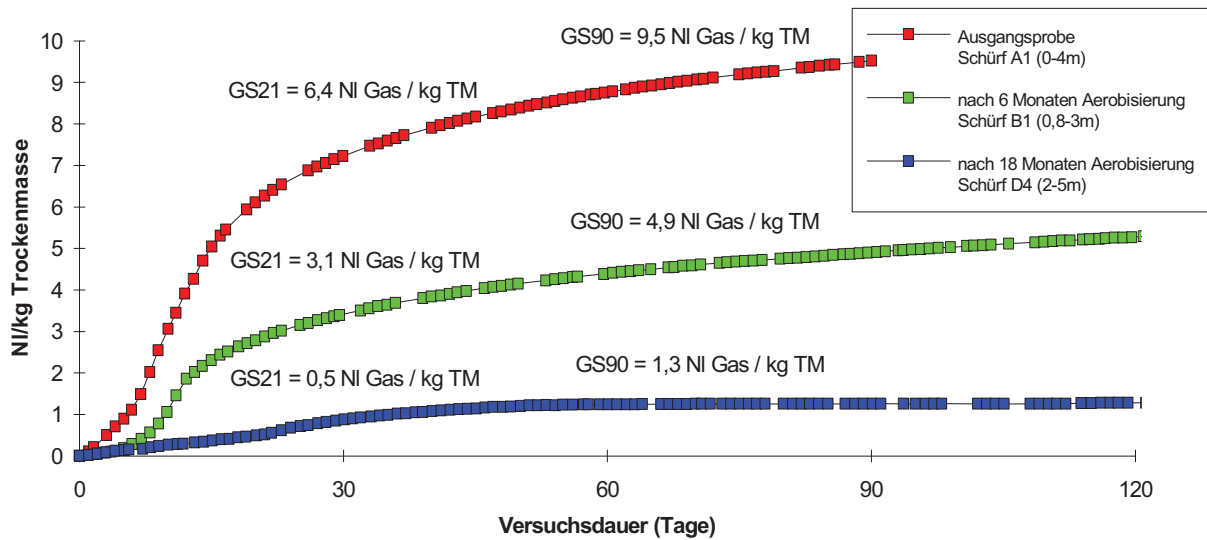


Abbildung 9 Gasspendensummen von Altlastmaterial (Ablagerungsdauer 8 bis 18 Jahre) nach unterschiedlicher Dauer einer in-situ Aerobisierung

Aerobisierung Deponie Mannersdorf Atmungsaktivität nach unterschiedlicher Belüftungsdauer

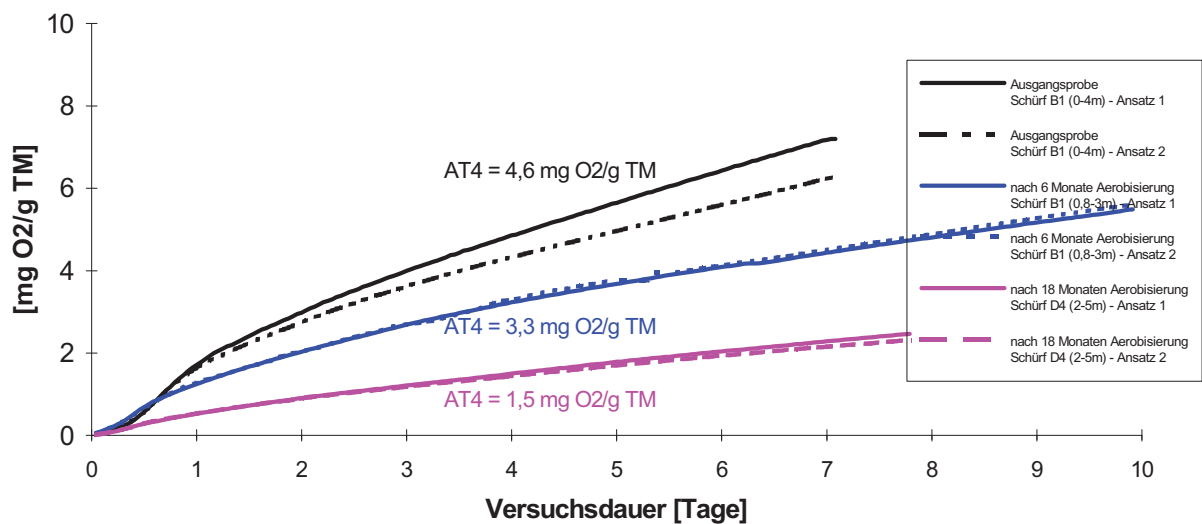


Abbildung 10 Atmungsaktivität von Altlastmaterial (Ablagerungsdauer 8 bis 18 Jahre) nach unterschiedlicher Dauer einer in-situ Aerobisierung

3.4 Klärschlamm

Auf der Deponie Linz-Asten/OÖ wurden jährlich 50.000 t FM Klärschlamm der Kläranlage Linz abgelagert. 2001 bis 2003 durchgeführte Untersuchungen zeigten, daß der Klärschlamm nach der derzeit durchgeführten Behandlung (Faulung, Entwässerung, Kalkstabilisierung) nicht den ab 2004 bezüglich Reaktivität geltenden Kriterien für die Ablagerung auf Massenabfalldeponien entspricht. Aus diesem Grund wurden weitere Behandlungsschritte (aerobe Behandlung) getestet. Im Zuge der Projekte wurden Klärschlämme unterschiedlichster Behandlungsdauer, aber auch bereits 1 bis 4 Jahre abgelagerte kalkstabilisierte Klärschlämme untersucht.

Um die Effizienz unterschiedlicher Behandlungen zu testen, werden Klärschlämme sinnvollerweise im Flüssigmilieu untersucht. Beim Atmungsaktivitätstest muß die Probe dabei allerdings ständig gerührt werden. Auf den Einfluß von toxischen Effekten, von Nitrifikations/Denitrifikationsvorgängen und durch chemische Reaktionen hervorgerufenem Unterdruck wurde bereits im Vortrag 2004 eingegangen (BINNER, 2004). So werden eventuell vorhandene toxische Effekte durch Zugabe von Glukose erkannt (bei Toxizität tritt keine Erhöhung des Sauerstoffverbrauches auf). Der Einfluß von Nitrifikations/Denitrifikationsvorgängen kann durch Zugabe von Nitrifikationshemmern (z.B. ATH = Aliothioharnstoff) beseitigt werden. Durch chemische Reaktionen hervorgerufener Unterdruck wird durch „Vergiften“ des Testansatzes (z.B. mit Natriumacid) erkannt bzw. herausgerechnet.

Probleme traten bei der Analyse der kalkstabilisierten, mehrere Jahre auf der Deponie abgelagerten Klärschlämme auf. Während bei den oben erwähnten Varianten unterschiedlicher Behandlung die Proben vor der Kalkstabilisierung entnommen wurden, war dies bei den Deponieprodukten nicht möglich. Der hohe pH-Wert (das 2 Jahre abgelagerte Material wies einen pH-Wert von > 10 auf) hemmt die Mikroorganismen sowohl beim Atmungsaktivitätstest als auch beim Inkubationsversuch.

In beiden Fällen kann der pH-Wert durch vorsichtiges Zudosieren von Phosphorsäure (H_3PO_4) in einen günstigen Bereich gesenkt werden.

Für den Anaerobtest wurden ca. 500 g Feuchtmasse ins Inkubationsgefäß eingewogen und mit ca. 2.200 ml H_2O aufgefüllt. Bei einem der Parallelansätze wurde täglich H_3PO_4 zugegeben bis am 71. Versuchstag ein pH-Wert von 7,7 erreicht war (Abbildung 11). Nach dem Impfen mit Faulschlamm setzte die Gasbildung ein. Die GS_{21} wurde mit 17 NI/kg TM errechnet (die vom Impfschlamm produzierte Gasmenge wurde abgezogen). Der Parallelansatz ohne Neutralisation zeigte bis zum Versuchsende nach 240 Tagen keine nennenswerte Gasbildung.

Ausgefauter kalkstabilisierter Klärschlamm Gasspendensumme nach 2 Jahren Deponie

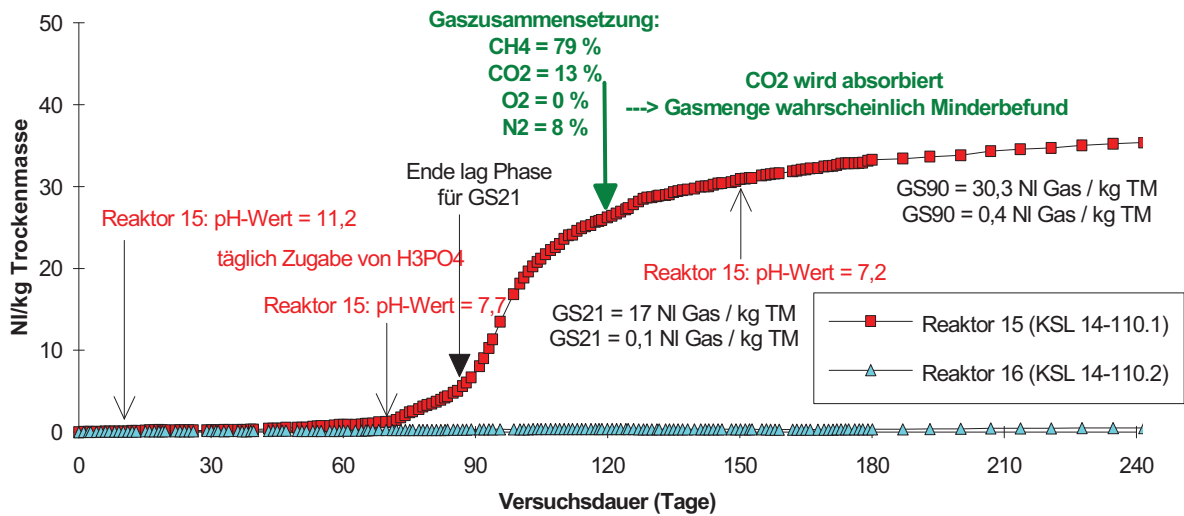


Abbildung 11 Gasspendensumme von kalkstabilisiertem Klärschlamm (Ablagerungsdauer 2 Jahre) – Analyse im Flüssigmilieu nach Neutralisation mit H₃PO₄ und Impfung mit Faulschlamm

Ausgefauter kalkstabilisierter Klärschlamm Atmungsaktivität nach 2 Jahren Deponie

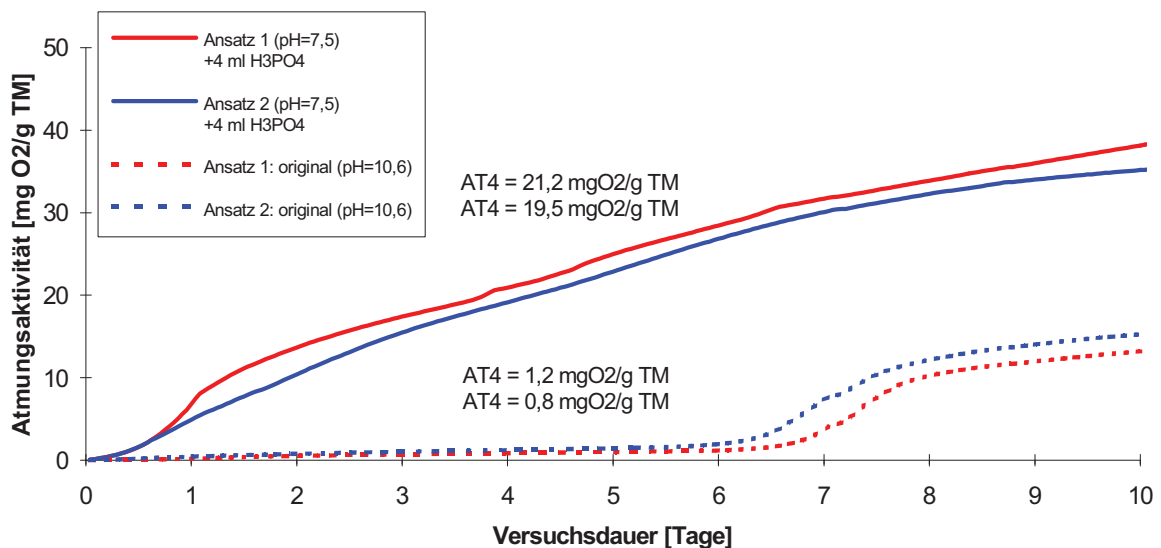


Abbildung 12 Atmungsaktivität von kalkstabilisiertem Klärschlamm (Ablagerungsdauer 2 Jahre) – Analyse im Flüssigmilieu nach Neutralisation mit H₃PO₄ und Impfung mit Kläranlagenablauf

Auf Grund der unüblichen Gaszusammensetzung (79 % CH₄, 13 % CO₂, der Rest war Stickstoff) wird vermutet, daß CO₂ zum Teil absorbiert wurde, daß demnach die errechnete GS₂₁ möglicherweise einen Minderbefund darstellt. Darauf weist auch der Vergleich der GS₂₁ mit der AT₄ hin. Beim biologisch vorbehandelten jedoch nicht kalkstabilisierten Klärschlamm war der Betrag der Gasbildung etwas höher als jener der Atmungsaktivität.

Für den Atmungsaktivitätstest wurden 150 g FM Festprobe mit 450 ml H₂O aufgeschlemmt und mit 4 ml H₃PO₄ versetzt. Der pH-Wert wurde dadurch auf 7,5 gesenkt. Von dieser Suspension wurden ca. 150 g in die Reaktionsgefäße eingewogen, mit 20 ml Kläranlagenablauf (dieser hatte einen vernachlässigbaren Sauerstoffverbrauch) geimpft und unter ständigem Rühren analysiert. Parallel wurde ein Doppelansatz mit Originalprobe angesetzt. Während die Originalprobe (Abbildung 12) eine Atmungsaktivität AT₄ = 1,0 mgO₂/g TM aufwies, verbrauchte der neutralisierte Ansatz in 4 Tagen 20,3 mgO₂/g TM.

Fazit: Kalkstabilisierter kommunaler Klärschlamm kann nach Neutralisation mittels H₃PO₄ hinsichtlich seiner Reaktivität beurteilt werden. Die Versuche sind im Flüssigmilieu durchzuführen. Nach erfolgter Neutralisation ist ein Animpfen (mit Faulschlamm bzw. Kläranlagenablauf) erforderlich. Eine weitere Untersuchung zeigte, daß diese Vorgangsweise auch bei industriellem Fällschlamm zielführend ist.

3.5 Bioabfallkompost

Im Bereich der Bioabfallkompostierung interessieren der Rottefortschritt während des Kompostierungsprozesses bzw. der Reifegrad der hergestellten Komposte. Das Gasbildungspotential von Bioabfällen ist nur bei vorgeschalteter Anaerobbehandlung von Bedeutung. Abbildung 13 zeigt die Gasspendensumme von frisch angeliefertem Bioabfall. Analog zu frischem Restmüll besteht die Gefahr des Versäuerns. Erfolgreiche Gegenmaßnahmen - Sickerwasserkreislaufführung mit NaOH-Zugabe zur Anhebung des pH-Wertes, Impfen - wurden bereits in Abschnitt 3.1 beschrieben.

Abbildung 14 zeigt, daß der Rottefortschritt mit Hilfe der Atmungsaktivität gut beurteilt werden kann. Bei sehr reaktivem Bioabfall muß allerdings zwischenbelüftet werden, um hemmende Stoffwechselprodukte aus dem Meßsystem austragen zu können. Bei gerottetem Material wie auch bei Endprodukten (Abbildung 15) liefert die Ö-NORM-Methode gut reproduzierbare Analyseergebnisse. Wie auch bei MBA-Material können anaerobe Milieubedingungen bzw. Austrocknen des Rottegutes während des Kompostierungsprozesses zu Minderbefunden führen. In diesen Fällen ist ein Vorbelüften des Probenmaterials erforderlich.

Bioabfallkompostierung Gasspendensumme von Bioabfall

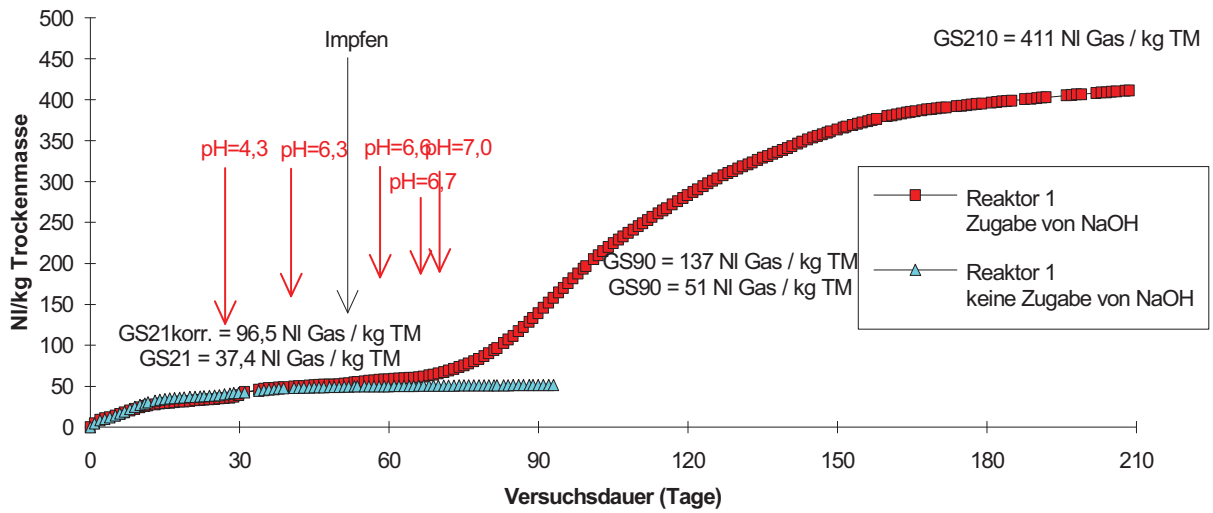


Abbildung 13 Gasspendensumme von Bioabfall – nach Neutralisation mit NaOH und Impfung mit Faulschlamm

Bioabfallkompostierung Atmungsaktivität nach unterschiedlicher Behandlung

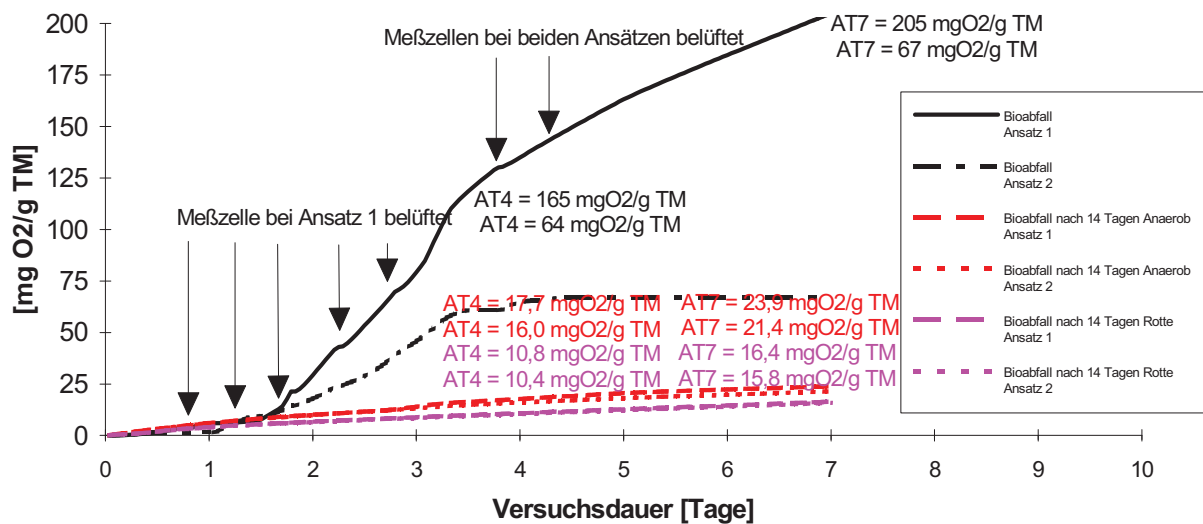


Abbildung 14 Atmungsaktivität von Bioabfall nach unterschiedlicher Behandlung

Bioabfallkompostierung Atmungsaktivität eines Reifkompostes

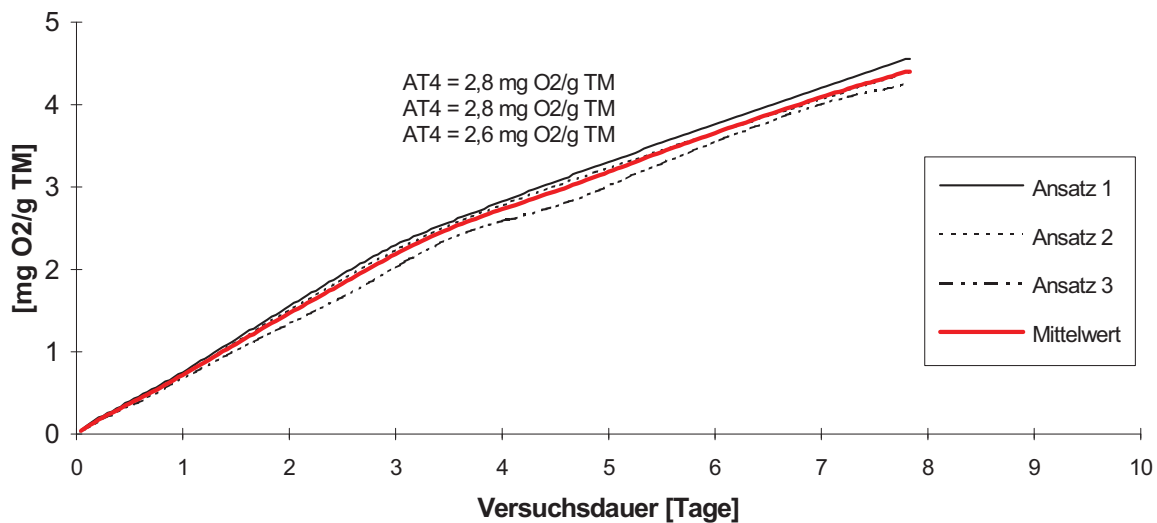


Abbildung 15 Atmungsaktivität von Bioabfallkompost

4 Zusammenfassung

Atmungsaktivität und Gasspendensumme - für die Beurteilung der Reaktivität von MBA-Material entwickelten Methoden - werden vermehrt auch für die Beurteilung anderer Abfälle eingesetzt. Zahlreiche Untersuchungen am ABF-BOKU zeigen, daß in Abhängigkeit vom zu untersuchenden Abfall Modifikationen der Analysemethoden erforderlich sind.

Im Inkubationsversuch hemmt die bei sehr reaktiven Materialien (unbehandelter Restmüll, Bioabfall) auftretende Versäuerung die anaeroben Mikroorganismen. Durch Neutralisation mit NaOH können günstige Milieubedingungen eingestellt werden. Bei kalkstabilisiertem Klärschlamm wiederum stört der hohe pH-Wert. Hier hat sich Neutralisation mit Phosphorsäure bewährt. Bei der Untersuchung von Abfallfraktionen unbekannter Herkunft sind möglicherweise vorhandene toxische bzw. hemmende Inhaltstoffe zu beachten. Sulfid (dieses entsteht unter anaeroben Bedingungen aus Sulfat) beispielsweise ist für anaerobe Mikroorganismen toxisch. Im Bauschutt enthaltener Gips stört daher den anaeroben Test. Altlastenmaterial aus ehemaligen Hausmülldeponien bereitet im Anaerobtest keine Schwierigkeiten.

Bei der Atmungsaktivitätsbestimmung mittels Sapromat hat sich ein Vorbelüften des Probenmaterials als vorteilhaft erwiesen. Bei anaeroben bzw. ausgetrockneten Materialien können dadurch rascher günstige Milieubedingungen für den aeroben Abbau hergestellt und lag-Phasen vermieden bzw. vermindert werden. Bei sehr reaktivem Material

tritt häufig Hemmung durch Stoffwechselprodukte auf. Diese müssen durch regelmäßiges Öffnen des Reaktionsgefäßes und kurzes Belüften des Probenmaterials (ca 30 Minuten stehenlassen an Raumluft) ausgetragen werden. Sulfat stört den Aerobtest nicht, allerdings können andere Inhaltstoffe Minderbefunde hervorrufen. Durch Zugabe von leicht verfügbarem Kohlenstoff (z.B. Glukose) können Toxizität bzw. Hemmeffekte erkannt werden.

Schlämme werden sinnvollerweise im Flüssigmilieu - unter ständigem Rühren – getestet. Bei kommunalem Klärschlamm und industriellem Fällschlamm wurden fallweise auch Mehrbefunde festgestellt. Das Meßprinzip des Sapromat interpretiert Unterdruck als Sauerstoffverbrauch. Auch ein durch chemische Reaktionen bzw. Nitrifikation / Denitrifikation verursachter Unterdruck wird daher als Sauerstoffverbrauch ausgewiesen. Durch Zugabe von Gift (Natriumacid) bzw. Alithioharnstoff (ATH) können derartige Effekte erkannt bzw. rechnerisch kompensiert werden.

Bei Altlastenmaterial wirkt sich wie bereits erwähnt Vorbelüften günstig aus. Erwähnenswert ist die Korrelation zwischen AT_4 und GS_{21} . Die Korrelationsgerade ist gegenüber MBA-Material in Richtung AT_4 verschoben. Bedingt durch die anaerobe Lagerung in der Deponie sind anaerob verfügbare Verbindungen bereits weitgehend abgebaut, die nur aerob abbaubaren Substanzen sind jedoch noch vorhanden.

Auch bei Bioabfallkomposten bzw. Material aus Rotteprozessen liefert die AT_4 gut reproduzierbare Ergebnisse. Bei sehr reaktiven Materialien ist wie oben erwähnt ein Austrag der von den Mikroorganismen gebildeten Stoffwechselprodukte wichtig. Minderbefunde sind bei ausgetrocknetem bzw. aus anaeroben Bereichen entnommenem Rottegut möglich.

5 Literatur

- | | | |
|-----------------------------------|------|------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| BGBI. Nr. 164/96
Novelle 2004 | 1996 | Verordnung des Bundesministeriums für Umwelt über die Ablagerung von Abfällen (Deponieverordnung) |
| Binner, E.; Zach, A.; Lechner, P. | 1999 | Stabilitätskriterien zur Charakterisierung der Endprodukte aus MBA-Anlagen, Forschungsprojekt am ABF-BOKU im Auftrag des BMLFUW |
| Ö-NORM S2027-2. | 2004 | Stabilitätsparameter zur Beurteilung von mechanisch-biologisch vorbehandelten Abfällen. Teil 2: Gas-spendensumme im Inkubationstest (GS_{21}), VORNORM |
| Ö-NORM S2027-3. | 2004 | Stabilitätsparameter zur Beurteilung von mechanisch-biologisch vorbehandelten Abfällen. Teil 3: Gasbildung im Gärttest (GB_{21}), VORNORM |

- | | | |
|-------------------------------------------|------|------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| IGW Ingenieurgesellschaft
Witzenhausen | 2004 | Ringversuch für die Stabilitätsparameter zur Beurteilung von mechanisch-biologisch vorbehandelten Abfällen. Endbericht an das Bundesminist. für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft |
| DIN 38414-8 | 1985 | Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung – Schlamm und Sedimente (Gruppe S) – Bestimmung des Faulverhaltens (S8), Beuth Verlag GmbH, Berlin |
| Ö-NORM S2027-1. | 2004 | Stabilitätsparameter zur Beurteilung von mechanisch-biologisch vorbehandelten Abfällen. Teil 1: Atmungsaktivität (AT ₄), VORNORM |
| Binner, E. | 2004 | Bestimmung von Atmungsaktivität und Gasbildungspotential – Neueste Erkenntnisse betreffend Fehlinterpretationen, Tagungsband zu den Abfallforschungstage 2004, S63-77, Cuvillier Verlag, Göttingen, ISBN 3-86537-121-3 |

Anschrift des Verfassers

Dipl. Ing. Erwin Binner
Universität für Bodenkultur Wien, Department für Wasser – Atmosphäre – Umwelt,
Institut für Abfallwirtschaft
Muthgasse 107
A, 1190, Wien
Telefon: ++431 / 318 99 00 - 315
Email: erwin.binner@boku.ac.at
Website: www.boku.ac.at/abf

Potential einer Abfallklassifikation zur Beurteilung von geomechanischen Abfalleigenschaften

Ulrich Langer¹, Neil Dixon²

¹Wasteconsult international, Langenhagen

²Dept. of Civil & Building Engineering, Loughborough University, UK

Potential of a waste classification for the assessment of waste geotechnical properties

Abstract

A meaningful comparison of municipal solid waste mechanical properties is characterised by difficulties, as boundary conditions like composition, component size and shape, and degradation potential (in the long term) have an crucial impact on waste mechanical behaviour. A revised classification is introduced that incorporates the most important factors influencing waste mechanical behaviour. It provides a potential of classifying waste according to its mechanical behaviour. Based on an in-situ sorting analysis of waste a family of synthetic waste was engineered and different synthetic waste compositions were tested for their mechanical behaviour. The results were linked to the classification system and trends related to waste composition and mechanical behaviour were indicated.

Abstract deutsch

Der Vergleich des mechanischen Verhaltens von Siedlungsabfallproben gestaltet sich schwierig, da unterschiedliche Einflußfaktoren, wie Abfallzusammensetzung, Abfallkomponentengröße und -form sowie Abbaubarkeit auf die lange Sicht, das mechanischen Verhalten variieren lassen. Im folgenden ist eine Klassifikation vorgestellt, die die wichtigsten Einflußfaktoren auf das mechanische Abfallverhalten berücksichtigt und so qualitativ eine mechanische Klassifizierung von Siedlungsabfall erlaubt. Basierend auf einer Sortieranalyse wurde ein synthetischer Abfall generiert. Verschiedene Zusammensetzungen dieses Abfalls wurden auf ihr mechanisches Verhalten untersucht. Die Ergebnisse wurden mit dem Klassifikationssystem kombiniert und Trends bezüglich Abfallzusammensetzung und mechanischem Verhalten konnten aufgezeigt werden.

Keywords

Abfallklassifikation, Scherverhalten, Kompressionsverhalten, synthetischer Abfall

Waste classification, shear behaviour, compression behaviour, synthetic waste

1 Einleitung

Die Stabilität einer Deponie und die Integrität ihrer Dichtungs- und Drainagesysteme sind zu einem sehr großen Teil geprägt vom mechanischen Verhalten des Abfallkörpers. Kompressions- und Scherverhalten sind die Hauptmerkmale, mit denen Aussagen über die Mechanik eines Abfallkörpers getroffen werden. Die Variabilität in der Zusammensetzung von Abfall macht es jedoch schwer, mechanische Eigenschaften von Abfäll-

len aus unterschiedlichen Quellen ohne zusätzliche Informationen zu den bodenmechanischen Parametern zu vergleichen, und das mechanische Verhalten von einer Probe auf die andere zu übertragen, um damit Rückschlüsse auf ein repräsentatives Abfallverhalten zu ziehen.

Um Ergebnisse von Untersuchungen aus unterschiedlichen Quellen vergleichen zu können, fehlt es bisher an einer uniformen Basis. Außerdem sind oft die Randbedingungen der Untersuchung (z.B. Versuchsrandbedingung, Abfallzusammensetzung, Abfallkomponentengröße und -form, Scherweg) unbekannt, bzw. nicht angegeben.

Im Folgenden wird die Abfallklassifikation kurz umrissen, die als Vergleichsbasis für Versuchsdaten dienen kann. Ferner werden Versuchsergebnisse aus labortechnischen Scher- und Kompressionstests in Verbindung mit der Klassifikation präsentiert und Trends aufgezeigt.

2 Geotechnische Abfallklassifikation

Die Abfallklassifikation basiert auf den Ergebnissen einer Literaturrecherche. Sie ist so konzipiert, daß die Möglichkeit besteht, jede Abfallart beschreiben zu können, sofern eine Sortieranalyse inklusive Größenverteilung und Formbeschreibung der Komponenten vorliegt. Die Ergebnisse der Literaturstudie, sowie Details der Klassifikation wurden dargestellt in LANGER UND DIXON (2004) und überarbeitet in DIXON UND LANGER (2006). An dieser Stelle seien die wichtigsten Punkte kurz dargestellt.

2.1 Elemente der Abfallklassifikation

2.1.1 Abfallgruppen

Die Abfallmaterialgruppen wurden leicht modifiziert von KÖLSCH (1996) übernommen. Hierbei lag der Schwerpunkt darauf, eine Materialgruppe mit ihren Untergruppen möglichst umfassend, aber dennoch einfach zu beschreiben. Dafür wurden die mechanischen Eigenschaften (Scher-, Zugfestigkeit, Elastizitätsmodul, Bruchdehnung, etc.) von Abfallkomponenten verglichen. Komponenten mit ähnlichen Materialeigenschaften wurden zu einer Gruppe zusammengefaßt. Damit ergaben sich die Materialgruppen, wie folgt:

1. Organisches Material
2. Papier und Pappe
3. Holz, Leder und Textilien
4. Starres Kunststoffe
5. Flexibles Kunststoffe
6. Metalle
7. Mineralische Stoffe
8. Mischmaterialien (Feinmaterial)

2.1.2 Formbezogene Komponenteneigenschaften und Komponentengröße

Die Form einer Abfallkomponente beschreibt oft auch gleichzeitig ihren mechanischen Charakter (z.B. läßt sich eine Kartonbox leicht zusammendrücken, oder dünnes „zweidimensionales“ Papier und Plastikfolie können als Bewehrungselemente dienen). Aus diesem Grund muß die Komponentenform in der Abfallklassifikation berücksichtigt werden. Im Folgenden wird von ein-, zwei- und dreidimensionalen Gruppierungen gesprochen. Hiermit werden nur die vergleichsweise längsten Seiten hervorgehoben, d.h. Papier oder Plastikfolie besitzen im Gegensatz zu ihrer Stärke zwei lange Seiten, aus diesem Grund wird es als zweidimensional definiert. Zur Vereinfachung wurden zwei Basisgruppen gewählt.

- Ein- und zweidimensionale Komponenten
 - Bewehrende Komponenten (z.B. Textilfasern, Plastiktüten und Papier)
- Dreidimensionale Komponenten
 - Kompressible Komponenten
 - a) Leicht zu komprimieren (z.B. Organik, Plastikverpackung)
 - b) Schwer zu komprimieren (z.B. Getränkedosen und Konserven)
 - Inkompressible Komponenten (z.B. Ziegel, Metallstücke)

Die Unterscheidung von leicht und schwer komprimierbaren Komponenten ist notwendig, um Änderungen zu berücksichtigen, die auf zusätzliche Belastungen zurückzuführen sind, die während der Abfallaufbringung durch Verdichtung oder während des weiteren Ablagerungsprozesses durch weitere aufgebraute Schichten auftreten. Leicht komprimierbare Komponenten verlieren bei Belastung ihre Form eher als die schwer komprimierbaren Komponenten. Diese vereinfachte Unterscheidung bietet eine Lösung für Kurzzeitbetrachtungen (Einbringung und Verdichtung von Abfällen) und Langzeitüberlegungen (Belastung aus weiteren Abfallschichten und Kriechprozesse). Allerdings kann derzeit die Quantifizierung eines Grenzwertes für die Unterscheidung von leicht und schwer kompressiblen Komponenten nicht realisiert werden, da ungenügend experimentelle Daten zur Verfügung stehen.

Die Definition von bewehrenden Komponenten (ein- oder zweidimensional) muß in Relation zu den umgebenden Komponenten gesehen werden. Eine Komponente hat theoretisch nur dann eine bewehrende Wirkung, wenn sie mit ihrer längsten Seite den nominalen Durchmesser der umgebenden Komponenten überschreitet. Wird der Durchmesser unterschritten, kann die Bewehrungskomponente nicht verankert werden und die für die Bewehrungswirkung wichtigen Zugkräfte (siehe KÖLSCH, 1996) können nicht

generiert werden (Abbildung 1). Daher ist es wichtig, die Größe der Abfallkomponenten zu analysieren, bzw. Komponentengrößenverteilung aufzustellen. Für die Analysegrößen wurde wiederum KÖLSCH (1996) herangezogen: <10mm, 10-40mm, 40-120mm, 120-500mm, 500-1000mm, >1000mm.

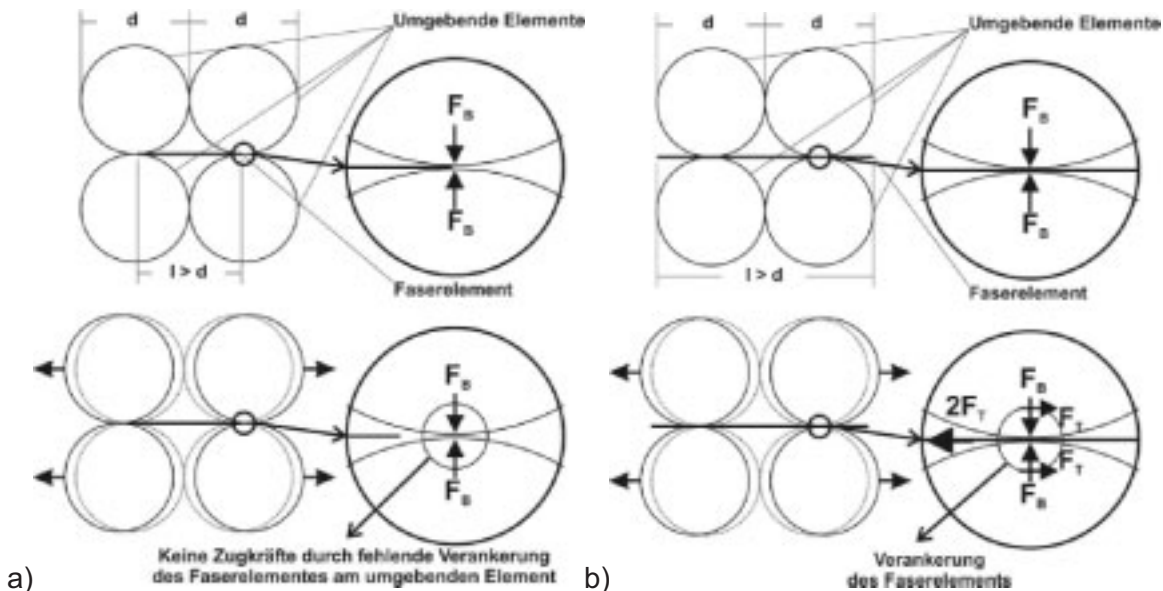


Abbildung 1 Idealisierteres Schema des Bewehrungseffektes a) fehlende Verankerung der Bewehrung und b) verankerte Bewehrung

2.1.3 Abbaubarkeit

Ein weiteres Element der Klassifikation ist die biologische Abbaubarkeit der Komponenten. Um Aussagen über Veränderungen der Abfallkomponenten und verbunden damit über eventuelle Verschiebungen in den Klassifikationsgruppen treffen zu können, ist es notwendig, das Abbaupotential der Komponenten zu kennen. Eine Unterscheidung in schnell, mittelfristig und langfristig abbaubar erscheint sinnvoll. Da die größte Veränderung des Abfalls durch biologischen Abbau hervorgerufen wird, ist in dieser Klassifikation nur der biologische Abbau berücksichtigt. Die Unterscheidung der unterschiedlichen Abbauphasen kann auch direkt den Abfallgruppen zugeordnet werden. Beispielsweise können organische Abfälle (vor allem Küchenabfälle) schneller abgebaut werden als Papier. Eine umfassende Klassifikation sollte dieses berücksichtigen. Zur Bestimmung der Abbaubarkeit existieren unterschiedliche Methoden. Die Bestimmung der Atmungsaktivität erscheint hierfür sehr geeignet.

2.1.4 Klassifikationsprozedur und –Anwendung

Die Abbildungen 2 und 3 demonstrieren die Klassifikationsprozedur sowie die Klassifikationsanwendung. Die Klassifikationsprozedur beinhaltet das Sichten der Abfallkomponenten, die Sortierung in Materialgruppen mit nachfolgender Sortierung in formbezogene Untergruppen sowie die Größenbestimmung der Komponenten. Anschließend

müssen die sogenannten bewehrenden Komponenten auf ihre Funktion in Bezug auf die Komponentengröße erneut anhand des Grössenverhältnisses zwischen bewehrenden und umgebenden Komponenten überprüft werden. Abschließend wird das Abbaupotential der Materialgruppen abgeschätzt bzw. bestimmt (Abbildung 2).



Abbildung 2 Klassifikationsprozedur

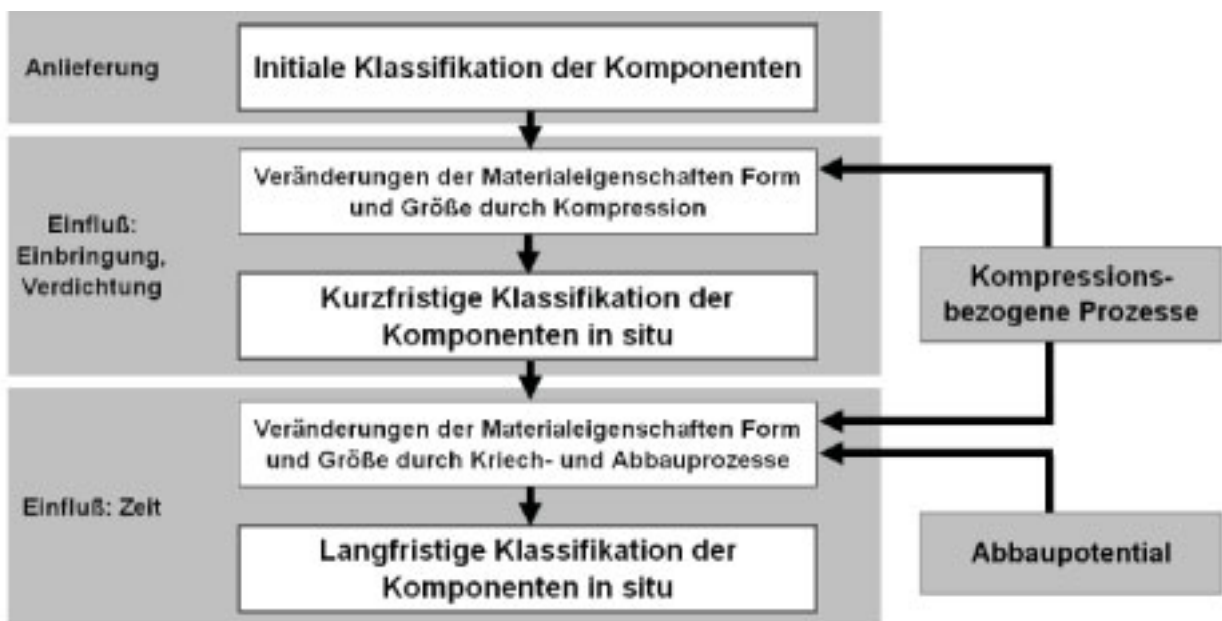


Abbildung 3 Klassifikationsanwendung

Die Klassifikation muß generell gewährleisten, daß die Komponenten je nach Betrachtungsmoment flexibel innerhalb der Klassifikationsmerkmale verschoben werden können. Das bedeutet, daß z.B. aus kompressiblen Komponenten nach Belastung bewehrende, bzw. inkompressible Komponenten werden.

Die Klassifikation kann schrittweise angewandt werden. Abbildung 3 zeigt drei Klassifikationsschritte beginnend mit einer anfänglichen Klassifikation. In dieser Phase befinden sich die Abfallkomponenten in dem Zustand, in dem sie zur Deponie geliefert wer-

den. Der zweite Zustand unterscheidet sich vom ersten durch den Einfluß der Einbringung und Verdichtung. Form und Größe sind durch kompressionsbezogene Prozesse verändert. Der dritte Zustand wird zusätzlich noch durch Abbauprozesse geprägt. Auch hier ändert sich die Größe und Form der Komponenten.

2.1.5 Darstellung der Klassifikationselemente

Die Klassifikationselemente lassen sich in zwei Schritten darstellen. Im Gegensatz zu Bodenarten besitzt Abfall eine große Auswahl an Materialeigenschaften, die die konventionelle Darstellung von Daten erschwert. Zusätzlich ist die Abbaubarkeit ein wichtiger Faktor. Abbildung 4 ist ein Beispieldiagramm für eine beliebige der formbezogene Untergruppe (bewehrend, kompressibel und inkompressibel). Dargestellt ist die Komponentengrößenverteilung eines jeden Materials (Material 1 bis 3) in dieser Untergruppe, berechenbar durch die Subtraktion des vorangehenden und nachfolgenden Materials (siehe Beispiel), und der gesamten Probe. Ferner ist das Abbaupotential jedes Materials in Form von abbaubarer Organik und Inertstoffen in einem Balkendiagramm angegeben. Die Prozentangaben beziehen sich auf 100% der Gesamtprobemasse.

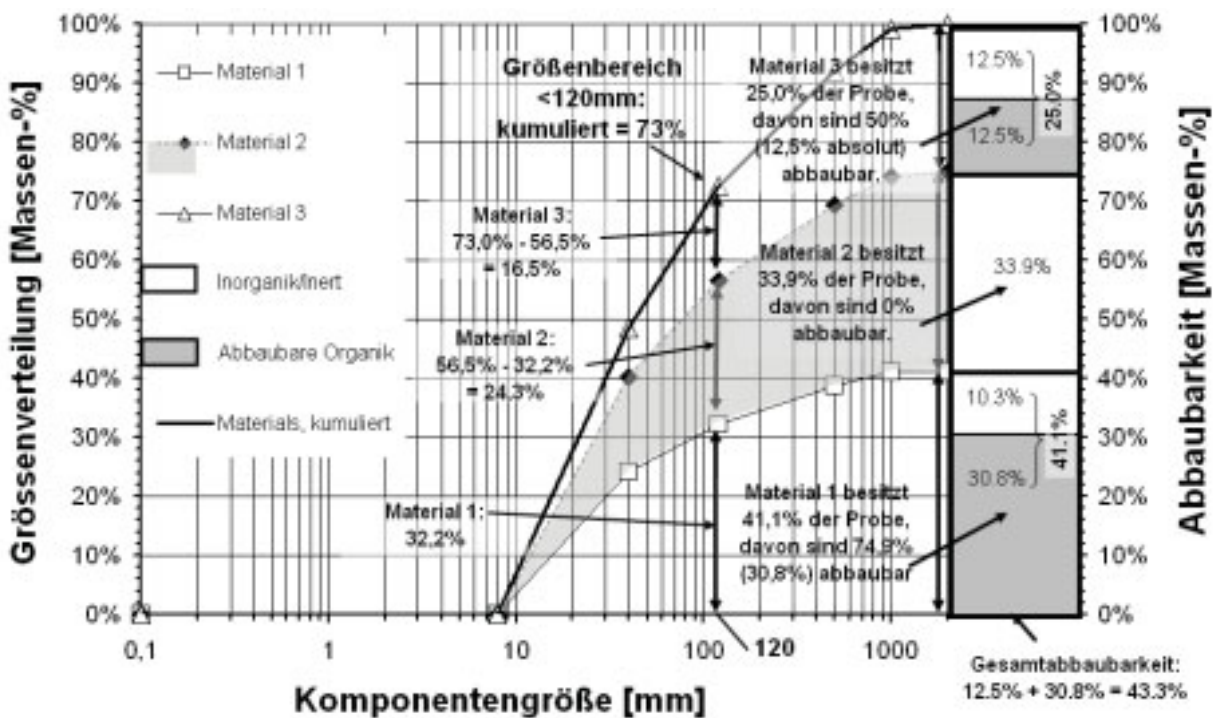


Abbildung 4 Beispieldiagramm für die Darstellung der Klassifikationsdaten

Die Angabe des Abbaupotentials ermöglicht die Einschätzung einer Massenreduzierung eines Materials und folglich auch der Gesamtprobe der formbezogenen Untergruppe. Diese Informationen können beispielsweise dazu verwendet werden, die o.g. Langzeitklassifizierung zu realisieren.

Abbildung 5 zeigt in einem Dreiecksdiagramm das Verhältnis der formbezogenen Untergruppen. Es sind drei verschiedene Zustände von zwei Datensätzen dargestellt: der Initialzustand, der Zustand nach Ablagerung und Verdichtung und der Finalzustand. Die zu Grunde liegenden Daten (für den Initialzustand) stammen von einer Abfallsortieranalyse auf der von SITA geführten Deponie in Narborough, Leicestershire, England, gekennzeichnet mit „N“, und von KÖLSCH (1996), gekennzeichnet mit „K“. Die verbleibenden beiden Zustände basieren auf Annahmen, die die Formveränderung der Komponenten beschreiben (Näheres hierzu in LANGER, 2005).

Es zeigt sich, daß sich das Verhältnis der formbezogenen Untergruppen zu Gunsten der bewehrenden Komponenten im Zustand nach Ablagerung und Verdichtung ändert, und der Anteil der inkompressiblen Komponenten zum Finalzustand ansteigt. Als ein Nachteil sei anzumerken, daß ein Massenverlust in dieser Art der Darstellung nicht ersichtlich ist.

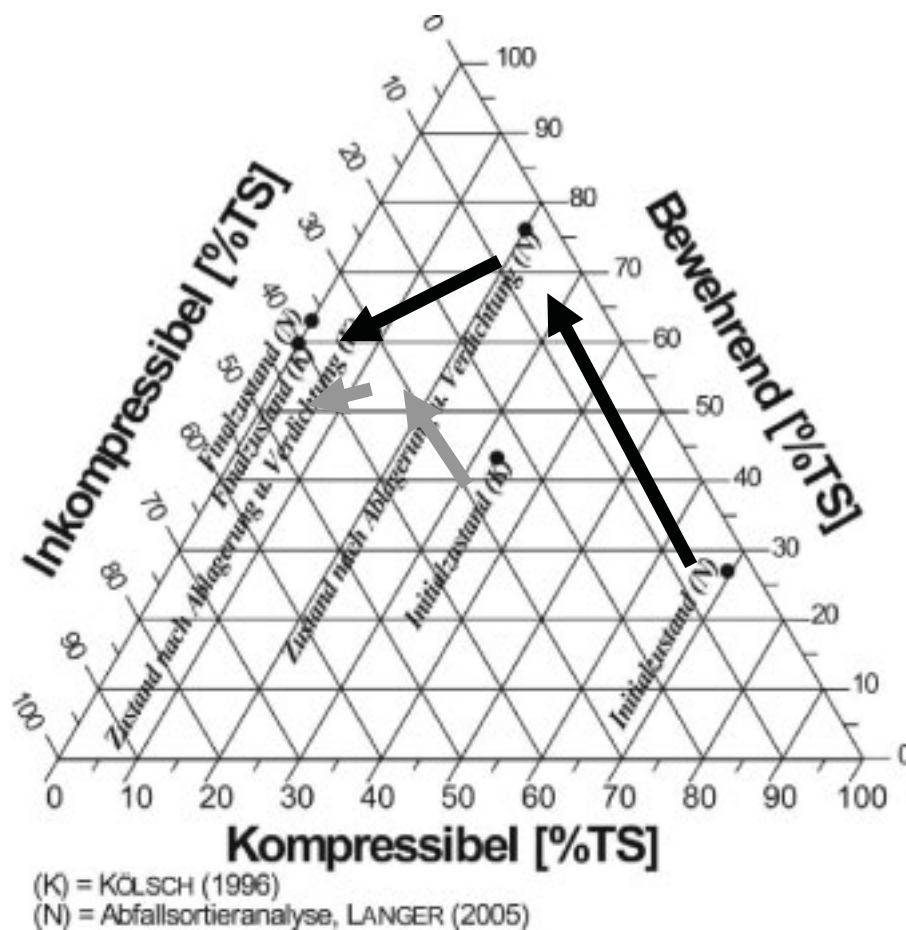


Abbildung 5 Dreiecksdiagramm mit den formbezogenen Untergruppen

3 Laboruntersuchungen

Um zu untersuchen, inwieweit die Klassifikation das mechanische Verhalten von Abfall beschreiben könnte, wurden das Scher- und Kompressionsverhalten von synthetischem

Abfall untersucht. Da realer Abfall üblicherweise nicht in seiner Zusammensetzung kontrollierbar ist, und somit auch die Faktoren, die das mechanische Verhalten von Abfall beeinflussen (siehe DIXON ET AL., 2004) nicht zu steuern sind, wurde ein einfacher synthetischer Abfall generiert. Dabei dienten die Ergebnisse der Sortieranalyse als Orientierungshilfe.

3.1 Synthetischer Abfall

Für den synthetischen Abfall wurden die Größenfraktionen der Abfallzusammensetzung, die sich bei der Abfallsortierung ergaben, zu einer geringen Menge reduziert. Auch die Materialgruppen wurden auf ein Minimum beschränkt. Damit ergab sich eine überschaubare Menge an Material- und Größenvariablen. Verwendet wurden:

- | | | |
|----------------------|-----------------------------------|---------------------------|
| 1. Aluminiumdosen | 2. a)-c) Steife Plastikverpackung | 3. Leighton-Buzzard Sand |
| 4. Textilien | 5. Papier | 6. Flexible Plastiktüten |
| 7. Ziegelbruchstücke | 8. Zerkleinertes Reifengummi | 9. Lehmklumpen (in Folie) |



Abbildung 6 Übersicht der verwendeten Komponenten für den synthetischen Abfall

Mit diesen Komponenten wurden verschiedene Abfallkompositionen erstellt. Generell konnte zwischen vier Kompositionsarten unterschieden werden: Inkompressible Zusammensetzungen (SW_01, SW_06, SW_07, SW_08), kompressible Zusammensetzungen (SW_02, SW_03), Monokomponenten-Zusammensetzungen (SW_04, SW_05) und eine Komposition (SW_09), die die Zusammensetzung von realem Abfall simuliert. Der Einfluß von Wasser wurde nicht untersucht.

3.2 Kompressionstests

Die Kompressionszelle befindet sich in einem mit Stahlplatten versehenen Stahlrahmen. Die Vorderseite besteht aus 35mm starkem Sicherheitsglas, mit dem das Kompressionsverhalten der Probe optisch überwacht werden konnte.

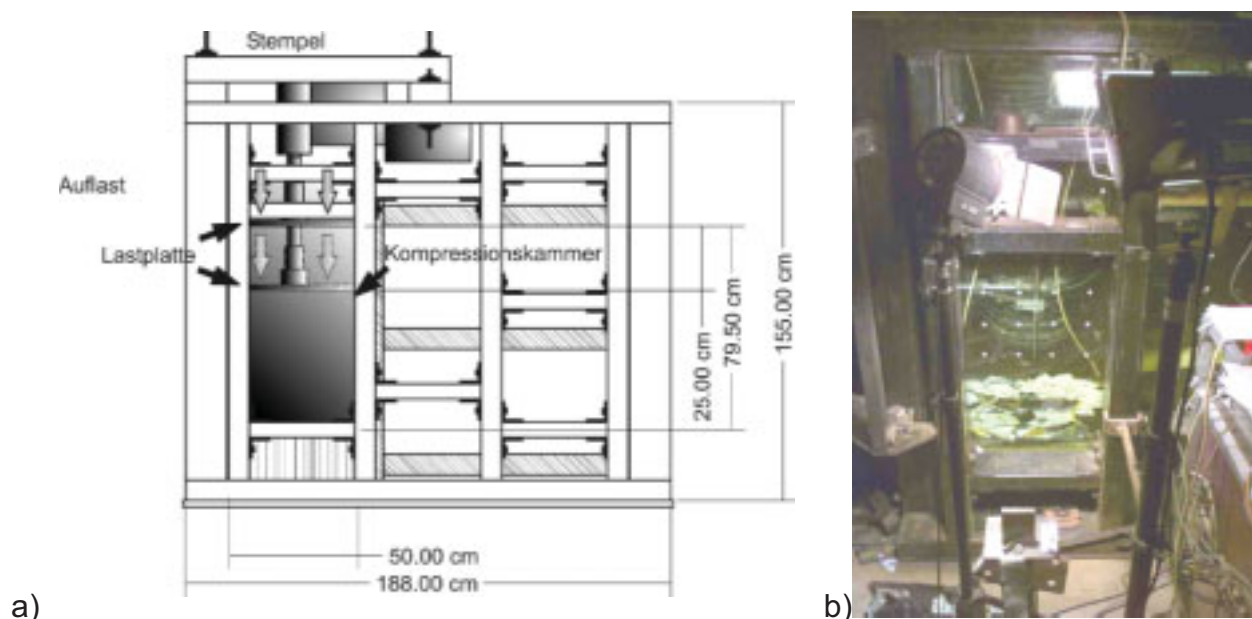


Abbildung 7 Kompressionszelle: a) Schema der gesamten Box b) Überwachungsfenster

Die effektiven Dimensionen der Zelle betragen (l/b/h) 0,5m/0,5m/0,75m. Die Normalkraft wurde mittels eines hydraulischen Stempels aufgebracht. Die Versuche waren Weggesteuert (4-10mm/min). Gemessen wurden die Setzung und die Normalkraft. Digitale Photos wurden in Abständen von 2 bis 5min zur späteren Auswertung aufgenommen.

3.3 Schertests

Das Schergerät in Abbildung 8 wurde vom LIRIGM der Joseph-Fourier-Universität Grenoble bereitgestellt und diente dort zur Untersuchung von Siedlungsabfall (GOTTELAND ET AL., 2000). Es wurde ebenfalls für die Untersuchung freigelegter, „ungestörter“ Proben in-situ eingesetzt (GOTTELAND ET AL., 1995).

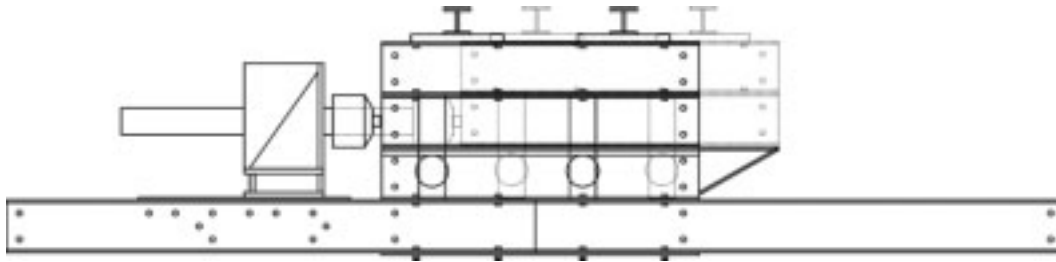


Abbildung 8 Seitenansicht des Groß-Schergeräts des LIRIGM, Grenoble

Die Horizontalkraft wurde durch ein elektrischen Stempel aufgebracht (Schervortrieb ca. 6mm/min), die erforderliche Normalkraft erfolgte durch vier hydraulische Stempel auf der Probe ($\sigma_{\max} = 150\text{kPa}$). Die maximalen Probenabmessungen betragen (l/b/h) 1,0m/1,0m/0,7m. Neben Scherweg und -kraft wurde zusätzlich die Volumenänderung beim Schervorgang gemessen.

4 Ergebnisse

Aus den Daten des Kompressionsversuchs wurde der Steifemodul berechnet. Die Daten des Scherversuches dienen unter anderem dazu den Schermodul zu ermitteln. Generell waren die Ergebnisse des mechanischen Verhaltens von synthetischem Abfall im Bereich von in der Literatur angegebenen Daten wieder zu finden, wie Abbildung 9 zeigt. Die Symbole stellen Literaturwerte dar, die sich über- und unterhalb der GDA-Empfehlung für frische Abfälle (DGGT, 1997) ansiedeln. Dementsprechend wurde eine obere und untere Grenze im Diagramm eingefügt (gestrichelte Linie). Innerhalb dieser Grenzen lassen sich auch die Ergebnisse des synthetischen Abfalls finden.

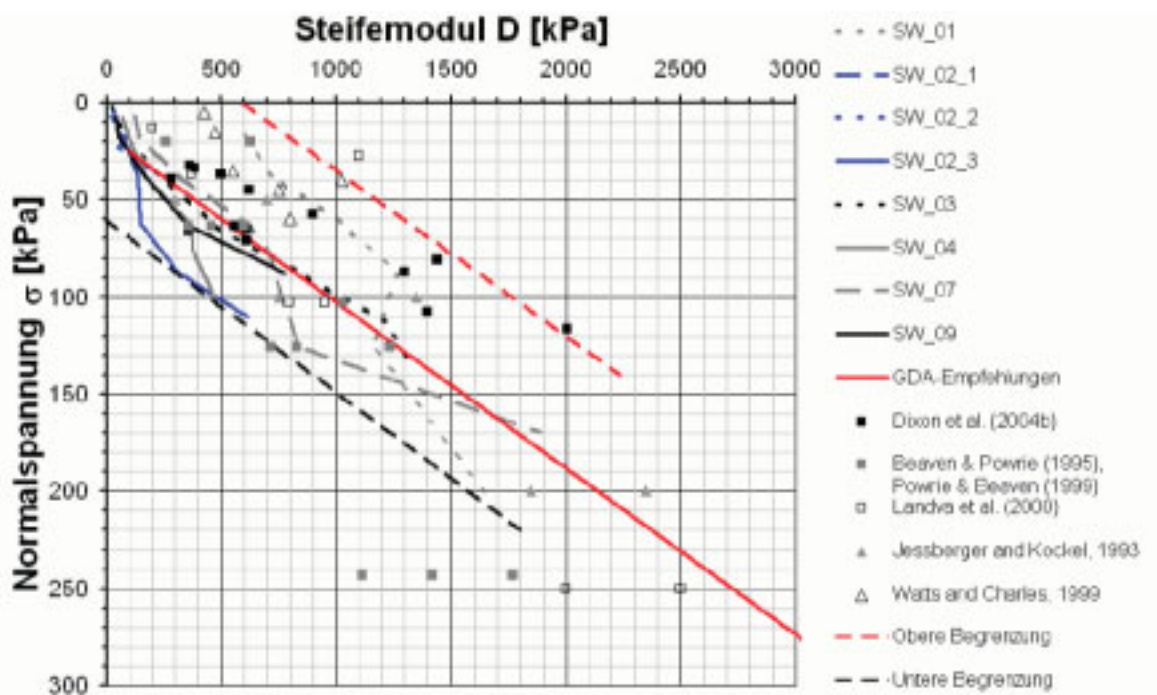


Abbildung 9 Steifemoduli des synthetischen Abfalls und Literaturwerte

Die Ergebnisse für Steife- und Schermoduli sind für die untersuchten Abfallzusammensetzungen in Abhängigkeit der formbezogenen Untergruppen in Abbildung 10 und 11 dargestellt.

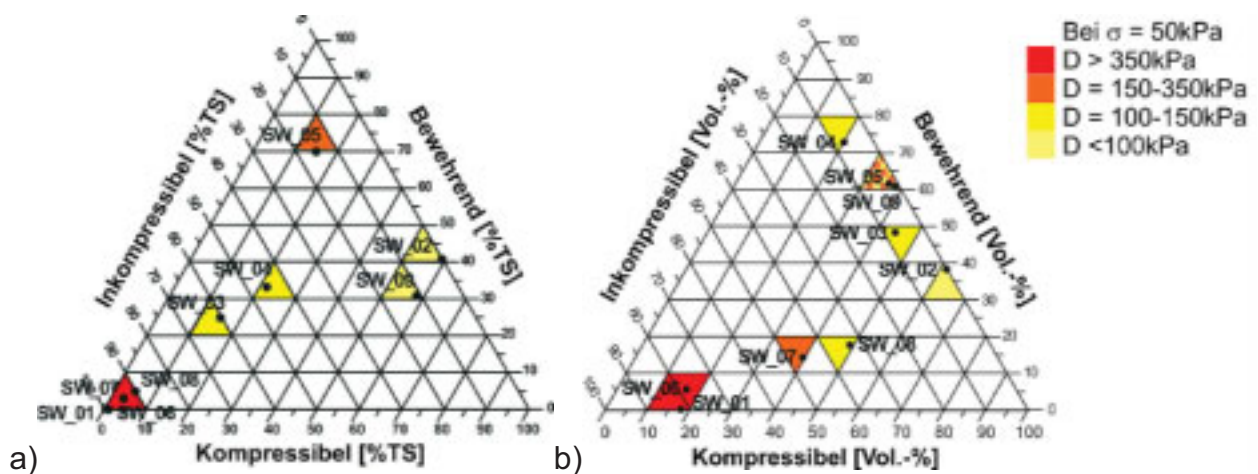


Abbildung 10 Dreiecksdiagramm der Klassifikation und Ergebnisse der Kompressionsversuche

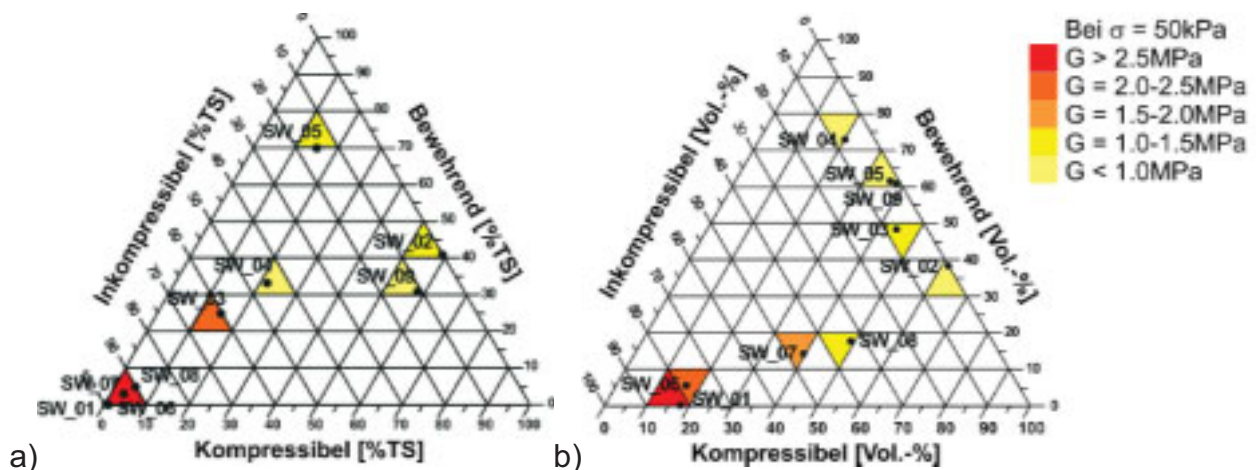


Abbildung 11 Dreiecksdiagramm der Klassifikation und Ergebnisse der Scherversuche

Zwei unterschiedliche Auswertungsvarianten sind abgebildet. Variante (a) bezieht sich auf die Massenverhältnisse, Variante (b) repräsentiert die Volumenverhältnisse dieser Untergruppen. Eine deutlichere Differenzierung ist in Variante (b) vor allem bei den „inkompressiblen“ Kompositionen (SW_01 und SW_06 bis SW_08) sichtbar. Im Allgemeinen ist eine Abnahme bei beiden Modulen mit steigendem Anteil an kompressiblen und bewehrenden Komponenten zu bemerken, während inkompressible Kompositionen mit einem hohen Sandanteil (und dementsprechend hohem Raumgewicht) hohe Scher- und Steifemodule aufweisen.

Zur Zeit basiert die volumenbezogene Auswertung nur auf Annahmen, da das untersuchte Material nicht oder nur teilweise einer Volumenmessung unterzogen wurde. Hier besteht Informationsbedarf.

5 Zusammenfassung und Ausblick

Ein überarbeitetes Abfallklassifikationssystem wurde zusammenfassend vorgestellt. Dieses kann zum Vergleich von Daten für mechanische Eigenschaften von Abfall (vor allem Scher- und Kompressionsverhalten) aus unterschiedlichen Quellen eingesetzt werden, vorausgesetzt ein ausreichendes Maß an Informationen über die Randbedingungen wie Abfallzusammensetzung, Komponentengrößenverteilung, -form und -abbaubarkeit steht zur Verfügung, d.h. die für die Klassifikation notwendigen Elemente können identifiziert werden.

Die Ergebnisse der Scher- und Kompressionsversuche an synthetischem Abfall resultierten in Wertebereichen vergleichbar mit denen von realem Abfall. Es zeigte sich, daß diese Ergebnisse mit den formbezogenen Untergruppen des überarbeiteten Klassifikationssystems kombiniert werden konnten, um so Tendenzen des mechanischen Verhaltens in Bezug auf die Abfallzusammensetzung aufzeigen zu können. Derzeit basiert die volumenbezogene Betrachtung der Abfallkomponenten noch auf Annahmen, die verifiziert werden müssen. Hierfür wäre eine Untersuchung der Volumenreduzierung der Abfallkomponenten unter Last notwendig.

Auch MBA-Output könnte mit dem Klassifikationssystem beschrieben werden. Da MBA-Output nach der Behandlung eine viel größere Homogenität und Gleichförmigkeit aufweist und gering biologisch aktiv ist, sind jedoch große Verschiebungen innerhalb der formbezogenen Untergruppen wie in Abbildung 5 nicht zu erwarten.

6 Literatur

- | | | |
|------------------------------------------------------|-------|-------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| Beaven, R.P.,
Powrie, W | 1995 | Hydrogeological and Geotechnical Properties of Refuse Using a Large Scale Compression Cell. 5 th International Landfill Symposium, S. Margherita di Pula, Cagliari, Italien, CISA. 745-760 |
| Deutsche Gesellschaft für
Geotechnik (DGGT) | 1997 | Geotechnik der Deponien der Deponien und Altlasten. GDA-Empfehlungen E2-24, Deutsche Gesellschaft für Geotechnik e.V., Ernst & Sohn Verlag, Berlin |
| Dixon, N.,
Langer, U. | 2006 | Development of a MSW Classification System for the Evaluation of Mechanical Properties. Waste Management. Vol. 26, Issue 3, 220-232 |
| Dixon, N., Langer, U.,
Gourc, J.P., Gotteland, P. | 2004 | Factors Influencing Shear Behaviour of MSW. Waste 2004, Stratford-Upon-Avon, UK, 591-600 |
| Dixon, N.,
Ng'Ambi, S.
Jones, D.R.V., | 2004b | Structural Performance of a Steep Slope Landfill Lining System. Geotechnical Engineering, 157(GE3), 115-125. |

- Gotteland, P., Gourc, J.P., Aboura, A., Thomas, S., 2000 On Site Determination of Geomechanical Characteristics of Waste. International Conference on Geotechnical and Geological Engineering, Melbourne, Australien.
- Gotteland, P., Lemarechal, D., Richard, P. 1995 Analysis and Monitoring of the Stability of a Domestic Waste Landfill. 5th International Landfill Symposium, Cagliari, Italien, 777-787.
- Jessberger, H.L., Kockel, R., 1993 Determination and Assessment of the Mechanical Properties of Waste Materials. 4th International Landfill Symposium, Sardinia, Italy, CISA. 167-177.
- Kölsch, F. 1996 Der Einfluß der Faserbestandteile auf die Scherfestigkeit von Siedlungsabfall, Dissertation, Technische Universität Braunschweig
- Landva, A.O. 2000 Lateral Earth Pressure at Rest and Compressability of Municipal Solid Waste. Canadian Geotechnical Journal, 37(No. 6), 1157-1165.
- Valsangkar, A.J. Pelkey, S.G.
- Langer, U. 2005 Shear and Compression Behaviour of Undegraded Municipal Solid Waste, PhD Thesis, Dept. of Civil & Building Eng., Loughborough University, UK (noch unveröffentlicht)
- Langer, U. 2004 Mechanische Eigenschaften von Siedlungsabfall: Entwicklung eines Klassifikationssystems. Abfallwirtschaftstage, Hannover, 78-93.
- Dixon, N.
- Powrie, W., Beaven, R.P. 1999 Hydraulic Properties of Household Waste and Implication for Landfills. Proceedings of the Institution of Civil Engineers; Geotechnical Engineering, 137, 235-247.
- Watts, K. S., Charles, J. A. 1999 Settlement characteristics of landfill wastes. Proceedings of the Institution of Civil Engineers, Geotechnical Engineering, October 1999, 137, 225-233.

Anschrift der Verfasser

Dipl.-Ing. Ulrich Langer
Wasteconsult international
Robert-Koch-Str. 48 b
D-30853 Langenhagen
Telefon +49 511 23 59 383
Email Langer@wasteconsult.de
Website: <http://www.wasteconsult.de>

Dr. Neil Dixon
Department of Civil & Building Engineering
Loughborough University
Loughborough, LE11 3TU, UK
Telefon +44 1509 22 8542
Email N.Dixon@lboro.ac.uk
Website: <http://www.lboro.ac.uk/departments/cv/>

Schnelltest zur Bestimmung des Selbsterhitzungspotentials von aluminiumhaltigen Abfällen

Matthias Rapf

Universität Stuttgart, Institut für Siedlungswasserbau, Wassergüte- und Abfallwirtschaft

Quick Testing Method to Determine the Reactivity with Water of Wastes Containing Elementary Aluminium

Abstract

Dusty and granular residues of waste treatment plants containing elementary aluminium, like fly ashes, bed ashes or pyrolysis cokes, but also shredder light fraction from car recycling, tend to self heating and sometimes even auto ignition when getting in contact with liquid water. This phenomenon, based on the exothermic production of hydrogen out of water and aluminium, has been causing problems in storage and treatment of these wastes in order to dispose them properly above or under ground. As the water reactivity of these materials is not related to their aluminium content, other chemical/physical properties have been investigated in this regard. A result of these investigations was the development of a quick test (1 minute), which can provide information about the water reactivity of wastes and hence help companies to decide if a waste is suitable for a certain kind of treatment or not.

Abstract deutsch

Staubförmige und feinkörnige Rückstände aus Abfallbehandlungsanlagen, welche fein verteiltes elementares Aluminium enthalten, wie z. B. Schlacken und Filterstäube, aber auch Shredderleichtfraktion aus dem Automobilrecycling, neigen bei Kontakt mit Wasser zur Selbsterhitzung und fallweise auch zur Selbstentzündung. Dieses durch die exotherme Wasserstoffbildung aus Aluminium und Wasser verursachte Phänomen hat in der Vergangenheit immer wieder zu Problemen bei der Lagerung und Verarbeitung solcher Abfälle geführt. Als Ergebnis der Suche nach den Ursachen für die unterschiedliche Reaktivität ähnlicher Materialien wurde ein Schnelltest entwickelt, der als Instrument dienen kann, das Selbsterhitzungspotential verschiedener Abfälle einzuschätzen.

Keywords

aluminium, self heating, self ignition, hydrogen, bed ash, fly ash, shredder light fraction, reactivity with water

1 Allgemeines zur Selbstentzündung von brennbarem Material

Es ist allgemein bekannt, dass Haufwerke aus bestimmten brennbaren Materialien zu Selbstentzündung neigen. Beispielhaft wären zu nennen:

- Holzmehl-Haufwerke (z.B. in Sägereien und Schreinereien)
- mit Leinöl und anderen Naturölen getränkte Putzlappen

- Baumwolle- bzw. Celluloseballen
- Aufschüttungen von getrocknetem Klärschlamm
- Aktivkohle-Schüttungen
- Halden aus gemahlener Braun- oder Steinkohle
- Haufwerke aus Shredderleichtfraktion aus Automobilshreddern
- gefüllte Heustöcke sowie auch Heuballen
- dicke Staubschichten auf Heizungsrohren.

Allen Selbstentzündungen von solchen Haufwerken gemeinsam ist eine vorausgehende, allmähliche Selbsterhitzung des Materials.

Die Selbsterhitzungsprozesse können durch sehr unterschiedliche Prozesse hervorgerufen werden, welche Wärme freisetzen. Oft handelt es sich um die Oxidation reaktiven Materials durch den Sauerstoff der Luft, im Falle der Heustockbrände ist eine Kombination aus mikrobiologischen und anschließenden, bislang nicht vollumfänglich aufgeklärten chemisch-oxidativen sog. Röstprozessen für die Selbsterhitzung verantwortlich.

Wäre das entsprechende Material nicht als Haufwerk aufgeschüttet, sondern läge es in geringer Schichtdicke ausgebreitet vor, so wäre dessen Temperaturentwicklung kaum bemerkbar, da die Wärme in die Umgebung abströmen könnte.

Anders in Haufwerken: Bedingt durch die sehr geringe Wärmeleitfähigkeit des Luftporenraums innerhalb von Haufwerken, bildet sich – durch welche wärmeerzeugende Prozesse auch immer – ein Wärmestau, welcher nur sehr langsam nach außen abfließen kann. Hierdurch heizt sich das Material langsam aber stetig auf, bis es die materialspezifische Glimmtemperatur bzw. Zündtemperatur erreicht. Der Brand bricht aus. Glimmtemperaturen für organisches Material können dabei verhältnismäßig niedrig liegen – so findet sich in der Literatur¹ z.B. für Braunkohlenstaub eine Glimmtemperatur von lediglich 160°C. Meist liegen die Glimmtemperaturen jedoch oberhalb von 200°C.

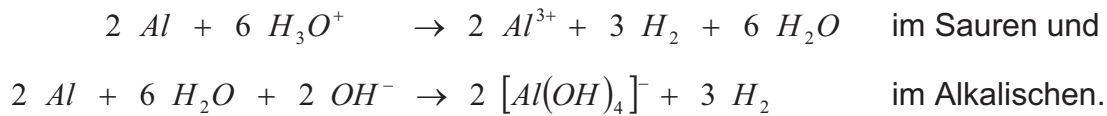
2 Reaktion von Aluminium mit Wasser

2.1 Chemische Grundlagen

Im folgenden seien vereinfacht der Mechanismus der möglichen Reaktionen von metallischem Aluminium mit Wasser sowie die daraus folgenden Eigenschaften von aluminiumhaltigen Stäuben dargelegt.

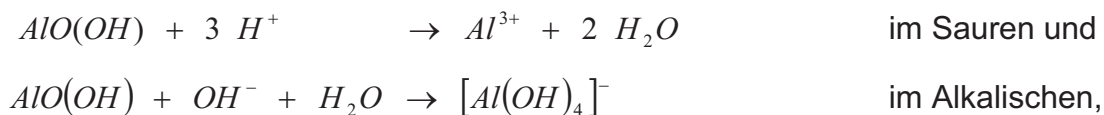
¹ Stoffdatenbank GESTIS (Gefahrstoff-Informationssystem der Gewerblichen Berufsgenossenschaften): www.hvbg.de/d/bia/fac/expl/expl.htm

Metallisches Aluminium reagiert sowohl im Sauren als auch im Alkalischen mit Wasser unter Wasserstoffbildung und Energiefreisetzung:



Die Initiierung dieser Reaktion ist abhängig vom pH-Wert. Die durch Luftsauerstoff und Wasser gebildete Oxidschicht an der Oberfläche von Aluminiumpartikeln kann bei pH 7,0 nicht aufgelöst werden. Dies bedeutet, dass die o.g. Reaktionen um so langsamer stattfinden, je näher der pH-Wert bei 7 liegt, um dort ganz zum Erliegen zu kommen.

Sowohl im Sauren als auch im Alkalischen bewirken H^+ - bzw. OH^- -Ionen die Ablösung der oxidischen Schutzschicht aus Aluminiumoxidhydrat :



wodurch die Reaktion von Wasser mit dem freigelegten metallischen Aluminium recht schnell ablaufen kann.

Somit können aluminiumhaltige Stäube grundsätzlich mit Wasser immer dann reagieren, wenn der pH-Wert während der Reaktion von 7 verschieden ist. Die bei diesen exothermen Reaktionen freigesetzte Energie wird als Wärme ins System eingetragen und kann die Reaktionsgeschwindigkeit erhöhen.

2.2 Bestimmung des Gehalts an metallischem Aluminium

Da für die Aufheizung der BigBags in erster Linie die Oxidation metallischen Aluminiums verantwortlich ist, liegt es nahe, den Anteil dieses Metalls in den untersuchten Stäuben zu ermitteln.

In der allgemeinen analytischen Praxis ist es nicht möglich, bei der Messung des Aluminiumgehalts einer Feststoffprobe zwischen metallischem und ionischem Aluminium zu unterscheiden. An der Universität Stuttgart ist jedoch aufgrund immer wieder auftauchender diesbezüglicher Fragestellungen im Sonderabfallbereich ein Verfahren auf der Grundlage der oben genannten Reaktionsmechanismen entwickelt worden, mit dem in hinreichender Näherung dieser Gehalt bestimmt werden kann.

In einem gasdichten Reaktionsgefäß wird eine ggf. zerkleinerte Abfallprobe mit 10-%iger Natronlauge aufgeschlämmt und die hierdurch gebildete Gasmenge an einer angeschlossenen nassen Gasuhr abgelesen. Das normierte Volumen des abgekühlten Gases ist – unter Vernachlässigung der durch andere Substanzen gebildete Gase – direkt proportional zur Menge des oxidierten Aluminiums.

3 Großversuch

3.1 Anlass der Untersuchungen und Durchführung

In einer Anlage zur thermischen Behandlung von Abfällen erhitzen sich mehrere mit aluminiumhaltigen, heizwertreichen Rückständen befüllte BigBags durch unerwünschte Vernässung auf Temperaturen von über 100 °C. In drei BigBags kam es zu Glimmbränden. Auf Grund dieser Vorfälle wurden in einem Großversuch 10 BigBags vernässt, um die Zusammenhänge zwischen den chemisch-physikalischen Eigenschaften des Materials und dem Selbsterhitzungsverhalten zu klären. An dieser Stelle sei angemerkt, dass das häufig vorkommende Phänomen von aus mit Verbrennungsgaschen gefüllten BigBags austretenden Wasserstoff-Stichflammen hier nicht behandelt wird.

Mittels teils kontinuierlicher, teils stichprobenhafter Temperaturmessungen konnten die höchsten durch Vernässung erreichten Temperaturen in den Versuchs-BigBags festgestellt werden.

3.2 Versuchsergebnisse

Wegen der oben dargelegten Zusammenhänge waren vor dem Versuch Wassergehalt, Aluminiumgehalt und pH-Wert der Materialien bestimmt worden. Die Gegenüberstellung dieser Werte mit der höchsten erreichten Temperatur zeigte jedoch nicht die erwarteten Zusammenhänge zwischen Aluminiumgehalt und Temperaturentwicklung. Das Material mit dem niedrigsten Aluminiumgehalt (5 Massen-%) erreichte nach Vernässung eine ähnlich hohe Temperatur wie ein Material mit hohem Aluminiumgehalt (25 Massen-%): Beide BigBags erhitzen sich in ihrem Inneren auf über 140 °C.

Ein Brand konnte durch die Versuche nicht herbeigeführt werden. Offenbar enthielten die Materialien der ausgewählten BigBags nicht genügend brennbares Material. Siehe hierzu die Ausführungen in Kapitel 4.6.

Abschließend bleibt die Vernässungsversuche betreffend festzuhalten, dass für das unterschiedliche Verhalten von aluminiumhaltigen Stäuben noch eine andere chemisch-physikalische Größe als deren Aluminiumgehalt und pH-Wert eine Rolle spielen muss.

4 Reaktivität

4.1 Einleitung

Es steht außer Frage, dass für die Selbsterhitzung des hier untersuchten Materials durch Wassereinwirkung das Vorhandensein von metallischem Aluminium und ein pH-

Wert ungleich 7 eine entscheidende Rolle spielt. Dennoch haben Aluminiumgehalt und pH-Wert keinen direkten Bezug zum Verhalten der BigBag-Inhalte bei Vernässung.

Vielmehr muss angenommen werden, dass das Aluminium fallweise unterschiedlich reaktiv ist. Die Kenntnis der Gründe für diese unterschiedlichen Reaktivitäten würde eine Prognose über die Reaktivität von BigBag-Inhalten mit Wasser zulassen.

Die Geschwindigkeit, mit der ein Feststoff mit einer Flüssigkeit reagiert, hängt vor allem von seiner verfügbaren Oberfläche ab. Diese wird im vorliegenden Fall bestimmt durch

- die Korngröße der Aluminiumpartikel und
- die Dicke der sie umgebenden Oxidschicht.

Diese Überlegung macht die Ermittlung von zwei weiteren Parametern nötig, nämlich die Korngrößenverteilung und die Reaktivität der staubförmigen Rückstände, die sich selbst erhitzt hatten.

4.2 Reaktivität mit Wasser (EG-Test Entzündlichkeit)

Es existiert im Rahmen von EU-Bestimmungen zum Transport von potentiellem Gefahrgut eine Vorschrift für einen Versuch, der das Verhalten von Stoffen und Stoffgemischen beim Kontakt mit Wasser bewerten soll²:

Gemäß dieser EU-Vorschrift wurden nun Stichproben aus 70 BigBags dem Test über die Reaktionsfähigkeit mit Wasser unterzogen, wobei nur eine Probe den Grenzwert von 1 l / (kg·h) überschritt. Bei den meisten Proben, darunter auch die der zehn vor Ort untersuchten BigBags, konnte auch nach sieben Stunden keine Gasentwicklung festgestellt werden.

Obwohl auch die Vernässungsversuche das Verhalten verschiedener Staubproben beim Kontakt mit Wasser aufzeigen konnten, besteht offensichtlich zwischen den beiden Ergebnissen kein Zusammenhang.

Als Hilfe für die Einschätzung des Selbsterhitzungsverhaltens von aluminiumhaltigen Stäuben ist diese Testmethode offensichtlich nicht geeignet. Dies liegt jedoch, wie später erläutert wird, an der chemisch-physikalischen Beschaffenheit der untersuchten Materialien (v.a. ihr pH-Pufferungsvermögen auf Grund enthaltener löslicher Salze). Unter Berücksichtigung dieses Sachverhalts diene die EU-Methode als Grundlage für das Vorgehen bezüglich der Erarbeitung eines weitergehenden Untersuchungskonzepts.

² Anhang V zur Richtlinie 67/548/EWG "A 12 Entzündlichkeit: Berührung mit Wasser" (Gasbildungsrate)

4.3 Reaktivitäts-Schnelltest

In Anlehnung an den oben beschriebenen EU-Test wurde nun eine Testmethode entwickelt, welche die Wasser-Reaktivität der hier untersuchten aluminiumhaltigen Stäube beziffern und in Zusammenhang mit dem Aufheizverhalten einzelner BigBags bringen kann.

Bei pH-Wert-Messungen wurden versuchsweise die Materialproben mit einer auf pH 10 eingestellten NaOH-Lösung aufgeschlämmt. Nach einminütigem Rühren konnten in den Überständen dieselben pH-Werte wie bei einer Aufschlammung mit Wasser gemessen werden. Selbst eine Erhöhung der verwendeten Laugenmenge änderte an diesem Verhalten kaum etwas.

Offensichtlich verfügt die Aufschlammung der Stäube über eine erhebliche Pufferkapazität. Diese wird von wasserlöslichen Salzen bewirkt, die sich im mineralischen Anteil der Rückstände (er beträgt fallweise mehr als die Hälfte der Gesamtmasse) befindet.

Um nun die Reaktivität eines Materials mit Wasser reproduzierbar charakterisieren zu können, sind folgende Bedingungen zu erfüllen:

Um die Auflösung der oxidischen Schichten um die Aluminiumpartikel zu beschleunigen (Schnelltest), muss die Reaktion bei einem definierten, von pH 7 verschiedenen pH-Wert ablaufen.

- Der pH-Wert muss während der gesamten Reaktionszeit konstant sein.
- Der pH-Wert darf den Wert nicht übersteigen, bei welchem mit dem zu prüfenden Material eine spontane Reaktion erfolgen würde.
- Die gesamte Materialprobe muss rasch vollständig benetzt werden.

Wegen der festgestellten stark pH-puffernden Eigenschaften der Stäube sowie wegen ihres hydrophoben Charakters wurde als Testlösung eine mit einem Tensid versetzte alkalische Pufferlösung in Betracht gezogen.

So wurde in Vorversuchen als Testlösung ein etwa 0,5-molarer Carbonat-/Hydrogencarbonat-Puffer mit einem pH-Wert von 10 als geeignet befunden. Der Tensidzusatz erfolgte durch Zugabe von zwei Tropfen Haushaltsspülmittel je Liter Pufferlösung.

Rezeptur für die Pufferlösung: 35 g wasserfreies Na_2CO_3 wird in 1 l H_2O aufgelöst (ergibt pH 11,4) und mit NaHCO_3 (ca. 25 g) auf pH 10 eingestellt. Die Lösung wird mit zwei Tropfen Spülmittel versetzt.

Wird nun das zu testende Material mit der oben beschriebenen Pufferlösung versetzt, nehmen zu Beginn nur die besonders "reaktiven" Aluminiumpartikel der Probe an oben

beschriebenen Reaktion mit Wasser teil. Das innerhalb eines bestimmten Zeitraums gebildete Wasserstoffvolumen ist dann ein Maß für die Reaktivität der Probe.

In Anlehnung an die sog. „Wasser-Reaktivität“ aus dem EU-Test wird diese Gasbildungsrate als „**Puffer-Reaktivität bei pH 10**“ bezeichnet.

Um zu verhindern, dass bei Befüllen des verwendeten Testkolbens eingeschlossene Luftblasen die Messung stören, und um eine möglichst vollständige Benetzung der Probe mit Testlösung zu gewährleisten, wurde die in Abbildung 1 skizzierte Testapparatur entwickelt.

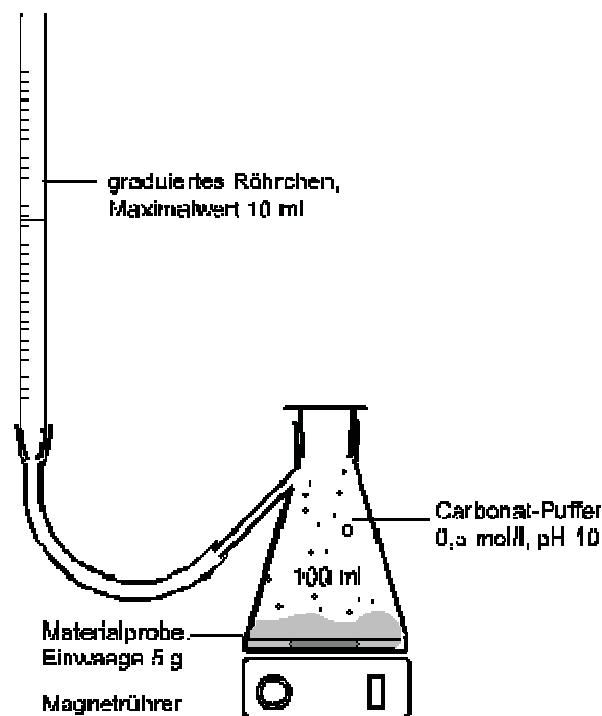


Abbildung 1 Testapparatur zur Ermittlung der Reaktivität einer wasserreaktiven Materialprobe

Im Verlaufe der Untersuchungen an 70 Materialproben wurde festgestellt, dass sich in der ersten Minute des Tests die größte Menge an Wasserstoffgas bildet und danach die Steigung der Gasbildungskurve stark abnimmt, um sich dann einem Plateau zu nähern. Die reaktivsten Aluminiumteilchen, welche vermutlich auch für die Selbsterhitzung der aluminiumhaltigen Stäube verantwortlich sind, sind also nach etwa einer Minute abreagiert. Im folgenden Unterkapitel wird noch auf die Korrelation zwischen Ein-Minuten-Wert und Selbsterhitzungstemperatur eingegangen werden.

Der Reaktivitätstest wird wie folgt durchgeführt:

- Abwiegen von 5 Gramm Testsubstanz direkt in den mit einem Magnetrührstäbchen versehenen 100-ml-Testkolben

- Einfüllen von Pufferlösung in den Testkolben bis zum unteren Rand des Glaschliffs (hier ca. 125 ml)
- rasches gasdichtes Verschließen des Testkolbens und sofortiges Ablesen der Flüssigkeitshöhe in dem graduierten Steigröhrchen (Startwert)
- Anschalten des Rührers und der Stoppuhr
- nach genau einer Minute Ablesen der Flüssigkeitshöhe im Steigröhrchen.

4.4 Ergebnisse der Anwendung des Tests auf Proben aus den Versuchs-BigBags

Aluminiumhaltige Stäube, die sich nach Vernässung nicht selbst erhitzen, zeigten erwartungsgemäß auch keine Reaktivität im Puffer-Reaktivitäts-Schnelltest. Entsprechend wiesen BigBag-Inhalte, die sich mit Wasser reaktiv gezeigt hatten, auch eine mehr oder weniger hohe Puffer-Reaktivität auf (zwischen 0,3 und 1,4 ml H₂ je 5 g Probe). Durch eine geeignete Korrelationsanalyse (abbildung 2) konnte ein grober Daumenwert für die untersuchten zehn Stäube bei der oben beschriebenen Testanordnung gefunden werden: ca. 0,1 ml Wasserstoff nach 1 Minute je 10 °C Temperaturerhöhung im BigBag.

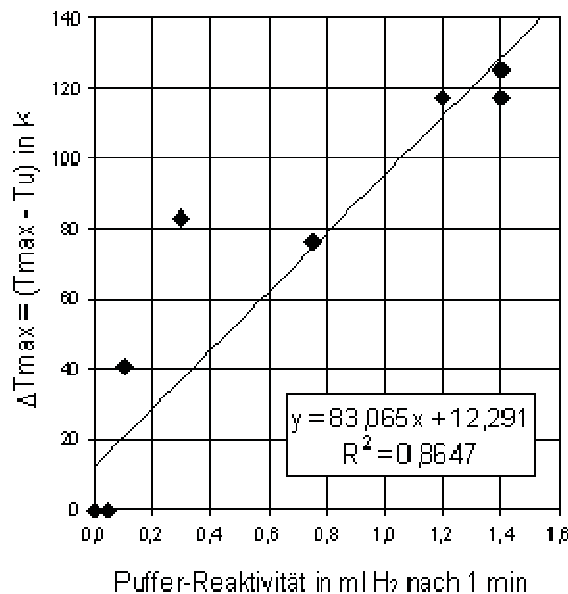


Abbildung 2: Puffer-Reaktivität und nach Vernässung des BigBags erreichte Höchsttemperatur

Für die Korrelation wurde von den o.g. Werten der höchsten erreichten Temperatur T_{\max} die jeweils zum Messzeitpunkt herrschende Umgebungstemperatur T_u abgezogen.

Das Ergebnis des Schnelltests spiegelt also das Selbsterhitzungsverhalten eines aluminiumhaltigen Staubes in einem BigBag bei Wasserzutritt wider. Es wird hier jedoch deutlich, dass wirklichkeitsnahe Vorversuche nötig sind, um dieses Ergebnis richtig zu interpretieren.

4.5 Siebanalysen

Es kann angenommen werden, dass auf Grund ihrer großen Oberfläche die kleinsten Aluminiumpartikel in einer Staubprobe auch am schnellsten in alkalischem bzw. saurem Milieu zu Aluminiumhydroxid und Wasserstoff reagieren.

Um in etwa zu quantifizieren, in welchem Maße kleine Korngrößen für eine Reaktivität eines aluminiumhaltigen Staubes verantwortlich sind, wurden an den Stäuben Siebanalysen durchgeführt. Die erhaltenen Siebfraktionen (< 0,1 mm, 0,1mm bis 0,25 mm, 0,25 mm bis 0,5 mm und > 0,5 mm) wurden jeweils auf ihren Aluminiumgehalt und ihre Puffer-Reaktivität untersucht.

Obwohl die Fraktion kleiner 0,1 mm (etwa 1/3 bis 1/2 der Gesamtmasse) bei allen Proben den weitaus geringsten Anteil zum Gesamtaluminiumgehalt der Probe beisteuerte – im Falle der reaktivsten Probe nur 0,2% –, war sie, ebenfalls bei allen Proben, für mehr als die Hälfte der gesamten Gasbildung im Reaktivitätstest verantwortlich.

4.6 Ursachen der Glimmbrände

Im Rahmen dieser Arbeit konnte, wie oben erwähnt, durch die Vernässung von mit aluminiumhaltigen Koksstäuben gefüllten BigBags kein Glimmbrand herbeigeführt werden. Auch durch mehrere Versuche, mit einer ca. 2000 °C heißen Flamme einen BigBag zu entzünden, konnte kein BigBag mit glimmfähigem Material gefunden werden. Die Durchführung des sog. Glimmtests an 70 Staubproben ergab mittlere Glimmtemperaturen von ca. 350 °C, die niedrigste festgestellte Glimmtemperatur betrug 200 °C, also noch 60 °C höher als die in den Vernässungsversuchen höchste erreichte Temperatur. Ferner wurde festgestellt, dass der TOC-Gehalt, in diesem Fall der Gehalt an elementarem Kohlenstoff, keinen klaren Zusammenhang mit der Glimmtemperatur eines Staubes aufweist.

Folglich kann über die Entstehung der eingangs erwähnten Glimmbrände der folgende Hergang nur vermutet werden: Die in den mit wärmedämmenden Stäuben gefüllten BigBags aus der Reaktion von Aluminium mit Wasser freiwerdende Wärme konnte auf Grund der hohen Reaktionsgeschwindigkeit nicht oder nur sehr langsam in die Umgebung abfließen. So erhöhte sich die Temperatur im Inneren der BigBags, welche wiederum von anderen BigBags umstellt und überschichtet waren, auf bis zu 200 °C, worauf trockene Randbereiche der vernässten Zonen begannen zu schwelen.

4.7 Versuche mit Shredder-Leichtfraktion (SLF) aus dem Automobilrecycling

Abschließend wurde der Puffer-Reaktivitätstest bei pH 10 an mehreren Proben SLF durchgeführt. Bei Haufwerken dieser Abfallart treten immer wieder Glimmbrände auf.

Sie werden vermutlich durch die exotherme Oxidation von Eisen- und Aluminiumspänen in Anwesenheit von brennbarem und gleichzeitig stark wärmedämmendem organischem Material verursacht.

Alle fünf untersuchten SLF-Proben lieferten im Test Werte von 1,1 bis 1,4 ml H₂ je 5 g Probe, weisen also eine ähnliche Reaktivität auf wie die reaktivsten Stäube, die zuvor untersucht worden waren.

5 Zusammenfassung

An Hand von Laborversuchen und von Versuchen im Industriemaßstab konnte ein nasschemischer Schnelltest entwickelt werden, mit welchem sich das Selbsterhitzungspotential von in BigBags gelagerten aluminiumhaltigen Stäuben abschätzen lässt. Weitere Versuche müssen zeigen, ob die in dieser Arbeit gefundene Faustformel (0,1 ml im Reaktivitätstest gebildeter Wasserstoff stehen für 10 °C Temperaturerhöhung im Großversuch) auch für andere Materialien als das hier untersuchte anwendbar ist.

Anschrift der Verfasser

Dipl.-Ing. Matthias Rapf

Institut für Siedlungswasserbau, Wassergüte- und Abfallwirtschaft
der Universität Stuttgart, Arbeitsbereich Sonderabfall / Altlasten

Bandtäle 2

70569 Stuttgart

Telefon: +49 711 685 3709

e-Mail: matthias.rapf@iswa.uni-stuttgart.de

Internet: <http://www.iswa.uni-stuttgart.de/afw/>

Ableitung von Kriterien zur Beurteilung einer hochwertigen Verwertung von metallhaltigen mineralischen Abfällen

Jürgen Giegrich *) Siegfried Kalmbach **) Horst Fehrenbach *)

*) IFEU – Institut Heidelberg GmbH

**) Umweltbundesamt Dessau

Definition of criteria for the assessment of high quality recovery of mineral waste containing metals

Abstract

In Germany a large number of industrial waste types is generated which contains considerable concentrations of valuable metals. On the contrary the extraction and refinement of metals from primary resources is related to partially high environmental impacts. Therefore in the context of a sustainable use of resources the metals in waste should be recovered with environmentally adequate treatment technologies. A priority for the recovery of metals had been established for waste with a certain metal content within the federal regulation on using waste as construction material in mines and landfills. An ongoing research project addressing these aspects is presented here with some intermediate findings. The research project will provide an overview of existing recovery options for metals from types of mineral waste. It will assess the environmental performance of recovery options in comparison to the environmental impacts caused by the production of the same metals from primary resources. Subsequently these assessments will allow defining criteria for prioritizing the metal recovery using the metal contents of the mineral waste.

Zusammenfassung

In Deutschland wird eine große Anzahl und Menge an Industrieabfällen erzeugt, die noch beträchtliche Konzentrationen an wertvollen Metallen enthalten. Gleichzeitig werden Metalle mit teilweise hohen Auswirkungen auf die Umwelt aus Primärrohstoffen gewonnen. Daher sollten im Rahmen einer nachhaltigen Nutzung von Ressourcen die Metalle aus Abfällen mit umweltseitig akzeptablen Behandlungsverfahren zurückgewonnen werden. Der Rückgewinnung von Metallen wurde in der *Versatzverordnung* und der *Verwertungsverordnung für Deponien* Vorrang eingeräumt, sobald ein bestimmter Metallgehalt überschritten wird. Ein laufendes Forschungsvorhaben, das diese Aspekte aufgreift, wird hier mit ersten Zwischenergebnissen vorgestellt. Das Vorhaben wird einen Überblick über Verwertungsverfahren zur Metallrückgewinnung aus verschiedenen Abfallarten liefern. Darüber hinaus wird es Aussagen treffen über die Umweltauswirkungen der Verwertungsoptionen im Vergleich zu der Herstellung der gleichen Metalle aus Primärrohstoffen. Schließlich werden die Untersuchungen dazu genutzt werden können, die Kriterien in Form von Metallgehalten in den Abfällen zu überprüfen, ab denen eine Wiedergewinnung Priorität haben sollte.

Keywords

Mineralische Abfälle, Metallrecycling, Versatzverordnung, ökologische Bewertung, Metallgehalte von Abfällen

1 Einleitung

„Eine der Art und Beschaffenheit entsprechende hochwertige Verwertung eines Abfalls ist anzustreben.“ Diese in § 5 Abs.2 des Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetzes enthaltene Grundpflicht hat insbesondere bei der Verwendung von Abfällen zum Bergversatz zu Diskussionen geführt. Dabei werden Abfälle (ggf. zusammen mit anderen Materialien) unter Nutzung ihrer bauphysikalischen Eigenschaften zu bergtechnischen oder bergsicherheitlichen Zwecken unter Tage verwendet. Falls nun diese Versatzmaterialien andere verwertbare Inhaltsstoffe besitzen oder für andere Anwendungen zur Verfügung stehen können, sind Konfliktfälle möglich.

Die Versatzverordnung (VersatzV) vom 24. Juli 2002 hat hier Regelungen getroffen, die den Vorrang der Rückgewinnung von Metallen unter bestimmten Rahmenbedingungen aufgreift. Für die Metalle Zink, Blei, Kupfer, Zinn, Chrom, Nickel und Eisen wurden bestimmte Konzentrationen in Abfällen festgelegt, ab denen eine Verwertung im Bergversatz nicht stattfinden darf. Einschränkend gilt weiter, dass die Gewinnung der Metalle aus den Abfällen technisch möglich und wirtschaftlich zumutbar sowie unter Einhaltung der Anforderungen an die Zulässigkeit einer solchen Verwertung durchführbar ist. Mit der Deponieverwertungsverordnung (DepVerwV) vom 25. Juli 2005 wurden die Regelungen aus der Versatzverordnung auch auf die Verwertung von Abfällen auf obertägigen Deponien erweitert.

Im industriellen Bereich fällt eine Vielzahl von Abfällen an, die Wertmetalle enthalten und die zurückgewonnen werden können. Zurzeit entscheiden insbesondere die stark schwankenden Weltmarktpreise für Metalle darüber, ob sich eine Verwertung für die Metallfraktion „lohnt“. Im Sinne eines nachhaltigen Ressourcenschutzes sollte jedoch auch ermittelt werden, wann eine „hochwertige Verwertung“ der Metalle in solchen metallhaltigen mineralischen Abfällen umweltseitig geboten ist.

Zur Beurteilung einer hochwertigen und umweltverträglichen Verwertung sind zum einen die Aufbereitungs- und Verwertungsverfahren der Abfälle selbst von Bedeutung, vor allem die Art und Weise, wie umweltfreundlich und energiesparend die Verfahren arbeiten, um die Metalle zurück zu gewinnen. Zum anderen sind die Aufbereitungsverfahren für Abfälle den Prozessen gegenüberzustellen, mit denen die Primärrohstoffe in Form der Erze aufbereitet und die Metalle schließlich gewonnen werden. Die Metallgewinnung gerade im außereuropäischen Raum ist oft mit großen Umweltbelastungen verbunden.

Der Beurteilung einer hochwertigen Verwertung metallhaltiger mineralischer Abfälle soll nun ein Forschungsvorhaben des Umweltbundesamtes (FKZ 202 35 310) dienen. Im Rahmen dieses Forschungsvorhabens ist auch eine Übersicht über die existierenden Aufbereitungsverfahren zu erstellen, die für die metallhaltigen mineralischen Abfälle zur

Verfügung stehen. Im Zentrum der Untersuchung sind die Umweltbelastungen zu ermitteln, die von der Aufbereitung der Abfälle ausgehen. Einen nicht unerheblichen Aufwand stellt weiterhin die Gegenüberstellung der Prozesse dar, die von der Gewinnung, Aufbereitung und Herstellung der entsprechenden Primärmaterialien ausgehen. Mit der Kenntnis über die Umweltbelastung der Prozesse kann schließlich eine Beurteilung vorgenommen werden mit der dann allgemeingültige Kriterien entwickelt werden.

Ziel des Vorhabens ist es, für die in der Versatzverordnung geregelten Metalle eine Hilfestellung im Vollzug zu erhalten, beziehungsweise Hinweise auf eine Weiterentwicklung der Versatzverordnung zu geben. Über die ersten Arbeiten soll im Weiteren berichtet werden.

2 Methodische Grundlagen und Herangehensweise

Bei der Verwertung metallhaltiger mineralischer Abfälle handelt es sich um ein System, das von der Erfassung der Abfälle über die Aufbereitung, die Bereitstellung von Hilfsstoffen und Energie bis hin zum eigentlichen Herstellungsprozess des Sekundärmaterials reicht. Ebenso reicht die Herstellung des substituierten Primärrohstoffs von den Abbauprodukten in den Minen bis zu der metallurgischen Herstellung des jeweiligen Metalls.

In beiden Fällen sind also nicht nur einzelne Anlagen zu berücksichtigen, sondern ganze Systeme. Bei der umweltseitigen Beurteilung von Systemen existiert als Instrumentarium die ökobilanzielle Analyse, die speziell dafür entwickelt wurde. Die Nutzung der Ökobilanz wurde bereits vielfach für Fragestellungen der Abfallwirtschaft angewendet.

Ein erster Schritt bei solch einer ökobilanziellen Betrachtung ist die Festlegung der Systemgrenzen und damit der zu untersuchenden Systeme. Gegenübergestellt werden dabei das eigentliche Verwertungssystem und das jeweils substituierte Äquivalenzsystem (siehe Abb.1).

Die Ökobilanz abfallwirtschaftlicher Systeme wird in einer festen Abfolge von Schritten bearbeitet. Dies beginnt nach der Zielformulierung mit dem Sammeln und Aufbereiten der Daten des untersuchten Systems. Dazu muss das gewünschte System zuerst beschrieben und modelliert werden. Dann müssen die benötigten Daten erhoben werden, um daraus die Input-Output-Ströme für das System selbst oder bestimmter Unter-systeme zu berechnen.

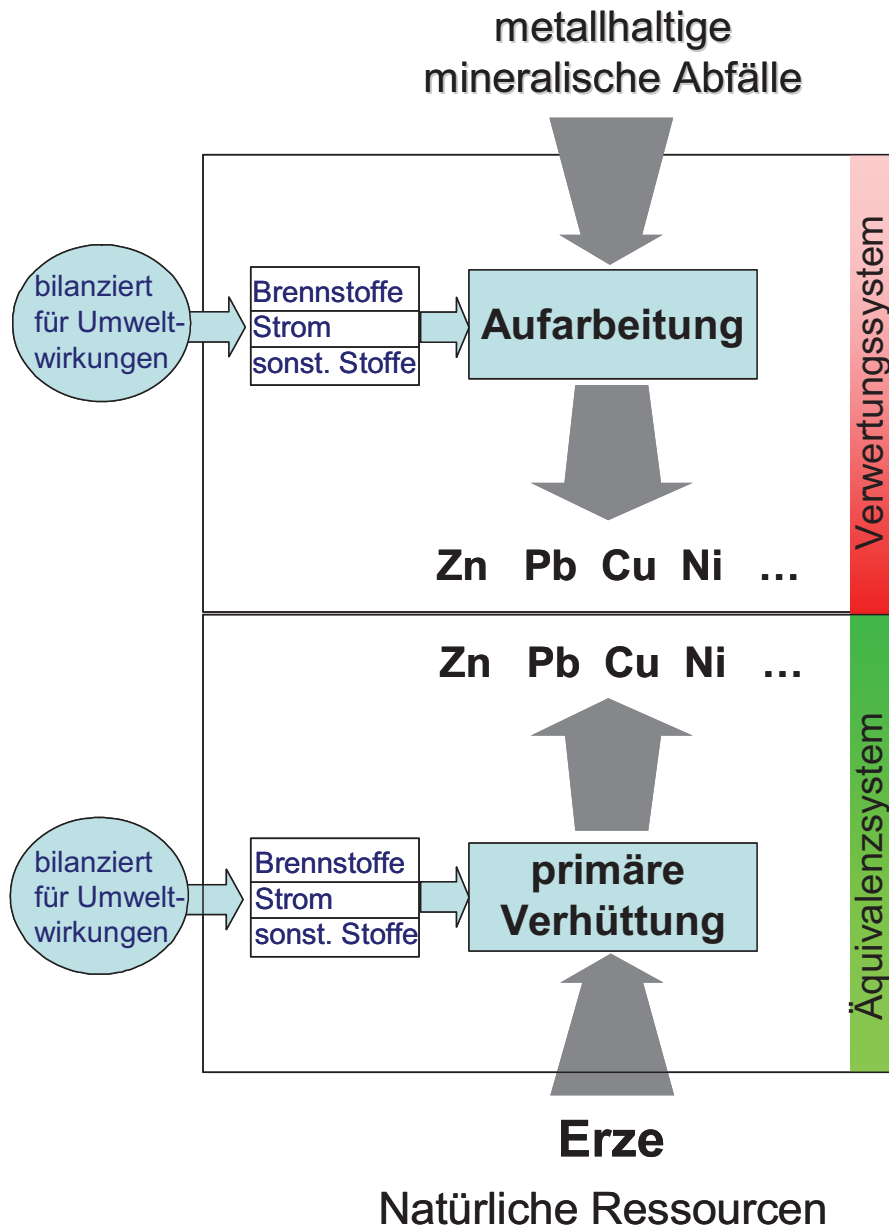


Abbildung 1 Methodische Grundlage

Die in der so genannten Sachbilanz ermittelten Daten und Informationen sind mit Umweltwirkungen verbunden. Für die Überführung der Emissionsdaten in Umweltwirkungen müssen zunächst die zu betrachtenden Umweltwirkungskategorien (z.B. Treibhauseffekt) festgelegt werden. Anschließend wird die Zuordnung von Einzelparametern zu den jeweiligen Umweltwirkungskategorien vorgenommen. Im nächsten Schritt wird dann der Beitrag der einzelnen Parametern zu den ausgewählten Umweltwirkungskategorien ermittelt.

Die nachfolgende Tab. 1 zeigt eine Zusammenstellung der Umweltwirkungskategorien mit den jeweiligen Parametern aus der Bilanzierung:

Tabelle 1 Umweltwirkungskategorien

Naturraum-beanspruchung	Ressourcen-beanspruchung	Treibhauseffekt	Fotooxidantien-bildung	Eutrophierung ¹⁾ + Sauerstoffzeh-rung	Versauerung	Humantoxizität ³⁾	Ökotoxische Wirkung ⁴⁾
Fläche	Erdöl	CO ₂ fossil	NO _x	NO _x	NO _x	As ²⁾	NH ₄ ⁺
	Erdgas	CH ₄	CH ₄	NH ₃	NH ₃	BaP ²⁾	Cr
	Braunkohle	N ₂ O	NMVOG	CSB	SO ₂	Cd ²⁾	Zn
	Steinkohle		Benzol	N-ges.	H ₂ S	Cr ^{2,6)}	
	Metallerz		Toluol	NH ₄ ⁺	HCl	Dioxin ²⁾	
		Xylol	NO ₂ ⁻	HF	Ni ²⁾		
				P-ges.	PM 10		

1) Bei NO_x (als NO₂) und NH₃ Eutrophierungspotenzial in Luft, sonst in Wasser

2) Parameter werden in Form von Arsen-Äq. zum Krebsrisikopotenzial aggregiert

3) alle Stoffe als luftseitige Emissionen

4) alle Stoffe als Schadstoffeintrag in Wasser

5) nicht fossiles C, welches dauerhaft aus der Atmosphäre fern gehalten wird, wird als C-Senke (umgerechnet als CO₂ ausgewiesen)

6) als Chrom VI

In einer Auswertung werden die in der Bilanzierung und Wirkungsabschätzung ermittelten Umweltwirkungen zu einem Gesamturteil zusammengeführt. Dieses Gesamturteil kann aus den Einzelergebnissen mit Hilfe von Gewichtungen oder einer verbalargumentativen Abwägung hergestellt werden. Durchaus möglich ist aber auch die Herangehensweise, einen einzelnen Parameter - wie etwa den kumulierten Primärenergieaufwand - als Repräsentant der gesamten Umweltwirkungen zu verwenden. Dazu muss aber zunächst seine Eignung in dem speziellen Fall geprüft werden.

Auf jeden Fall werden schließlich mit der Gesamtheit der Umweltbeeinträchtigungen von Verwertungsverfahren und substituiertem Primärprozess Kriterien in Form von Metallgehalten in den Abfällen ermittelt, die bei einer Bewertung der Metallrückgewinnung Vorrang einräumen können.

3 Im Vorhaben untersuchte Metalle und typische Abfälle

Die Versatzverordnung nennt sieben Metalle, die bei bestimmten Grenzwertkonzentrationen (angegeben in g/kg Feststoffgehalt) unter bestimmten Randbedingungen nicht mehr als Versatzmaterial oder als Zusatz zu einem Versatzmaterial verwendet werden dürfen (siehe Tab. 2).

Die Metallgehalte, ab denen zwingend eine stoffliche Aufbereitung nach der Versatzverordnung vorgeschrieben ist, sind in g/kg bzw. in Prozent:

Tabelle 2 Metallgehalte der Versatzverordnung

	Grenzwertkonzentration für Metalle im Abfall	Grenzwertkonzentration für Metalle im Abfall
	in g/kg	in Prozent
Zink	≥ 100	≥ 10 %
Blei	≥ 100	≥ 10 %
Kupfer	≥ 10	≥ 1 %
Zinn	≥ 15	≥ 1,5 %
Chrom	≥ 150	≥ 15 %
Nickel	≥ 25	≥ 2,5 %
Eisen	≥ 500	≥ 50 %

Diese Metallgehalte orientieren sich an den Metallgehalten in Primärerzen, die für die Herstellung dieser Metalle verwendet werden. Durch diese Herangehensweise ist quasi garantiert, dass bei gleichen Technologien und Umweltstandards die metallurgische Aufarbeitung von Abfällen und Erzen vergleichbar sind. Das mag zwar im Einzelnen je nach Matrix des Abfalls oder Erzes oder je nach Umweltstandard der Herstellung in einzelnen Ländern im Vergleich mit einer Aufbereitung in Deutschland nicht übereinstimmen, jedoch kann es als vernünftige erste Näherung angenommen werden.

Es ist nun durchaus möglich, dass bestimmte Abfälle mit niedrigeren Metallgehalten als in der Versatzverordnung festgelegt (s.o.), umweltseitige Vorteile der Metallrückgewinnung im Vergleich zum Primärrohstoff aufweisen. Diese Abfälle und die jeweiligen Metallgehalte sollen ebenfalls in dem Forschungsvorhaben identifiziert werden.

Folgende Herangehensweise wurde gewählt: Zuerst sind die Abfälle zu benennen, die in eine Konkurrenzsituation zwischen Verwertung der metallischen Bestandteilen und der Verwertung im Versatz kommen können. Das betrifft zum Beispiel Schlacken aus der Metallschmelze.

Betroffen davon sind z.B. die Abfälle aus der Gruppe 10 der Abfallverzeichnisverordnung (AVV) vom 10. Dezember 2001: „Abfälle aus thermischen Prozessen“, die von den Abfallschlüsseln 10 02 bis 10 10 die entsprechenden Abfallschlüssel für Schlacken, Filterstäube und sonstigen Reststoffe der Eisen- und Nichteisenmetallaufbereitung umfasst.

In Tab. 3 sind zur Verdeutlichung der Mengenrelevanz einige Abfälle mit ihren entsprechenden Mengen für die Jahre 2001 und 2003 nach Angaben des Statistischen Bundesamtes aufgeführt. Erschwert wird die Abschätzung der Relevanz der Abfallmengen durch die 2002 erfolgte Umschlüsselung der Abfallarten. Für beide Jahre werden verfügbare Mengeninformatoren auf Basis der 6er Schlüssel dargestellt:

Tabelle 3 Mengenrelevanz nach Abfallschlüsseln

Abfallbezeichnung		2001	2003
besonders überwachungsbedürftig		in Tonnen	in Tonnen
10 03 04	Schlacken aus der Aluminiummetallurgie	18.600	
10 04 01	Schlacken aus der Bleimetallurgie	1.500	
10 05 01	Schlacken aus der Zinkmetallurgie		133.626
nicht besonders überwachungsbedürftig			
10 07 01	Schlacken aus der Edelmetallurgie	900	698
10 08	Abfälle aus sonstiger NE-Metallurgie	4.300	
10 02 02	unverarbeitete Schlacke aus Eisenindustrie	3.709.000	764.083
10 09 03 bzw. 10 09 08	Abfälle vom Gießen von Eisen und Stahl (Ofenschlacke)	158.038	903.400
10 10 03 bzw. 10 10 08	Abfälle vom Gießen von Nichteisenmetallen (Ofenschlacke)	1.278	94.080

Für diese Abfälle werden z.Zt. noch die typischen Metallgehalte recherchiert und gehen dann in die weitere Untersuchung ein.

4 Verfahren zur Aufbereitung metallhaltiger Abfälle

Als weiterer Arbeitsschritt werden für die genannten Metalle die heute eingesetzten Aufbereitungs- und Verwertungsverfahren zusammengestellt. Bei der Zusammenstellung werden Informationen zum erzeugten Produkt, zur Metallgewinnungseffizienz, zum Energieeinsatz und zu möglichen Emissionen recherchiert. Diese Informationen sind für die Bewertung der Verwertungsverfahren im Vergleich mit der Metallgewinnung aus Primärrohstoffen notwendig.

Einige Firmen, die sich der Metallverwertung u.a. aus mineralischen Abfällen widmen (ohne Anspruch auf Vollständigkeit), seien hier genannt: Berzelius Metall GmbH, B.U.S. Steel Services GmbH, H.C.Stark GmbH, Nickelhütte Aue GmbH, Norddeutsche Affinerie AG, Umicore Precious Metals Refining, Thyssen Krupp AG, Ruhr-Zink GmbH, etc.

Einige Verfahren verschiedener Anbieter für drei der sieben in der Versatzverordnung geregelten Metalle, die Verwendung finden, nämlich Zink, Blei und Nickel, sind hier kurzfristig mit öffentlich verfügbaren Informationen aufgeführt. Sie stellen zum jetzigen Zeitpunkt noch keine Präferenz oder Auswahl der betrachteten Recyclingoptionen dar.

4.1 Zinkaufbereitung

Zink wird zum Beispiel mit Hilfe des so genannten Wälzrohrverfahrens zurückgewonnen¹. Dabei werden die angelieferten Stäube, Schlämme, Filterkuchen oder sonstigen zinkhaltigen Reststoffen zunächst entweder in geschlossenen Siloanlagen oder in eingehausten Boxen zwischengelagert. Diese Vorstoffe werden in einem ersten Schritt mit Wasser und dem Reduktionsmittel zu Pellets verarbeitet, um so die Reaktionsfähigkeit der zu verarbeitenden Stoffe zu erhöhen und eine homogene Ofenbeschickung zu gewährleisten. Die Pellets werden entweder direkt oder über eine Zwischenlagerung dem Drehrohrföfen zugeführt. Bei Temperaturen von bis zu 1.200 °C wird insbesondere Zink verdampft. Dieses reagiert in der Gasphase des Ofens zu Zinkoxid, das mit sonstigen flüchtigen Bestandteilen in den Filteranlagen des Ofens als Zinkkonzentrat gewonnen wird. Dieses wird schließlich an die Zinkindustrie vermarktet (siehe Abb. 2).

¹ B.U.S Steel Services GmbH; Ruhr-Zink GmbH

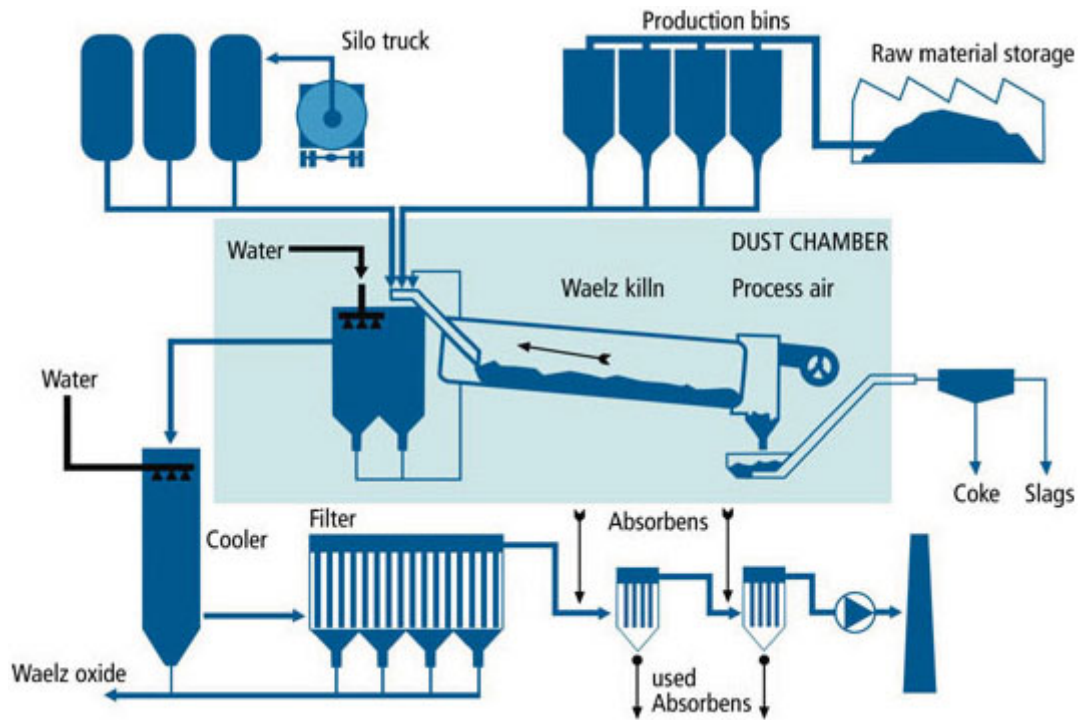


Abbildung 2 Zinkaufbereitung

4.2 Bleiaufbereitung

Ein Verfahren zur Bleiaufbereitung ist z.B. das sog. QSL-Verfahren² (siehe Abb. 3), ein kontinuierlich arbeitendes Verfahren, bei dem in einem liegenden Reaktor die bleihaltigen Materialien eingeschmolzen und Werkblei sowie eine absetzbare Schlacke gewonnen werden. Konzentrate und Zuschlagstoffe, rezirkulierter Flugstaub sowie - falls erforderlich - geringer Kohlezusatz werden gemischt und zu Pellets verarbeitet.

Die Aufgabe der Mischung ist es, das Material einigermaßen gleichförmig und staubfrei dem Reaktor aufzugeben. Die Mischung wird über Aufgabetrichter dem Reaktor zugeführt und fällt in das geschmolzene Schlackenbad. Der QSL-Reaktor besteht aus einem leicht geneigten, ausgemauerten Reaktor, der um 90 Grad gedreht werden kann. In der ersten Zone des Reaktors wird technischer Sauerstoff durch bodenblasende, gasgekühlte Düsen in das flüssige Bad geblasen, wobei die im Rohmaterial enthaltenen Sulfide oxidiert werden und Schwefeldioxid und verunreinigtes Blei entstehen.

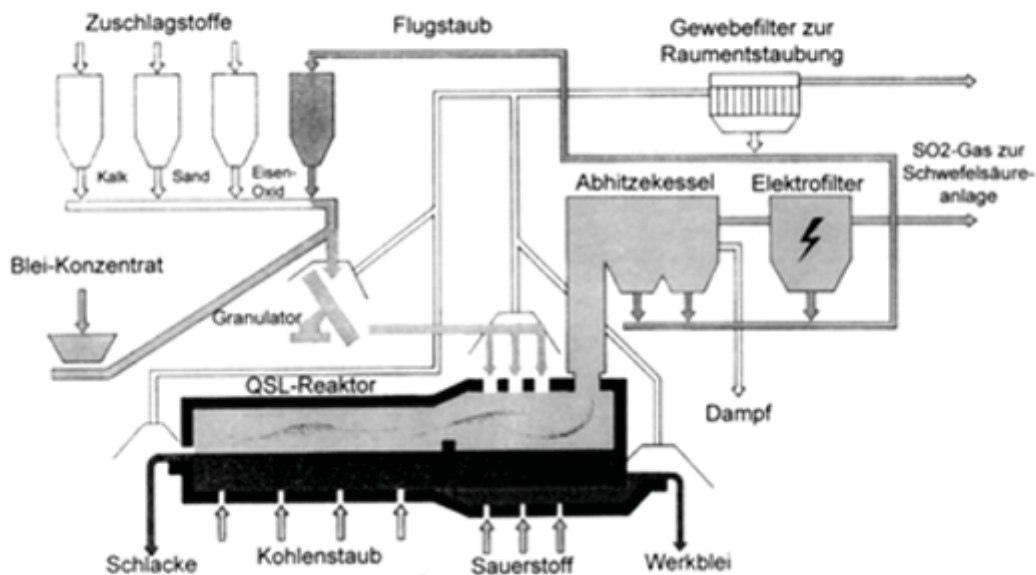
Die bleihaltige Schlacke läuft durch ein Wehr in die Reduktionszone, in der durch ebenfalls bodenblasende Düsen Kohlenstaub unter Zusatz von Luft oder Sauerstoff eingeblasen wird. Der Kohlenstaub reduziert das in der Schlacke enthaltene Bleioxid zu metallischem Blei, das sich mit dem Primärblei der Oxidationszone vereinigt und gemeinsam kontinuierlich aus dem Reaktor in einen Kessel abfließt. Die reduzierte Schlacke

² BSB Recycling GmbH, Tochter der BERZELIUS Metall GmbH

mit einem niedrigen Bleigehalt läuft am anderen Ende des Reaktors über und wird entweder granuliert oder kann in einem weiteren Verarbeitungsschritt einer Entzinkung zugeführt werden.

Das SO₂-haltige Abgas tritt bei einer Temperatur von etwa 1100 °C in der Oxidationszone aus, wird in einem senkrecht führenden Schacht auf eine Temperatur unter 700 °C gekühlt und passiert anschließend einen Abhitzekessel sowie einen nachgeschalteten Elektrofilter. Die hier anfallenden Stäube werden dem Verfahren wieder zugeführt. Nach dem Elektrofilter hat das Gas noch eine Temperatur von 320 - 350°C und einen Staubgehalt von < 100 mg/Nm³. In einem nachgeschalteten Verdampfungskühler wird das Gas nochmalig einem Waschprozess unterzogen und auf 70 °C abgekühlt. Danach durchläuft das Gas eine zweistufige Nass-Gas-Reinigung und wird weiter abgekühlt auf 30 - 35 °C, wobei es bis auf einen Reststaubgehalt von < 1 mg/Nm³ gereinigt wird. Die Quecksilber-Entfernungsanlage in Betrieb, welche nach dem Boliden-Norzink-Verfahren flüchtiges Hg aus der Gasphase durch eine umlaufende HgCl₂-Lösung herauswäscht. Das so gereinigte SO₂-haltige Gas durchläuft die Doppelkontakanlage und verlässt die Anlage mit einem Rest-SO₂-Gehalt von < 200 ppm/Nm³. Die dabei produzierte 96,5%-ige Schwefelsäure hat hohe Qualität mit einem Rest-Hg-Gehalt von < 0,5 ppm.

Gewinnung von Blei QSL-Verfahren



Quelle: Biebertung e.V.

Abbildung 3 Bleiaufbereitung

4.3 Nickelaufbereitung

Nickel kann sowohl pyrometallurgisch als auch hydrometallurgisch aufbereitet werden³. Die pyrometallurgische Aufbereitung konzentriert sich in dem dargestellten Fall (siehe Abb. 4) hauptsächlich auf das Metall Nickel, während bei der hydrometallurgischen Verarbeitung auch Kobalt zurückgewonnen werden kann.

Bei der pyrometallurgischen Aufbereitung kommen Galvanikschlämme, Katalysatoren, Schleifschlämme und nickelhaltige Stäube zum Einsatz. Sie werden in einem Reaktor erhitzt, so dass sich Metall und Schlacken entsprechend auftrennen. In einem Abstich werden die Fraktionen voneinander getrennt.

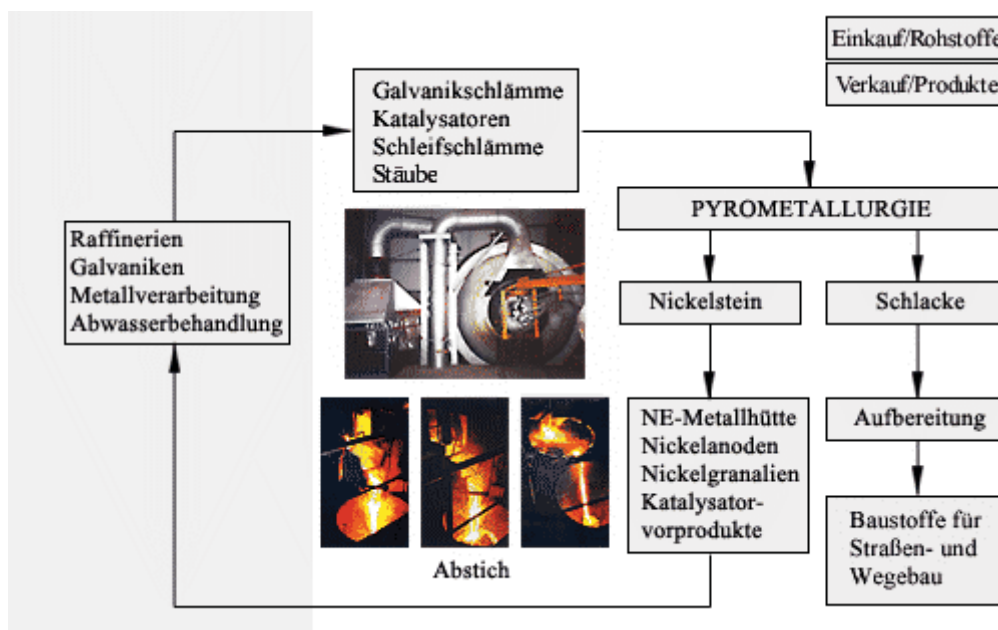


Abbildung 4 Nickelaufbereitung

5 Erste Aussagen (Zwischenergebnisse)

Auf Grund noch fehlender bzw. noch nicht vollständig ausgewerteter Daten und Informationen ist es zu dem jetzigen Zeitpunkt des Forschungsvorhabens noch problematisch, verlässliche Aussagen vorzulegen. Dennoch sollen hier einige orientierende Hinweise gegeben werden.

So kann man – ohne in die im zweiten Kapitel dargestellten Parameter oder Wirkungskategorien einzutreten – Hinweise aus dem Energieaufwand ermitteln, der zu den Aufbereitungsverfahren und zur Herstellung der Metalle aus Primärrohstoffen zur Verfügung steht. Das mag nicht in allen Fällen ausreichend sein, da die Primärmetallverhüttung in anderen Ländern mit erheblichen Emissionen verbunden ist. Gerade in Schwel-

³ Nickelhütte Aue GmbH

len- oder Entwicklungsländern muss davon ausgegangen werden, dass nur geringe oder unzureichende Maßnahmen zur Reduktion von Emissionen ergriffen wurden. Die Einordnung der nicht in Deutschland verursachten Emissionen stellt jedoch eine Problematik für sich dar, die in dem Vorhaben auch betrachtet wird.

Da zu dem jetzigen Zeitpunkt noch keine abgesicherten Aussagen zu den in Deutschland betriebenen Metallaufbereitungsverfahren gemacht werden können, soll deshalb hier zunächst eine Übersicht (siehe Tab. 4) über Energieverbrauch und einige Emissionen aufgeführt werden, die nach ersten eigenen Abschätzungen bei der Verhüttung der Primärrohstoffe zu Metallen entstehen.

Tabelle 4 Erste orientierende Zahlen zu Energieaufwand und Umweltbelastungen der Primärmaterialgewinnung

	KEA-gesamt	Treibhauseffekt	Versauerungspotenzial	Schwermetalle⁴ Summe (8 SM)
Metall	in GJ/t	in t CO ₂ -Äq/t	in kg SO ₂ -Äq/t	in kg/t
Chrom	65	k.A.	100	840
Eisen	17	0,9	4	5,2
Kupfer	46	1,7	122	1.900
Nickel	365	24	1445	890
Zink	70	6,5	24	13

Anhand dieser wenigen Zahlen zu den Umwelteigenschaften der Metallherstellung ist ersichtlich, wie unterschiedlich sich Energieaufwand und Emissionen bei der Herstellung von 1 Tonne des jeweiligen Metalls darstellt. Diese Werte, die noch validiert werden müssen, werden die Richtschnur sein, welcher Aufwand bei der Aufbereitung von ebenfalls 1 Tonne Metall aus den metallischen mineralischen Abfällen akzeptabel erscheint. Aus diesen Orientierungswerten lässt sich dann auf den Metallgehalt in den Abfällen zurückschließen, die mit einem jeweiligen Verfahren sinnvoll noch zu Metallen aufbereitet werden können.

⁴ Arsen, Chrom, Cadmium, Kupfer, Quecksilber, Nickel, Blei, Zink

6 Literaturhinweise

Gesetz zu Förderung der Kreislaufwirtschaft und Sicherung der umweltverträglichen Beseitigung von Abfällen (Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetz – KrW-/AbfG) vom 27. September 1994 (BGBl. I S. 2705), zuletzt geändert am 12. Juni 2005 (BGBl. I S. 1666)

Verordnung über den Versatz von Abfällen unter Tage (Versatzverordnung-VersatzV) vom 24. Juli 2002 (BGBl. I S. 2833), geändert am 12. August 2004 (BGBl. I S. 2190)

Verordnung über die Verwertung von Abfällen auf Deponien über Tage (Deponieverwertungsverordnung- DepVerwV) vom 25 Juli 2005 (BGBl. I S. 2252)

Verordnung über das Europäische Abfallverzeichnis (Abfallverzeichnis-Verordnung – AVV) vom 10. Dezember 2001 (BGBl. I S. 3379) zuletzt geändert am 24. Juli 2002 (BGBl. I S. 2833)

Erarbeitung einer Methode zur Bewertung von Verwertungsoptionen. Im Auftrag des Umwelt- und Verkehrsministeriums des Landes Baden-Württemberg unter Koordination der ABAG-itm GmbH, Stuttgart-Fellbach, Heidelberg 2002

Ökologische Bilanzen in der Abfallwirtschaft. Im Auftrag des Umweltbundesamtes, veröffentlicht als UBA-Texte 10/99, Heidelberg / Berlin 1999

Öffentlich zugängliche Informationen (über Internet oder sonstiges Informationsmaterial) der Firmen Berzelius Metall GmbH, B.U.S. Steel Services GmbH, H.C.Stark GmbH, Nickelhütte Aue GmbH, Norddeutsche Affinerie AG, Umicore Precious Metals Refining, Thyssen Krupp AG, Ruhr-Zink GmbH

Anschrift der Verfasser

Dipl.-Phys. Jürgen Giegrich
IFEU Institut
Wilckenstr. 3
69120 Heidelberg
Tel.: +49 (0) 6221 4767 -21
Email juergen.giegrich@ifeu.de
Website www.ifeu.org

Dipl.-Ing. Siegfried Kalmbach
Umweltbundesamt
Fachgebiet III 3.2 – Sonderabfallentsorgung
Postfach 1406
06813 Dessau
Tel.: +49 (0) 340 2103-3637
Email: siegfried.kalmbach@uba.de
Website www.uba.de

Dipl.-Biol. Horst Fehrenbach
IFEU Institut
Wilckenstr. 3
69120 Heidelberg
Tel.: +49 (0) 6221 4767 -16
Email horst.fehrenbach@ifeu.de
Website www.ifeu.org

Abfälle aus Bausanierung und Rückbau – ein unterschätztes Problem?

Heinz Bogon

Beratender Ingenieur Bauwesen - Umwelttechnik

Demolition Wastes – an underrated Problem?

Abstract

Demolition wastes are – in point of quantity - an important part of the building wastes. The variety of building materials and subsidiary substances increases furthermore and doesn't allow a sure assessment of the present potential risks, a complete survey is missing. The till now known pollutants asbestos, mineral fibres, PAH, PCB, PCP etc. are possibly only the top of the iceberg.

Abstract deutsch

Bei den Bauabfällen sind Abfälle aus Bausanierung und Rückbau mengenmäßig dominierend. Die weiter zunehmende Stoffvielfalt der Baumaterialien und Hilfsstoffe lässt eine gesicherte Einschätzung des bereits geschaffenen Gefährdungspotenzials nur im Einzelfall zu, eine Gesamtübersicht fehlt. Die bisher weithin bekannten Schadstoffe Asbest, KMF, PAK, PCB, PCP u.a. sind möglicherweise nur die Spitze des Eisbergs.

Keywords

Bauabfälle, Gebäuderückbau, Schadstoffe, Asbest, künstliche Mineralfasern KMF, Teer, PCB, Holzschutzmittel, Gips, biologische Arbeitsstoffe

1 Die Sünden der Vergangenheit

1.1 Asbest

Asbest als wohl bekanntester Gefahrstoff im Baubereich kann bei jedem Abbruch auftreten. In den siebziger Jahren enthielten über 3000 Produkte Asbest. In dieser Zeit wurden Jahr für Jahr 170.000 Tonnen Rohasbest eingeführt und zu 70 Prozent im Baubereich zu Asbestprodukten verarbeitet. In jedem Gebäude, das heute abgebrochen wird, kann also Asbest auftreten.

Schwach gebundene Asbestprodukte haben einen sehr hohen Asbestanteil und geben wegen ihrer schwachen Bindung Asbestfasern sehr leicht an die Luft ab. Alterung oder geringe äußere Einwirkungen, wie Erschütterungen, können schon ausreichen, Fasern freizusetzen.

Bei **Asbestzementprodukten** werden dagegen Fasern erst nach mechanischen Einwirkungen, wie Bohren oder Brechen, freigesetzt.

Auf weitere Ausführungen wird aufgrund der besonders umfangreichen Literatur zum Thema Asbest verzichtet.

1.2 Polychlorierte Biphenyle PCB

Seit den fünfziger Jahren wurde PCB außer in Kondensatoren von Leuchtstoffleuchten und anderen geschlossenen Anwendungen in großem Umfang auch als Weichmacher in einer Reihe offener Anwendungen eingesetzt. Offen angewendete PCB können insbesondere enthalten sein in

- dauerelastischen Fugendichtungsmassen als
 - Gebäudetrennfugen,
 - Bewegungsfugen zwischen Betonfertigteilelementen,
 - Anschlussfugen (Fenster, Türzargen),
 - Glasanschlussfugen an Fenstern,
 - Fugen im Sanitärbereich (selten),
- Anstrichstoffen,
- Klebstoffen,
- Deckenplatten (als Weichmacher bzw. Flammschutzmittel),
- Kunststoffen und
- Kabelummantelungen.

Eine der häufigsten Anwendungen in diesem Bereich war die Verwendung als Weichmacher in Fugendichtungsmassen auf Basis eines Polysulfid-Kunstharzes. Eines der wichtigsten Handelsprodukte im Bereich der Polysulfid-Kunstharze trug den Namen "Thiokol". Als Weichmacher für Fugendichtungsmassen wurden Produkte verwendet, die 30 bis 60 Gewichtsprozent Chlor enthielten. Diese Weichmacher wurden z. B. unter den Handelsnamen Clophen, Arodor, Kanechlor, Fenchlor u. a. in den Verkehr gebracht.

Im Jahr 1973 empfahl der Rat für wirtschaftliche Zusammenarbeit und Entwicklung (OECD), PCB nicht mehr in offenen, sondern nur noch in geschlossenen Anwendungen einzusetzen. Im Jahr 1978 setzte die Bundesregierung diese Empfehlung in deutsches Recht um. Seit 1983 werden PCB in der Bundesrepublik Deutschland nicht mehr hergestellt. Eine offene Anwendung von PCB ist insbesondere bei Gebäuden zu erwarten, die bis zum Ende der 70er Jahre erbaut wurden.

1.3 Teer und PAK

Bis Ende der sechziger Jahre wurde Parkett u.a. mit in organischen Lösemitteln gelöstem Steinkohlenteerpech verklebt. Steinkohlenteer und Steinkohlenteerpech enthalten jedoch polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK).

Mosaikparkett wird seit Anfang der 60er Jahre und Stabparkett seit Ende der 60er Jahre nicht mehr mit PAK-haltigem Material verklebt. Diese Klebstoffe wurden durch Kunstharzklebstoffe ersetzt, die nicht schwarz gefärbt sind.

Beim Verlegen von Holzpflaster in gewerblichen Räumen wie Werkstätten ist der Einsatz der steinkohlenteerhaltigen Klebstoffe, Vorstriche und Pappen noch lange Stand der Technik gewesen (DIN 68701 Holzpflaster GE für gewerbliche und industrielle Zwecke, Stand 02/89). Da die Klebstoffe im Ausland weiterhin produziert werden, kann eine Verwendung in Deutschland nicht völlig ausgeschlossen werden.

Weitere häufig PAK-haltige Baustoffe sind z.B.

- Dichtungs- und Dachbahnen
- Gussasphalt und Schwarzdecken
- Fugenverguss
- Teerkork: Korkgranulat mit Teer verklebt, als Platten oder Formteile
- Schwarzanstriche

Zeitliche Eingrenzungen für den Einsatz sind nicht möglich. Ältere Produkte weisen aber tendenziell hohe, neuere Produkte tendenziell niedrige Gehalte auf. Eine Unterscheidung ist aber nur analytisch möglich.

1.4 Holzschutzmittel (PCP, Lindan, DDT etc.)

Holzschutzmittel sind Produkte, die aufgrund ihrer Zusammensetzung einen Befall von Holz durch holzerstörende oder -verfärbende Pilze und Insekten verhindern oder vorhandene Organismen abtöten, wobei sie anschließend für einen anhaltenden Schutz gegen Neubefall sorgen. Um diesen Zweck zu erfüllen, enthalten Holzschutzmittel biozide Wirkstoffe, die auch für den Menschen, andere Organismen und Pflanzen mehr oder weniger toxisch sind.

In den 60er und 70er Jahren brachte es die architektonische Entwicklung - insbesondere auf dem Sektor des Eigenheimbaus - mit sich, dass immer mehr Holz im Außenbereich verbaut wurde.

Insbesondere der Marktführer Desowag brachte seine Produktreihe Xyladecor auf den Markt. Die Farblasuren wurden von Handwerkern und Verbrauchern hervorragend aufgenommen. In den 70er Jahren nahm die Nachfrage nach Holzschutzmitteln weiter zu. Der architektonische Trend ging jetzt dahin, aus dekorativen Gründen auch im Innenbereich von Wohnhäusern vermehrt Holzelemente anzubringen. Die Verbreitung der Holzschutzmittel mit giftigen Wirkstoffen wie **Pentachlorphenol und Lindan** erfolgte nun

verstärkt über die aufkommenden Heimwerker-Märkte, die ihrerseits für Holzschutzmittel warben.

Gesundheitliche Aspekte der Holzschutzmittel waren kein zentrales Thema, weder für die Hersteller noch für Behörden und Gesetzgeber. Bis 1978 bestand das Prüfverfahren für die amtliche Zulassung der auf dem Markt befindlichen Holzschutzmittel praktisch ausschließlich im Nachweis der bioziden Wirkung durch den Hersteller. Xylamon- und Xyladecor-Produkte fanden reißenden Absatz und machten Ende der 70er Jahre fast die Hälfte des heimischen Marktes für Holzschutzmittel aus. Betroffen sind noch heute mehrere Millionen Privathaushalte und eine Vielzahl öffentlicher Gebäude, darunter auch Kindergärten und Schulen. In Fertighäusern treten neben den Emissionen von Chlornaphthalinen, PCP und Lindan aus den werkseitig imprägnierten Spanplatten häufig noch hohe Belastungen an Formaldehyd hinzu.

Erst 1986 wurde mit Inkrafttreten der Gefahrstoffverordnung die Anwendung PCP-haltiger Holzschutzmittel in Aufenthaltsräumen verboten. Noch 1984 vom BGA als „sicher nicht krebserregend“ bezeichnet, wurde Pentachlorphenol sechs Jahre später als „eindeutig krebserzeugend“ eingestuft (MAK-Liste 1990).

Im Oktober 1996 - also fast 20 Jahre nach den ersten Berichten über PCP-bedingte Gesundheitsschäden - wurde von der ARGEBAU eine PCP-Richtlinie vorgelegt. Sie enthält Regelungen und Hinweise wie Bauprodukte, die PCP enthalten, zu bewerten sind, wie Sanierungen durchgeführt werden können und welche Schutzmaßnahmen dabei zu beachten sind.

Eine DDR-Spezifität war die Verwendung **des insektiziden Wirkstoffs DDT** in Holzschutzmitteln im Innenbereich bis 1990. Infolge der Anwendung des Holzschutzmittels Hylotox 59 sind zahlreiche Wohnungen und Einfamilienhäuser in Ostdeutschland mit DDT belastet.

Entscheidenden Anteil an der exzessiven Verwendung von Holzschutzmitteln hat die DIN-Norm 68800, die von den Bundesländern als Technische Baubestimmung eingeführt ist. Danach mussten bis früher zwangsweise tragende oder aussteifende Bauteile aus Holz, z.B. Dachstühle, Decken, Balken, Fachwerk mit Holzschutzmitteln behandelt werden. Erst in jüngster Zeit fand die Erkenntnis, dass beim Hausbau völlig auf Holzschutzmittel verzichtet werden kann, endlich auch Eingang in das Normenwesen - fast genau 30 Jahre nach Bekanntwerden der ersten Vergiftungsfälle durch PCP-haltige Holzschutzmittel.

Eine bedeutende Rolle spielten Holzschutzmittel in den etwa ab den 60er Jahren aufkommenden Fertighäusern. Aufgrund der Anfälligkeit gegen Feuchtigkeit der im Außenbereich und in Feuchträumen verwendeten Spanplatten wurden der Mischung aus Holzspänen und Harnstoff- bzw. Melamin-Formaldehydleim bereits vor der Pressung

lösemittelhaltige Holzschutzmittel beigegeben. Beim Verpressen der Platten verdampfen die Lösemittel, während die fungiziden und insektiziden Wirkstoffe in die Späne eindringen. Verwendet wurden insbesondere Präparate auf der Basis von Chlornaphthalin (PCN), PCP und Lindan. Fungizid ausgerüstete Spanplatten lassen sich in Baubeschreibungen am Buchstaben G erkennen.

Teeröle werden seit der ersten Hälfte des letzten Jahrhunderts zur Imprägnierung von Eisenbahnschwellen eingesetzt. Aufgrund der enthaltenen Aromaten besitzen Teeröle fungizide und bakterizide Wirksamkeit, vor allem gegen tierische Holzschädlinge und die Moderfäule. Teerölerzeugnisse werden eingeschränkt auch noch heute für Holzschutzmittel (Außenanwendungen) verwendet.

Teeröle weisen einen starken teerigen Eigengeruch auf und neigen zum Ausschwitzen. Gleiches gilt für die Carbolineen (Handelsbezeichnung z.B. Carbolineum) und die Teerölpräparate, Mischungen von Steinkohlenteerölen und Mineralölen unter Mitverwendung von fungiziden und insektiziden Wirkstoffen. Früher wurden den Teerölpräparaten zum Teil zusätzlich folgende Wirkstoffe zugesetzt: Chlornaphthaline (PCN), Pentachlorphenol (PCP), Fumecyclohexan, Lindan, Phenylquecksilberoleat. Allen Steinkohlenteeröl-Erzeugnissen gemeinsam ist ihre hohe Humantoxizität.

Gemäß ChemVerbotsV § 1 in Verbindung mit Anhang Abschn. 17 (früher Teerölverordnung) ist der Einsatz von teeröhlhaltigen Zubereitungen stark eingeschränkt. Daher wird Carbolineum als steinkohlenteeröhlhaltiges Präparat im Holzschutz nur noch bedingt eingesetzt. Anwendungsgebiete liegen in der Imprägnierung von Bahnschwellen und Leitungsmasten.

1.5 Künstliche Mineralfasern KMF

Der Begriff umfasst silikatische Fasern, die vor allem als Mineralwolle verwendet werden. Zu Ihnen gehören Glaswolle, Steinwolle und Schlackenwolle. Gemeinsam ist Ihnen die hohe thermische und biologische Beständigkeit und ihre sehr gute Wärme- und Schalldämmung.

Seit den 60er Jahren finden KMF-Produkte in großen Mengen vielfältige Anwendung im Baubereich. Sie sind in Form von Matten, Platten, Stopfmassen oder Formteilen zu finden. Sie werden z.B. zur Dach-, Fußboden oder Fassadendämmung, in Trockenbauwänden oder als Rohrisolierung eingesetzt.

KMF älterer Produktion stehen in Verdacht krebserzeugend zu wirken, da sie lungengängige Fasern abspalten können, die zudem im menschlichen Gewebe nicht abgebaut werden („Biopersistenz“). Neue Produkte ab 1996 sollen aufgrund geänderter Herstellungsprozesse diese negativen Eigenschaften nicht mehr aufweisen. Bei der Entsorgung von KMF ist ihr Gehalt an Kohlenwasserstoffen zu berücksichtigen.

Seit dem 1. Juni 2000 dürfen in Deutschland nur noch neue Produkte verarbeitet werden, die nach Anhang IV Nr. 22 Abs.2 der Gefahrstoffverordnung als unbedenklich gelten.

2 Biologische Arbeitsstoffe

Bei Rückbau und Sanierung von Gebäuden ist oft mit dem Vorkommen von biologischen Arbeitsstoffen zu rechnen, besonders wenn Gebäude nach jahrelangem Leerstand bereits teilweise durch Vandalismus und Zerfall zerstört sind.

Biologische Arbeitsstoffe sind Mikroorganismen, einschließlich gentechnisch veränderter Mikroorganismen, Zellkulturen und humanpathogener Endoparasiten, die Infektionen, Allergien oder toxische Wirkungen hervorrufen können. Entsprechend der Biostoffverordnung werden biologische Arbeitsstoffe anhand des von Ihnen ausgehenden Infektionsrisikos in vier Risikogruppen unterteilt.

Gesundheitsgefährdungen durch Taubenkot

(siehe auch Handlungsanleitung zur Gefährdungsbeurteilung nach Biostoffverordnung BGI 892 5/2004)

Die im Taubenkot enthaltenen Mikroorganismen sind biologische Arbeitsstoffe im Sinne der Biostoffverordnung (BioStoffV). Arbeitsbereiche können z. B. Gebäudefassaden, Dachstühle, Brücken, Stahlwasserbauten, Bahnhöfe, alte oder leerstehende Gebäude sowie sonstige überdachte Anlagen sein, die häufig als Aufenthaltsorte und Nistplätze von Tauben dienen und demzufolge mit Taubenkot und sonstigen Ausscheidungen sowie Federn und Parasiten verschmutzt sind.

Tauben scheiden mit dem Kot viele Mikroorganismen aus. Darunter können sich auch krankheitserregende Organismen (Bakterien, Hefen und Pilze) der Risikogruppe 2 befinden. Als Vertreter der Risikogruppe 3 ist im Taubenkot oft das Bakterium *Chlamydomphila psittaci* (Erreger der Papageienkrankheit) anzutreffen. Eine weitere mögliche biologische Gefährdung besteht in der toxischen Wirkung von Endotoxinen (Bestandteile der Zellwand von Bakterien, die bei deren Zerfall frei werden). Tauben können des Weiteren von Parasiten befallen sein (Taubenzecke, parasitische Milben).

Schimmelpilze sind ein natürlicher Teil unserer belebten Umwelt. Ihre Sporen sind fast überall zu finden, also auch in Innenräumen. Sie sind normalerweise harmlos. Übersteigt allerdings die Schimmelpilzkonzentration ein bestimmtes Maß, kann es zu gesundheitlichen Problemen kommen.

Schimmelpilze benötigen zum Wachsen viel Feuchtigkeit. Schimmelpilze können eine Vielzahl von Materialien als Nährboden nutzen wie zum Beispiel:

- diverse Holzarten, Spanplatten,
- Papier, Pappe, Karton (auch Gipskarton),
- Tapeten, Tapetenkleister,
- Kunststoffe, Gummi, Silikon,
- Teppichböden, Kleber für Fußbodenbeläge,
- Farben, Lacke,
- Leder.

Schimmelpilze können auf Materialien nur wachsen, wenn eine bestimmte Mindestfeuchte vorhanden ist. Dabei ist nicht die Gesamtfeuchte des Materials ausschlaggebend, sondern nur das den Pilzen zur Verfügung stehende „freie“ Wasser. Schimmelpilze können auch auf und in Materialien wachsen, die nicht sichtbar nass sind. Es genügt eine relative Luftfeuchtigkeit von ungefähr 80 % an der Oberfläche des Materials. Besonders gute Wachstumsbedingungen finden sich immer dann, wenn es zu Tauwasserbildung auf oder im Material kommt.

3 Störstoffe am Beispiel von Gips

Am Beispiel des Gipses kann verdeutlicht werden, dass ein relativ harmloser Stoff, der aufgrund verschiedener vorteilhafter Eigenschaften stark zunehmend im Baubereich eingesetzt wird, mittel- und langfristig Probleme bereitet und insofern als Stör- oder Problemstoff anzusehen ist.

Gips wird aus natürlichem Rohgipsstein (Calciumsulfat-Dihydrat), dem Selenit hergestellt. REA-Gips ist synthetischer Gips und ein Abfallprodukt der Rauchgasentschwefelung. Baugipse stammen bisher nur aus Steinkohlekraftwerken.

Das Rohmaterial wird zerkleinert und gemahlen, anschließend wird dem Gipsstein im Drehofen oder Kocher das chemisch gebundene Wasser ganz oder teilweise ausgetrieben. Es fallen unterschiedliche Produkte je nach Brennvorgang an (Halbhydrat, Anhydrit).

Wichtige Baugipse sind Stuckgips und Putzgips. Bei allen Baugipsen handelt es sich um werksgemischte Fertigprodukte, die fast immer mit Kunststoffen modifiziert sind. Sie können bis zu 30% des Polymers enthalten. Meistens handelt es sich um Polyvinylpropionat- (PVP), gelegentlich auch um Polyvinylchlorid (PVC)-Copolymere. Wenn das Polymer lediglich zur Haftverbesserung dient, liegt der Gehalt bei ca. 15%.

Verwendung im Innenausbau: Bauplatten (Vollgipsplatte, Gipsfaserplatten, Gipskartonplatten), Putze (Gipsputze, Gipskalkputze), Trockenestriche, als Bindemittel, als Zusatz bzw. Spachtelmasse.

Gips mit Zusatz: Härter, Hilfsstoffe, Antioxidantien, Antistatika, Gleit-, Trenn- oder Anti-blockmittel, Haftvermittler, Hautverdünnungsmittel, Konservierer, Mattierungsmittel, Netzmittel, Schaum- oder Blasenverhütungsmittel, Stabilisatoren, Trockenstoffe, UV-Absorber oder -Blocker, Verdickungsmittel und Weichmacher.

Durch eine Stoffstromanalyse (ARENDE, 2001) wurden die wesentlichen Probleme im Zusammenhang mit der rasant zunehmenden Gipsproblematik wie folgt konkretisiert (ohne Berücksichtigung der Zusatzstoffe):

- Der Gipsinput ins Bauwesen schwillt zur Zeit stark an. Dieses liegt am Ersatz anderer Baustoffe durch Gips (z.B. Verdrängung des Mauerwerksbau und der Verwendung von Gasbeton bei der Errichtung von Innenwänden sowie durch zunehmende Verwendung von gipsgebundenem Putz und Estrichmaterial).
- Der Gipsstrom im Bauwesen befindet sich nicht im Fließgleichgewicht. Der Eintrag von Gips ins Lager Bauwesen ist 3 bis 6-mal höher als der Output aus dem Bauwesen.
- Das Lager an Gips im Bauwesen verdoppelt sich innerhalb von 10 Jahren.
- Die aus Aufbereitungsanlagen zurückgeführten Gipsmengen stellen rund 1 % des Gipsinputs dar.
- Da die Sulfate von zurückgeführtem Gips aus Aufbereitungsanlagen die Betonqualität maßgeblich beeinflussen, ist eine Erhöhung des Gipsanteils in Baurestmassen mit einer Einschränkung des Recyclings verbunden. Daher wird eine getrennte Rückholung des Gipses (selektiver Rückbau) empfohlen.
- Die Konzentrationen der Stoffe Quecksilber und Selen im REA- Gips liegen ein bis zwei Größenordnungen über den Konzentrationen im Naturgips.
- Gips ist der überragende Schwefelträger im Bauwesen, der für mindestens 80 % der Schwefelflüsse verantwortlich zeichnet. Will man Schwefel flüsse im Bauwesen steuern, so sind Maßnahmen beim Gips anzustreben.
- Die Schwefel flüsse im Bauwesen sind nicht im Gleichgewicht. Durch Baumaterialien erfolgt eine signifikante Speicherung von Gips im Lager des Bauwesens, die etwa zu einem 5:1-Verhältnis zwischen Input und Output führt.
- Die größte Gefahr geht von Schwefel durch die diffuse Eintragung von Sulfat in die Hydrosphäre aus. Die Größenordnung dieses Flusses ist zur Zeit nicht bestimmt, jedoch deuten Voruntersuchungen an, dass Sulfatkonzentrationen in Auslaugungen regelmäßig über den Grenzwerten der Trinkwasserverordnung liegen.
- Rezyklate stellen grundsätzlich Materialgemische dar, die als Betonzuschlag, im Straßenbau oder bei der Verfüllung Verwendung finden (Downcycling). Dies führt zu einer Erhöhung der Schwefelkonzentration in diesen Gütern um 10-30 %. In Anbetracht zukünftiger Mengen von Gipsprodukten müssen Maßnahmen entwickelt werden, wie eine Vermischung dieser Schwefelmengen in eigentlich schwefelarmen Gütern durch Kreislaufführung auf der Ebene der Gipsprodukte verhindert werden kann.

- Untersuchungen zeigen, dass sich Schwefel bei der Bauschutttaufbereitung in der Feinfraktion anreichert, die vielfach für Hinterfüllungen eingesetzt wird.
- Die Rauchgasentschwefelung ist ein geeignetes Verfahren, um Schwefelemissionen in die Atmosphäre deutlich zu verringern. Der Transfer dieser Schwefelmassen in Bauprodukte verlagert jedoch die Problematik von einer Belastung der Atmosphäre in eine Belastung der Pedosphäre und Lithosphäre sowie durch Auslaugung aus schwefelhaltigen Deponiekörpern der Hydrosphäre. Es ist erforderlich, aus abfallwirtschaftlicher Sicht Konzepte für die Behandlung dieser im Baulager temporär zwischengespeicherten Schwefelmassen zu entwickeln.
- Es existiert in Deutschland kein Bewirtschaftungskonzept für gipshaltige Bauresmassen.

Allein seit 1950 sind über 180 Mio. t Gips im Baubereich in Deutschland eingesetzt worden. Unter Berücksichtigung der Output-Mengen und vor 1950 eingebrachter Mengen dürfte sich das gegenwärtige „Gipslager“ im Baubereich auf etwa 160 Mio. t belaufen (Stand 2000). Rund 100 Mio. t hiervon können unter derzeitigen technischen und wirtschaftlichen Bedingungen nicht separiert und verwertet werden, so dass deren zukünftiger Verbleib geklärt werden muss.

4 Schlussfolgerungen

Dieser Beitrag kann nur einen kleinen Einblick in die Schadstoffproblematik im Baubereich geben. Aus einem größeren Zusammenhang und aus der Praxis können aber folgende Schlussfolgerungen gezogen werden:

- Einige „Sünden der Vergangenheit“ sind mittlerweile offensichtlich, Regelwerke zum Umgang mit diesen Gefahrstoffen liegen z.T. vor, Sanierungen werden aber häufig aufgrund der immensen Kosten auf die „lange Bank“ geschoben. Spätestens beim Rückbau werden diese Stoffe zum Problem.
- Die Sünden der jüngeren Vergangenheit machen sich – bei flüchtigen Stoffen - auch in der Problematik der Innenraumschadstoffe bemerkbar. Es wird davon ausgegangen, dass ein großer Teil der zunehmenden Allergien in der Bevölkerung auf Schadstoffe zurückzuführen ist, die aus verschiedensten Materialien in die Innenraumluft emittieren. Die nicht flüchtigen Schadstoffe – darunter auch die persistenten organischen Schadstoffe – werden hingegen erst später im Rahmen der Abfallverwertung oder –beseitigung zum Problem. Eine Freisetzung in die Biosphäre ist zu vermeiden.
- Die zunehmende Materialvielfalt im Baubereich wird auch in Zukunft das Erkennen und Beseitigen von Schadstoffen vor erhebliche Probleme stellen. Die Bauchemie sorgt weiter dafür, dass durch verschiedenste Zusätze und Hilfsstoffe Materialeigenschaften z.T. verbessert, die Materialien aber mit einer kaum zu überschauenden Vielfalt von Stoffen befrachtet werden.
- Schadstoffprobleme, besonders mit persistenten Stoffen, waren und sind im Baubereich oft mit den Themenbereichen „Brandschutz“ und „Feuchteschutz“ verzahnt, da

hier häufig bedenkliche brandhemmende Stoffe bzw. Fungizide zum Einsatz kommen.

- Durch die Mengen an Baumaterialien bzw. späteren Bauabfällen und die unüberschaubare Stoffvielfalt ist derzeit überhaupt nicht klar, welche unbekanntes Gefährdungspotenziale hier aufgebaut wurden und werden. Belastbare Überblicksuntersuchungen oder Stoffstromanalysen sind bisher nicht bekannt.
- Mengenmäßig sehr bedeutsam sind Sanierung und Rückbau von Gebäuden. Eine Schadstoffentfrachtung der entstehenden Abfälle ist nur möglich, wenn die Schadstoffbelastung vorher ausreichend ermittelt wurde. Derartige Untersuchungen werden – wenn überhaupt - in sehr unterschiedlicher Qualität durchgeführt, die Ergebnisse werden den zuständigen Behörden selten freiwillig vorgelegt. Die Untersuchungen beschränken sich auch i.d.R. auf die weitaus bekannten „Sünden der Vergangenheit“
- Die gezielte Abtrennung belasteter Materialien beim Rückbau setzt ausreichende Voruntersuchungen voraus, soweit die Schadstoffe nicht visuell erkennbar sind. Diese gezielte Schadstoffentfrachtung kann jedoch relativ aufwändig und kostentreibend werden, so dass häufig bzw. wenn immer es möglich ist darauf verzichtet wird.
- Bei Sanierung und Rückbau von Gebäuden ist oft auch mit biologischen Gefahrstoffen in erheblichem Umfang zu rechnen. Während insbes. Milzbrandsporen nur bei branchenbezogener Vornutzung zu erwarten sind, kommen Schimmelpilze und Taubenkot in vielen Abbruchgebäuden vor, sofern nach jahrelangem Leerstand durch Vandalismus und Zerfall ein entsprechend maroder Zustand erreicht ist.
- Mineralische Leichtbaustoffe und Gipsprodukte erfahren aufgrund verschiedener Vorteile eine stark zunehmende Verbreitung im Hochbau. Hier werden enorme „Lagermengen“ aufgebaut, für deren Trennung und weitestgehende Verwertung bisher keine tragfähigen Konzepte vorliegen. In mineralischen Recyclingbaustoffen sind diese Stoffe i.d.R. nur in geringsten Anteilen tolerierbar.
- Die Bauordnungen vieler Bundesländer schreiben für Rückbaumaßnahmen keine besondere Baugenehmigung vor. Eine Kontrolle der Abfallströme erfolgt dann nur noch abfallrechtlich. Man kann davon ausgehen, dass in der Praxis hier alle sich bietenden Schlupflöcher genutzt werden.

5 Zusammenfassung

Schadstoffe in Baumaterialien (primäre Belastungen) oder auch nutzungsbedingte Kontaminationen sind in jedem Bauwerk vorhanden. Das Spektrum möglicher Kontaminationen wird durch die üblichen „Verdächtigen“ Asbest, PCB, Teer, Mineralfasern und Holzschutzmittel bei weitem noch nicht abgedeckt. Es besteht darüber hinaus ein Zusammenhang zwischen dem Zeitraum der Errichtung bzw. Modernisierung von Gebäuden und den zu erwartenden Problemstoffen.

Im Baubereich wurden in der Vergangenheit gesundheitsgefährdende Stoffe in vielfältiger Anwendung eingesetzt. Aber auch heute sind flammhemmende Chemikalien, Fungizide, Insektizide, Konservierungs- und Hydrophobierungsmittel sowie andere Bau-

chemikalien im Einsatz, die teilweise den Persistenten Organischen Stoffen (POP) zugeordnet werden müssen oder andere schädigende Eigenschaften aufweisen.

Auch die weiterhin große Bedeutung der Innenraumschadstoffe (welche als mitursächlich für zunehmende Allergien in der Bevölkerung angesehen werden) liefert deutliche Hinweise, dass die Sünden der Vergangenheit in anderer Form fortgesetzt werden.

Vermeintlich unschädliche Stoffe wie z.B. Gips bzw. Anhydrit sind bei genauer Betrachtung ebenfalls als problematisch anzusehen. Durch die zunehmende Verwendung (Fließestriche, Putze, Trockenausbau) werden große Gipslagermengen im Baubereich aufgebaut, die sich etwa alle 10 Jahre verdoppeln. Die Separierung und Verwertung ist derzeit völlig ungelöst, das Recycling mineralischer Baustoffe kann hierdurch schon heute empfindlich beeinträchtigt werden.

Darüber hinaus können auch biologische Gefahrstoffe beim Rückbau relevant sein (insbes. Schimmelpilze, Taubenkot etc.), da nach oft jahrelangem Leerstand ein entsprechend maroder Gebäudezustand erreicht ist.

6 Literatur

- | | | |
|--------------------------------------------|------|-------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| Arendt, Markus | 2001 | Forschungszentrum Karlsruhe Technik und Umwelt
Wissenschaftliche Berichte FZKA 6572
Kreislaufwirtschaft im Baubereich: Steuerung zukünftiger Stoffströme am Beispiel von Gips |
| LfU | 2004 | LfU-Arbeitshilfe „Kontrollierter Rückbau - Kontaminierte Bausubstanz: Erkundung, Bewertung, Entsorgung“, LfU Bayern, 2004 |
| Schmidt, Joachim (Hrsg.)
Blum, Bernhard | 1996 | Schadstoffe in elektrischen und elektronischen Geräten; Springer, 1996 |
| Zwiener, Gerd | 1997 | Handbuch Gebäude-Schadstoffe
Rudolf Müller Verlag, 1997 |

Anschrift des Verfassers

Dipl.-Ing. Heinz Bogon
Beratender Ingenieur,
von der Ingenieurkammer Niedersachsen ö.b.u.v. Sachverst. für Altlastuntersuchung
und -sanierung
Marschstraße 24
D-31535 Neustadt am Rbge.
Telefon +49 5032 61 631
Email: h.bogon@oekobauconsult.de
Website: www.oekobauconsult.de

Abfälle mit Radioaktivität - Anforderungen an die Abfallwirtschaft

Rainer Gellermann

HGN Hydrogeologie GmbH, Braunschweig

Wastes with Radioactivity – Requirements to the waste management

Abstract

In Germany annually more than 100.000 t of wastes are disposed which afore have been released from regulatory control of radiation protection. This paper discusses facts and circumstances which have to be taken into account at waste management of such materials. In order to support the execution of the various requirements of the German Radiation Protection Ordinance regarding the disposal of wastes with radioactivity a set of printed forms have been developed and applied in practice. But there remain a lot of questions and uncertainties concerning the current valid regulations. These questions refer for instance to the disposal of wastes from abroad, the disposal of wastes with enhanced natural radioactivity which are not under the regulatory control and the risks of unwanted and uncontrolled high-radioactive sources (orphan sources).

Abstract deutsch

In Deutschland müssen derzeit jährlich mehr als 100.000 t Abfälle entsorgt werden, die einer atom- oder strahlenschutzrechtlichen Überwachung unterlagen. Die bei dieser Entsorgung aus Sicht der Abfallwirtschaft zu beachtenden Sachverhalte werden im Beitrag vorgestellt und diskutiert. Um die vielfältigen Anforderungen an die rechtssichere Entsorgung effizient umsetzen zu können, wurde ein abgestimmtes System von Formblättern entwickelt, das sich in der Praxis bewährt hat. Die derzeit geltenden Regelungen bedingen jedoch eine Reihe von Fragen und Unsicherheiten. Dazu gehören u.a. die Entsorgung von Abfällen aus dem Ausland, die Entsorgung von nicht überwachten Abfällen mit erhöhter natürlicher Radioaktivität und auch die Problematik hochaktiver Strahlenquellen.

Keywords

Radioaktivität, NORM, Freigabe, Entlassung, Formblätter, Abfälle, Strahlenschutzverordnung, Rückstände, Materialien, Orphanstrahler

1 Einleitung

Radioaktivität ist ein Naturphänomen und findet sich in allen Abfällen in unterschiedlichem Maße. Sie wird jedoch zu einem in der Abfallwirtschaft zu beachtenden Sachverhalt, wenn sie durch Gesetze oder Verordnungen reglementiert ist oder ein so hohes Strahlungsfeld besitzt, dass Personen gefährdet werden können. Letzterer Fall ist sehr selten, ersterer wesentlich häufiger. Daher sollen im Folgenden wesentliche Abfallströme, bei denen die Radioaktivität als rechtliche oder physikalische Eigenschaft zu beachten ist, kurz charakterisiert und die bei der Entsorgung zu beachtenden Fakten vorgestellt werden.

2 Entstehung von Abfällen mit Radioaktivität (rechtlicher Aspekt)

Nach § 2 Abs. 2 KrW-/AbfG gelten die Vorschriften dieses Gesetzes nicht für Kernbrennstoffe und sonstige radioaktive Stoffe im Sinne des Atomgesetzes (AtG) sowie Stoffe, deren Beseitigung in einer aufgrund des Strahlenschutzvorsorgegesetzes erlassenen Rechtsverordnung (hier: Strahlenschutzverordnung, StrlSchV) geregelt ist. Diese Regelung wird häufig dahingehend missverstanden, dass Radioaktivität in Abfällen „verboten“ ist, nicht vorkommt oder nicht vorkommen darf.

Dieses Missverständnis löst sich auf, wenn man die physikalische Eigenschaft der Radioaktivität vom rechtlichen Status der damit behafteten Stoffe trennt. Physikalisch sind alle Abfälle radioaktiv und senden ionisierende Strahlung aus (Tabelle 1). Das Atomgesetz definiert jedoch radioaktive Stoffe (Kernbrennstoffe sollen im Weiteren völlig ausgeklammert werden) als Stoffe, die *ein Radionuklid oder mehrere Radionuklide enthalten und deren Aktivität oder spezifische Aktivität im Zusammenhang mit der Kernenergie oder dem Strahlenschutz nach den Regelungen dieses Gesetzes oder einer auf Grund dieses Gesetzes erlassenen Rechtsverordnung nicht außer Acht gelassen werden kann.*

Die Aktivität oder spezifische Aktivität eines Stoffes kann außer Acht gelassen werden, wenn die in der StrlSchV festgelegten Freigrenzen unterschritten sind oder sofern der Stoff bei einer genehmigungspflichtigen Tätigkeit nach AtG oder StrlSchV angefallen ist, festgelegte Freigabewerte unterschritten werden und der Stoff freigegeben worden ist. Die Aktivität von Stoffen natürlichen Ursprungs kann außer acht gelassen werden, wenn der Stoff nicht auf Grund seiner Radioaktivität genutzt wird und er nicht der strahlenschutzrechtlichen Überwachung unterliegt. Wenn also bei Abfällen eines dieser drei Kriterien erfüllt ist, handelt es sich nicht mehr um einen radioaktiven Stoff im Sinne des AtG und das KrW-/AbfG ist anzuwenden.

Abfälle mit Radioaktivität entstehen im rechtlichen Sinne, wenn Stoffe, die der strahlenschutzrechtlichen Überwachung unterliegen nach § 29 StrlSchV freigegeben oder nach § 98 StrlSchV aus der strahlenschutzrechtlichen Überwachung entlassen werden. Bei der Freigabe oder Entlassung von radioaktiven Stoffen handelt es sich um einen rechtsgestaltenden Verwaltungsakt mit dessen Wirksamwerden die freigegebenen Stoffe oder die entlassenen Materialien trotz ihrer tatsächlich vorhandenen Aktivität nicht mehr als radioaktive Stoffe gelten. Sie unterliegen damit den üblichen gesetzlichen Regelungen zu konventionellen Abfällen.

Andere rechtliche Möglichkeiten, die zur Entsorgung von radioaktiven Stoffen führen können, sind behördliche Anordnungen nach § 96 oder § 102 StrlSchV. Eine besondere Rolle kommt dem § 72 StrlSchV zu, der den Fund radioaktiver Stoffe regelt.

3 Herkunft von Abfällen mit Radioaktivität

Radioaktive Stoffe oder Materialien, die die Voraussetzungen erfüllen, die an eine Aufhebung der strahlenschutzrechtlichen Überwachung zu stellen sind, fallen an bei

- der Stilllegung und dem Rückbau von kerntechnischen Anlagen (Kernkraftwerke, Forschungsreaktoren),
- der Nutzung radioaktiver Stoffe in Isotopenlaboratorien oder nuklearmedizinischen Einrichtungen,
- unbeabsichtigten aber technologisch bedingten Anreicherungen natürlicher Radionuklide in der sonstigen, nicht-kerntechnischen Industrie.

Einige Angaben zu typischen Abfällen aus diesen Bereichen enthält Tabelle 1.

Tabelle 1 Abfälle mit Radioaktivität in Deutschland

	Rückbau von kerntechn. Anlagen	Nutzung radioaktiver Stoffe	Sonstige Industrie
Art der zu entsorgenden Stoffe bzw. Materialien	Abbruchmaterial, Bau-schutt, Metalle	Verbrauchsmaterial (Glas, Kunststoff, u.a.), Flüssigkeiten, Klärschlamm	Filterstäube, Metalle mit Inkrustationen, mineralische Abfälle
Radionuklide* ¹⁾ (Halbwertszeit)	Co-60 (5,3 a), Ni-63 (100 a) Sr-90 (28,5 a) Cs-137 (30,2 a) Eu-154 (8,8 a) Am-241 (433 a)	H-3 (12,3 a) C-14 (5.700 a) I-131 (8 d) Ra-226 (1.600 a)	Ra-226 (1.600 a) Pb-210 (22,3 a) Th-232 (14E+9 a), U-238 (4,4E+9 a)
Maximale spezifische Aktivität in Abfällen ²⁾	1 Bq/g: Am-241 10 Bq/g: Co-60, Cs-137, Eu-154 10 ⁵ Bq/g: Ni-63	10 ⁶ Bq/g H-3 10.000 Bq/g C-14 100 Bq/g I-131 10 Bq/g Ra-226	Keine Grenzwerte; In der Praxis 0,2 bis ca. 200 Bq/g, vereinzelt > 1.000Bq/g
Mengen	Mehrere 10.000 t/a	1.000 – 3.000 m ³ /a	Mehrere 100.000 t/a

*¹⁾ Neben den hier aufgeführten Nukliden können zahlreiche weitere Radionuklide in den Abfällen vorkommen. ²⁾ Angaben für die Spalten „Rückbau von kerntechnischen Anlagen“ und „Nutzung radioaktiver Stoffe“ entsprechen den Freigrenzen nach Anlage III Tabelle 1 Sp. 3 StrlSchV

Während künstliche Radionuklide (bei Überschreiten der Freigrenzen) nur mit einer Umgangsgenehmigung gehandhabt werden dürfen und insofern bei den hier betrachteten Fällen stets einer strahlenschutzrechtlichen Überwachung unterliegen, sind Anreicherungen natürlicher Radionuklide zunächst nur dann von Belang, wenn sie den in der

Anlage XII Teil A StrlSchV genannten Gruppen zuzuordnen sind. In Tabelle 2 sind einige der in dieser Anlage der StrlSchV benannten überwachungsbedürftigen Rückstände aufgeführt. Diese Materialien unterliegen grundsätzlich einer strahlenschutzrechtlichen Überwachung. Wendet man das Atomrecht an dieser Stelle konsequent an, dann sind Abfälle dieser Herkunft von der Entsorgung nach KrW-/AbfG auszuschließen, solange der Besitzer dieser Materialien nicht nachweist, dass die spezifische Aktivität unter 0,2 Bq/g liegt und damit der Rückstandsbegriff der StrlSchV nicht mehr zutrifft oder zumindest die Überwachungsgrenzen der Anlage XII Teil B StrlSchV eingehalten sind.

Tabelle 2 Überwachungsbedürftige Rückstände (Stoffe erhöhter natürlicher Radioaktivität) mit möglichen EAK-Nr.

Rückstand nach Anlage XII Teil A StrlSchV	Mögliche EAK.-Nr. (Beispiele)
Schlämme und Ablagerungen aus der Gewinnung von Erdöl und Erdgas;	01 05 05*, 01 05 07, 05 07 01*
Nicht aufbereitete Phosphogypse, Schlämme aus deren Aufbereitung sowie Stäube und Schlacken aus der Verarbeitung von Rohphosphat (Phosphorit)	06 09 02, 06 09 03, 06 09 04, 06 09 99
Nebengestein, Schlämme, Sande, Schlacken und Stäube aus Gewinnung und Aufbereitung von Bauxit, Nb-Ta-Erzen (Columbit, Pyrochlor, Mikrolyth, Euxenit), Kupferschiefer-, Zinn-, Seltene-Erden- und Uranerzen	01 01 01, 01 01 02, 01 03 04, 01 03 05, 01 03 06, 01 03 07*, 01 03 08, 01 03 09 (Rotschlamm)
Nebengestein, Schlämme, Sande, Schlacken und Stäube aus der Weiterverarbeitung von Konzentraten und Rückständen, die bei Gewinnung und Aufbereitung der vorgenannten Erze und Mineralien anfallen	06 03 15 10 03 04*, 10 03 19, 10 03 20, 10 03 21*, 10 03 22
o.g. Erzen entsprechende Mineralien, die bei der Gewinnung und Aufbereitung anderer Rohstoffe anfallen	06 11 01, 06 11 99 (TiO ₂)
Stäube und Schlämme aus der Rauchgasreinigung bei der Primärverhüttung in der Roheisenmetallurgie.	10 02 07*, 10 02 08 10 02 13*, 10 02 14
Stäube und Schlämme aus der Rauchgasreinigung bei der Primärverhüttung in der Nichteisenmetallurgie	10 03 19*, 10 04 04*, 10 05 03*, 10 06 03, 10 07 03, 10 08 04
Bodenaushub, Bauschutt aus der Beräumung kontaminierter Grundstücke oder aus der Sanierung von Hinterlassenschaften	17 02 04*, 19 13 01*

Ein besonderes Problem sind Abfälle mit erhöhter Radioaktivität, die nicht in der Positivliste der Anlage XII Teil A StrlSchV aufgeführt sind. Derartige Materialien können z.B. Schlämme der Trink- oder Mineralwasseraufbereitung, zirkonhaltiges Feuerfestmaterial

oder auch radioaktive Inkrustationen aus anderen Industrien als in der StrlSchV benannt sein. So können z.B. Anlagenteile der Tiefengeothermie ähnlich hohe spezifische Aktivitäten wie die der Erdöl-/Erdgasgewinnung besitzen. In Tabelle 3 sind Angaben zur Radioaktivität solcher Materialien und von einigen Rückständen gemäß StrlSchV zusammengestellt.

Tabelle 3 Natürliche Radioaktivität in Abfällen (Beispiele). Kategorie „R“ – Rückstände, „M“ – sonstige Materialien im Sinne StrlSchV

Abfall	^{238}U (^{226}Ra)	^{210}Pb	^{232}Th (^{228}Ra)	Kategorie
	Bq/g			
Kraftwerkasche (Steinkohlekraftwerke)	0,05 – 0,2		0,06 – 0,15	M
Formsande (Zirkonbasis)	2 – 5	2 – 5	0,4 – 0,8	M
Filterstäube der Hüttenindustrie (Roheisenverhüttung)	0,03	10 – 50	0,03	R
Rotschlamm	0,2 – 0,4	0,1	0,3 – 0,6	R
Ofenausbruch (Schamotte)	0,1 – 0,5		0,1 – 0,5	M
Wasserwerksschlämme	0,05 – 2,5	0,05 – 0,5	0,03 – 2	M
Scales der Erdöl-/Erdgasgewinnung	50 – 500	10 – 100	30 – 300	R

4 Mitwirkungshandlungen der Entsorger bei Freigabe oder Entlassung radioaktiver Stoffe

Die Entsorgung von Abfällen mit künstlichen Radionukliden, die aus strahlenschutzrechtlich genehmigten Tätigkeiten wie z.B. dem Rückbau von Kernkraftwerken stammen, setzt eine Freigabe nach § 29 StrlSchV voraus. Abfälle mit natürlichen Radionukliden, die strahlenschutzrechtlich überwacht wurden, können erst nach einem behördlichen Bescheid nach § 98 StrlSchV entsorgt werden. Der jeweils notwendige Bescheid wird auf Antrag des Genehmigungsinhabers oder des strahlenschutzrechtlich Verantwortlichen bei seiner zuständigen Behörde erteilt. Eine der Voraussetzungen eines positiven Bescheides ist allerdings, dass der zuständigen Strahlenschutzbehörde eine schriftliche Annahmeerklärung des Entsorgers vorliegt und die zuständige Abfallbehörde der Entsorgungsanlage ebenfalls von der beabsichtigten Entsorgung informiert ist. Mit der Annahmeerklärung dokumentiert der Entsorger, dass er bereit ist einen radioaktiven Stoff nach der Entlassung aus der Überwachung als Abfall anzunehmen und fachgerecht zu entsorgen.

Bisher sind Form und Inhalt der Annahmeerklärung nicht genauer spezifiziert. Die Erfahrungen zeigen jedoch, dass es notwendig ist, hier klare Informationen mitzuteilen und daraus erwachsende Verpflichtungen und möglichen Konflikte des Entsorgers rechtzeitig aufzuklären. Dazu gehören:

- Stoffe aus einem genehmigten Umgang, die nach § 29 StrlSchV freigegeben werden, dürfen vor Ablagerung auf einer Deponie nicht biologisch oder chemisch vorbehandelt werden. Eine Verwertung oder Wiederverwendung dieser Abfälle außerhalb der Deponie oder einer (Abfall-)Verbrennungsanlage muss ausgeschlossen sein (Anlage IV Teil C Nr. 1 StrlSchV). Dieses Verbot der Vorbehandlung bei der Freigabe steht in direktem Widerspruch zum Gebot der Annahme von vorbehandelten Abfällen zur Deponierung.
- Materialien mit erhöhter natürlicher Radioaktivität können in Einzelfällen auch nach einer Entlassung aus der Überwachung radioaktive Stoffe im Sinne des Transportrechtes sein. Sie müssen dann als ADR Klasse 7 mit entsprechend gekennzeichneten Fahrzeugen angeliefert werden. Sofern die Annahmeerklärung hierzu keine Festlegungen trifft, ist der Entsorger ggf. verpflichtet, solche Transporte anzunehmen. Das kann zu einem häufig nicht erwünschten Erklärungsbedarf gegenüber der Belegschaft und der Öffentlichkeit führen.
- Sollen überwachungsbedürftige Rückstände auf einer Deponie beseitigt werden, so benötigen der Antragsteller und die Behörde auch Angaben über die bereits im jeweiligen Kalenderjahr auf der gleichen Deponie entsorgten Rückstände gemäß StrlSchV und Daten zur Deponie. Benötigt werden Angaben zu Massen und Gesamtaktivitäten entsorgter Rückstände sowie deponiespezifische Daten wie Deponiefläche und mögliche Grundwasserbeeinflussungen. Bei den Aktivitäten sind streng genommen sowohl die überwachten als auch nicht überwachte Rückstände einzubeziehen. Diese Daten können aber nur dann zuverlässig und vollständig sein, wenn für alle Abfälle, die der Anlage XII Teil A StrlSchV zuzuordnen sind, eine dokumentierte Deklaration der Radioaktivität vorliegt.

5 Pflichten bei der Verwertung von Rückständen

Generell sieht die StrlSchV einige Standardwege der Verwertung von Rückständen im Sinne der StrlSchV vor. Dazu gehören die Verwertung im Straßen-, Wege und Landschaftsbau, im Wasserbau, aber auch ggf. im Hausbau. Diese Verwertungswege können vor allem bei nur wenig radioaktiven Rückständen mit spezifischen Aktivitäten unter den Überwachungsgrenzen ohne behördliche Überwachung genutzt werden. Voraussetzung ist allerdings, dass die Einhaltung der Überwachungsgrenze nachgewiesen wird (in der Regel vom Abfallbesitzer), andererseits aber auch, dass die in der StrlSchV

genannten Maximalanteile am Baukörper bzw. Baustoff nicht überschritten werden. Letzteres ist eindeutig eine Pflicht des Verwerfers, der er allerdings nur nachkommen kann, wenn er über die radioaktiven Eigenschaften des entsorgten Materials und die daraus resultierenden Anforderungen informiert ist.

Grundsätzlich ist die Verwertung von Rückständen auch zulässig, wenn die Überwachungsgrenzen überschritten sind. In solchem Fall ist allerdings eine behördliche Entlassung aus der strahlenschutzrechtlichen Überwachung zwingend erforderlich. Um die dafür notwendige Abschätzung der Strahlenexposition der Beschäftigten ausführen zu können, bedarf es neben der Annahmeerklärung (s. Kapitel 4) einer letztlich nur vom Verwerter zu liefernden Beschreibung betrieblicher Abläufe beim beabsichtigten Verwertungsprozess.

Wer als Entsorger große Mengen (mehr als 2.000 t pro Kalenderjahr) an Rückständen verwertet, ist nach § 100 StrlSchV verpflichtet, diesen Sachverhalt der zuständigen Abfall- und Strahlenschutzbehörde zu Beginn des Jahres anzuzeigen sowie Rückstandskonzepte und jährlich Rückstandsbilanzen zu erstellen. Bei der Massenbilanz ist zu beachten, dass die Regelung des § 100 StrlSchV nicht nur Rückstände umfasst, die aus der Überwachung entlassen werden müssen, sondern auch solche, die bei einer spezifischer Aktivität unter der Überwachungsgrenze (Anlage XII Teil B StrlSchV) ohne Entlassung entsorgt werden können. Wie schon im letzten Punkt von Kapitel 4 angemerkt, können diese Bilanzen nur zuverlässig sein, wenn dokumentierte Deklarationen zwischen den Beteiligten ausgetauscht werden, die vom Gesetzgeber beabsichtigte Selbstkontrolle der Unternehmen also funktioniert. Das ist derzeit bei Weitem nicht der Fall.

Betroffen von den Regelungen des § 100 StrlSchV können vor allem Versatzbergwerke sein, aber auch andere Deponien, die größere Mengen an Rückständen im Sinne der StrlSchV als Deponiebaustoff verwenden.

Diese Verpflichtung ist für die Entsorger bisher kaum umsetzbar, da nur in wenigen Fällen längerfristig klar ist, dass größere derartiger Materialien verwertet werden.

6 Formblätter zur Unterstützung des Abfallmanagements

Die Erfahrung der vergangenen Jahre zeigt, dass die konsequente und rechtssichere Umsetzung der Regelungen aus der StrlSchV erhebliche Defizite aufweist. Vor allem für die Entsorgung von Abfällen mit erhöhter natürlicher Radioaktivität, die in der StrlSchV 2001 erstmals geregelt wurde, waren große Unsicherheiten in der Abwicklung von Anträgen nach § 98 festzustellen. Um der Praxis Unterstützung bei der Bewältigung der vielfältigen Fragen rund um Entsorgung zu geben, wurde ausgehend vom Gedanken, dass eine Anlehnung an Bekanntes den Einstieg in Neues erleichtert, ein System von

Formblättern entwickelt, das komplementär zu Formblättern der Abfallwirtschaft aufgebaut ist. Eine Übersicht über das System der Formblätter zeigt Tabelle 4.

Zentrales Element ist die Verantwortliche Erklärung / Verbleibserklärung (VE-R), in der die Herkunft und die Einordnung der (überwachungsbedürftigen) Rückstände dokumentiert werden. In diesem Blatt werden Angaben zum Verpflichteten (Adresse, fachlich zuständige Person), Angaben zum Material nach der Klassifikation der Anlage XII Teil A StrlSchV und zum Abfallschlüssel sowie zum vorgesehenen Entsorgungsweg zusammengestellt. Dieses Formblatt dient auch zur Information der Entsorger. Es wird (ggf. ergänzt mit dem Formblatt Deklarationsanalyse) bei Übersendung des Formblattes Annahmeerklärung an den Entsorger beigefügt, so dass der Entsorger über alle relevanten Aspekte der beabsichtigten Entsorgung informiert ist. Durch Vergabe einer Schlüsselnummer in der Verantwortlichen Erklärung wird die eindeutige Zuordnung von Rückständen sichergestellt.

Tabelle 4: Formblätter für das Informationsmanagement zur Überwachung von Rückständen

Selbstüberwachung	Entlassung (*)	Rückstandskonzept	Rückstandsbilanz
	Entlassungsantrag (EA-R)	Rückstandskonzept/-bilanz (KB-R)	Rückstandskonzept/-bilanz (KB-R)
Verantwortliche Erklärung (VE-R)	Verantwortliche Erklärung (VE-R)	Verantwortliche Erklärung (VE-R)	Verantwortliche Erklärung (VE-R)
	Deklarationsanalyse (DA-R)	Deklarationsanalyse (DA-R)	Deklarationsanalyse (DA-R)
Entsorgungsweg/ Annahmeerklärung (AE-R)	Entsorgungsweg/ Annahmeerklärung (AE-R)	Entsorgungsweg (AE-R)	Entsorgungsweg (AE-R)
			Entsorgungswege/ Verbleib (EV-R)

(*) Übertragbar auf Freigaben nach § 29 StrlSchV

Das Formblatt Annahmeerklärung (AE-R) enthält die Angaben zur Entsorgungsanlage und dem Entsorgungsverfahren. Mit dieser Erklärung bestätigt der Entsorger in Kenntnis der erhöhten Radioaktivität des Materials seine Bereitschaft zur Annahme und verpflichtet sich gleichzeitig, den angegebenen Entsorgungsweg einzuhalten. Gleichzeitig teilt er bei Annahmeerklärungen für Entlassungen nach § 98 StrlSchV Grunddaten der Entsorgungsanlage (Masse entsorgter Abfälle und Rückstände, Fläche der Deponie, Art der Basisdichtung) mit, die für die Nachweisführung der radiologischen Unbedenklichkeit benötigt werden.

Das Formblatt Deklarationsanalyse (DA-R) fasst die Ergebnisse von Untersuchungen eines konkreten Rückstands zusammen und enthält Angaben zu allen langlebigen natürlichen Radionukliden der U-238 und Th-232 Reihe sowie den Faktor R zur Korrektur von Pb-210 nach Anlage XII Teil B StrlSchV. Für die Entsorger sollte es zur Information bei der Abforderung der Annahmeerklärung mitgeliefert werden.

Das Formblatt Entlassungsantrag (EA-R) enthält den Antrag des Rückstandsbesitzes auf Entlassung des Rückstands aus der Überwachung nach § 98 StrlSchV. Es ist für Entsorger daher weniger relevant.

Die Formblätter Rückstandskonzept /-bilanz (KB-R) sind allerdings auch für Entsorger verwendbar, sofern sie mehr als 2.000 t Rückstände pro Jahr verwerten. Diese Blätter enthalten Angaben zum Verpflichteten (hier: Verwerter!), die strahlenschutzrechtlichen Inhalte des Dokuments (Konzept, Bilanz zu § 100 StrlSchV) sowie eine Übersicht über die zugehörigen Formblätter, Nachweise und ggf. Erläuterungsberichte im Ankreuzverfahren.

Das Formblatt Entsorgungswege / Verbleib (EV-R) dokumentiert die tatsächliche Entsorgung und ordnet die in den Verantwortlichen Erklärungen spezifizierten Rückstände den in den Formblättern Entsorgungsweg benannten Anlagen nach Masse und Aktivität zu. Es dient zur Nachweisführung für den Besitzer von Rückständen, kann aber auch vom Entsorger genutzt werden, um die tatsächlich auf seiner Anlage entsorgten Abfälle mit Radioaktivität zu bilanzieren.

Die Formblätter werden bei Bedarf durch Erläuterungsberichte ergänzt, die die in den Formblättern aufgeführten Angaben in einer behördlich prüffähigen Weise darstellen (GELLERMANN, 2003).

7 Sonstige Probleme mit Radioaktivität bei der Entsorgung

Neben den über die StrlSchV geregelten Abläufen der Beseitigung oder Verwertung von Abfällen mit Radioaktivität kommen in der Praxis einige weitere Problem vor, die im Folgenden kurz angesprochen werden sollen.

Ein besonderes Risiko speziell für Müllverbrennungsanlagen stellen herrenlose Strahlenquellen („Orphanstrahler“) dar. Obwohl durch die Ergänzung der StrlSchV im Jahr 2005 neue verschärfte Regelungen zur Überwachung hochradioaktiver Quellen eingeführt wurden, ist vor allem bei Abfällen, die aus dem Ausland nach Deutschland verbracht werden, ein diesbezügliches Risiko nicht auszuschließen. Da die Mitverbrennung einer hochradioaktiven Quelle mit enormen wirtschaftlichen Schäden verbunden ist, sind bei Verbrennungsanlagen Eingangskontrollen auf Radioaktivität wichtig. Die Kon-

trollanlagen sind allerdings so empfindlich, dass sie auch Stoffe oder Strahlenquellen detektieren, die für sich genommen keine entscheidende Gefahr für die Verbrennungsanlage darstellen. Beim Auffinden solcher Strahlenquellen sind daher Entscheidungen im Einzelfall zu treffen, für die Sachkunde bei der Messung und Bewertung unabdingbar sind.

Bei der abfallrechtlichen Prüfung von Entsorgungsanträgen von Abfällen mit Radioaktivität wird teilweise die Frage aufgeworfen, ob die Ablagerung gemäß § 7 Abs. 1 Nr. 7 DepV aufgrund des Gehaltes an langlebigen toxischen Stoffen zu versagen ist. Dazu ist festzustellen, dass alle Radionuklide außer Uran und Thorium (und ggf. K-40) aufgrund ihrer extrem geringen stofflichen Anteile nur durch die von ihnen ausgehende ionisierende Strahlung, nicht aber durch chemisch-toxische Wirkungen gesundheitsgefährdend sind. Da es für die chemischen Elemente Uran und Thorium bisher keine verbindlichen Deponierungswerte gibt, sind wurden von uns Eluatkriterien zur Bewertung von Uran und Thorium in strahlenschutzrechtlich entlassenen Abfällen für konkrete Entsorgungsvorgänge abgeleitet (GELLERMANN & GÖSEL, 2004). Diese Werte wurden von der zuständigen Abfallbehörde akzeptiert.

Die Herstellung der Akzeptanz einer Entsorgung von „strahlenden“ Abfällen bei Beschäftigten auf der Deponie oder einer anderen Entsorgungsanlage ist eine nicht zu vernachlässigende Aufgabe des Betriebsleiters des jeweiligen Entsorgungsbetriebes. Ansonsten kann es zumindest bei Erstentsorgungen derartiger Abfälle schnell zu Verunsicherungen und Gerüchten kommen, die die geregelte Entsorgung behindern. Nach unseren Erfahrungen ist durch rechtzeitige und sachgemäße Aufklärung aller an der Entsorgung Beteiligten das Entstehen von Verunsicherungen weitgehend zu vermeiden.

Importe von radioaktiven Abfällen sind nach den Regelungen der „Verordnung über die Verbringung radioaktiver Abfälle in das oder aus dem Bundesgebiet“ (AtAV) generell genehmigungsbedürftig. Dabei definiert diese Verordnung die radioaktiven Abfälle im Unterschied zur StrlSchV als Materialien, die Radionuklide enthalten, hierdurch kontaminiert sind und für die kein Verwendungszweck vorgesehen ist, wenn die Freigrenzen der Strahlenschutzverordnung bezüglich Aktivität und spezifische Aktivität überschritten werden. Das bedeutet zum einen, dass beim Import von Abfällen sehr deutlich zwischen Verwertung und Beseitigung unterschieden werden muss. Abfälle zur Verwertung unterliegen formal deutlich geringeren Restriktionen bei der Einfuhr als Abfälle, die beseitigt werden sollen. Da zum anderen die AtAV nicht zwischen natürlicher und künstlicher Radioaktivität unterscheidet, können einige Abfälle mit erhöhter natürlicher Radioaktivität schon bei relativ geringen spezifischen Aktivitäten in den Regelungsbereich dieser Verordnung fallen. Von den in Tabelle 3 aufgeführten Rückständen liegt z.B. die Freigrenze der spezifischen Aktivität von Pb-210 bei 10 Bq/g. Dieser Wert wird bei Filterstäuben der Primärverhüttung häufig überschritten. Besonders niedrige Freigrenzen

haben Stoffe mit Thoriumkontamination. Hier liegen die Freigrenzen bei Beachtung der dort stets vorhandenen Nuklidgemische zwischen 0,5 (!) bis 1 Bq/g.

8 Zusammenfassung

Im vorliegenden Beitrag wird gezeigt, dass die Entsorgung von Abfällen mit Radioaktivität für die Abfallwirtschaft zum einen Marktchancen eröffnet, zum anderen aber auch eine Reihe von Pflichten mit sich bringt und Anforderungen an fachgerechte Entscheidungen stellt. Die vollinhaltliche Umsetzung der Regelungen der StrlSchV verlangt dabei nach mehr Informationsaustausch zur Radioaktivität bestimmter Abfälle. Dieser Informationsaustausch kann durch Formblätter vereinfacht und effektiv gestaltet werden. Beim Import von Abfällen sind Regelungen zu beachten, die über die relativ bekannte StrlSchV hinaus gehen. Vor allem bei Abfällen mit erhöhter natürlicher Radioaktivität sind (unbeabsichtigte) Verletzungen der AtAV möglich. Ein weiteres spezielles Problem sind herrenlose hochradioaktive Quellen, die bei einer ungewollten Mitverbrennung zu erheblichen Schäden führen können.

9 Literatur

- | | | |
|-----------------------------|------|---------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| Gellermann, R. | 2003 | Abfälle mit natürlicher Radioaktivität. Teil 1: Bewertung und Überwachung von Materialien und Rückständen. Müll und Abfall, H. 3 (2003) S. 138-143 |
| Gellermann, R. | 2003 | Abfälle mit natürlicher Radioaktivität. Teil 2: Entsorgung von überwachungsbedürftigen Rückständen. Müll und Abfall, H.5 (2003) S. 233-238 |
| Gellermann, R. und R. Gösel | 2004 | Chemisch-toxische Bewertung von Thorium und Ableitung eines Vorschlags für Deponierungswerte (Zuordnungswerte) DK III und DK 0. Gutachten im Auftrag der BASF Schwarzheide GmbH (unveröff.) |

Anschrift des Verfassers

Dr. Rainer Gellermann
HGN Hydrogeologie GmbH
Pillmannstraße 10
D-38112 Braunschweig
Telefon +49 531 23 17 0 300
Email r.gellermann@hgn-online.de
Website: www.hgn-online.de

Erfahrungen im Vollzug der österreichischen Deponieverordnung

Josef Mitterwallner

Amt der Steiermärkischen Landesregierung, Graz

Experiences with the execution of the Austrian Landfill Ordinance

Abstract

According to the Landfill Ordinance of 2004, the pre-treatment of specific waste types is mandatory to achieve the high quality standards for landfilled residues. In the year 2004, the Division of Waste and Material Flow Management of the Regional Government of Styria started a landfill-inspection program for the province of Styria. The goal of this program was to ensure that the activities of landfill operators are in accordance with the legal requirements. Additionally a GPS-measuring program was established to get exact spatial information of sampling spots and/or open landfill areas. Relevant findings of the project are: (i) The limiting values for $SOUR_4$, GPR_{21} and the gross calorific value where most often exceeded. (ii) Reject of the paper industry is not necessarily a qualified input material for MBT. (iii) Since January 2004, the amount of landfilled residues decreased significantly due to pre-treatment of waste. The outcome of the project suggests that there is further need to examine the objectivity of some waste expert's reports.

Abstract deutsch

Vor dem Hintergrund einer geänderten Rechtslage im Bereich der Abfalldeponierung seit 1.1.2004, werden steirische Deponien von Organen der FA19D verstärkt auf die Einhaltung der neuen gesetzlichen Bestimmungen überprüft. Inhalte dieser Deponiekontrollen sind einerseits die qualitative und quantitative Begutachtung der Abfallströme auf die Deponien und andererseits GPS-Vermessungen auf dem Deponiekörper, die Aufschluss über genaue Lagen von offenen Schüttbereichen sowie von Probenahmeorten ermöglichen. Wichtigste Erkenntnisse aus den Kontrollen waren u.a., dass Grenzwertüberschreitungen bei MBA-Materialien vornehmlich bei den Parametern „oberer Heizwert“, „AT4“ und „GB21“ vorkommen, dass bestimmte Abfallarten (z.B. Rejecte) nur bedingt für eine mechanisch-biologische Behandlung geeignet sind und dass die Ablagerungsmengen seit dem 1.1.2004 signifikant gesunken sind. Weiters wurde festgestellt, dass die Objektivität einiger Abfallgutachter nicht immer gegeben ist und hier verstärkt Kontrollbedarf besteht.

Keywords

Deponieverordnung, oberer Heizwert, AT₄, GB₂₁, MBA, GPS, Kontrollen

1 Einleitung

Mit Inkrafttreten der Deponieverordnung im Jahr 1996 wurde die obertägige Ablagerung von Abfällen in Österreich einer völlig neuen gesetzlichen Regelung unterworfen, die es in den Jahren bis zum 1.1.2004 schrittweise umzusetzen galt. Seit diesem Zeitpunkt

darf unbehandelter Abfall nicht mehr abgelagert werden, bzw. muss dieser bei obertägiger Ablagerung bestimmte Qualitätskriterien, welche in der Deponieverordnung definiert sind, einhalten. So darf u.a. der TOC-Gehalt des Abfalls 5 Masse-% nicht übersteigen, bzw. wird für Abfälle, die einer mechanisch-biologischen Vorbehandlung unterzogen wurden, ein oberer Heizwert (Brennwert) von maximal 6.000 kJ/kg¹ bezogen auf die Trockensubstanz gefordert. Die Einhaltung der strengen Grenzwertvorgaben der Deponieverordnung ist im wesentlichen durch thermische oder mechanisch-biologische Abfallvorbehandlung möglich. Die Abfallvorbehandlung vor der Deponierung ist einer der wichtigsten Schritte einer vorsorgenden und nachhaltigen Abfallwirtschaft, deren Ziel die nachsorgefreie Ablagerung von Reststoffen sein muss. Die Deponieverordnung ist diesbezüglich das wichtigste Regelwerk zur Realisierung der im österreichischen Abfallwirtschaftsgesetz definierten Ziele und Grundsätze. Mit der vollständigen Umsetzung der Deponieverordnung in der Steiermark, sowie einem Großteil der Bundesländer, ist Österreich Vorreiter hinsichtlich einer zukünftig im gesamten EU-Raum umzusetzenden Abfallpolitik.

Für die zur Umsetzung der Deponieverordnung erforderliche Anlageninfrastruktur wurden allein im Bundesland Steiermark (1,2 Mio. Einwohner) insgesamt 125 Millionen Euro in den Um- und Neubau von Abfallbehandlungsanlagen investiert. Als die wichtigsten Investitionen sind der Neubau von 3 MBA-Anlagen, einer Wirbelschichtanlage und einer Anlage zur Aufbereitung von Ersatzbrennstoffen für den Einsatz in industriellen Feuerungsanlagen wie z.B. Zementwerken zu nennen. Tabelle 1 gibt einen Überblick der wichtigsten Anlagen in der Steiermark.

Tabelle 1 Abfallbehandlungsanlagen in der Steiermark

Anlage	Kapazität [t/a]
MBA-Allerheiligen (adaptierte Altanlage)	17.000
MBA-Liezen (2003 errichtet)	25.000
MBA-Halbenrain (2003 errichtet)	70.000
MBA-Frohnleiten (2003 errichtet)	76.000
MVA-Niklasdorf (2003 errichtet)	bis 100.000

Des weiteren stehen zwei Zementwerke und ein Kraftwerk zur Mitverbrennung von aufbereiteten Abfällen bzw. Klärschlämmen zur Verfügung.

¹ Bei Einhaltung des in der Deponieverordnung definierten Brennwertkriteriums ist ein Höchstwert von 6600 kJ/kgTS zulässig.

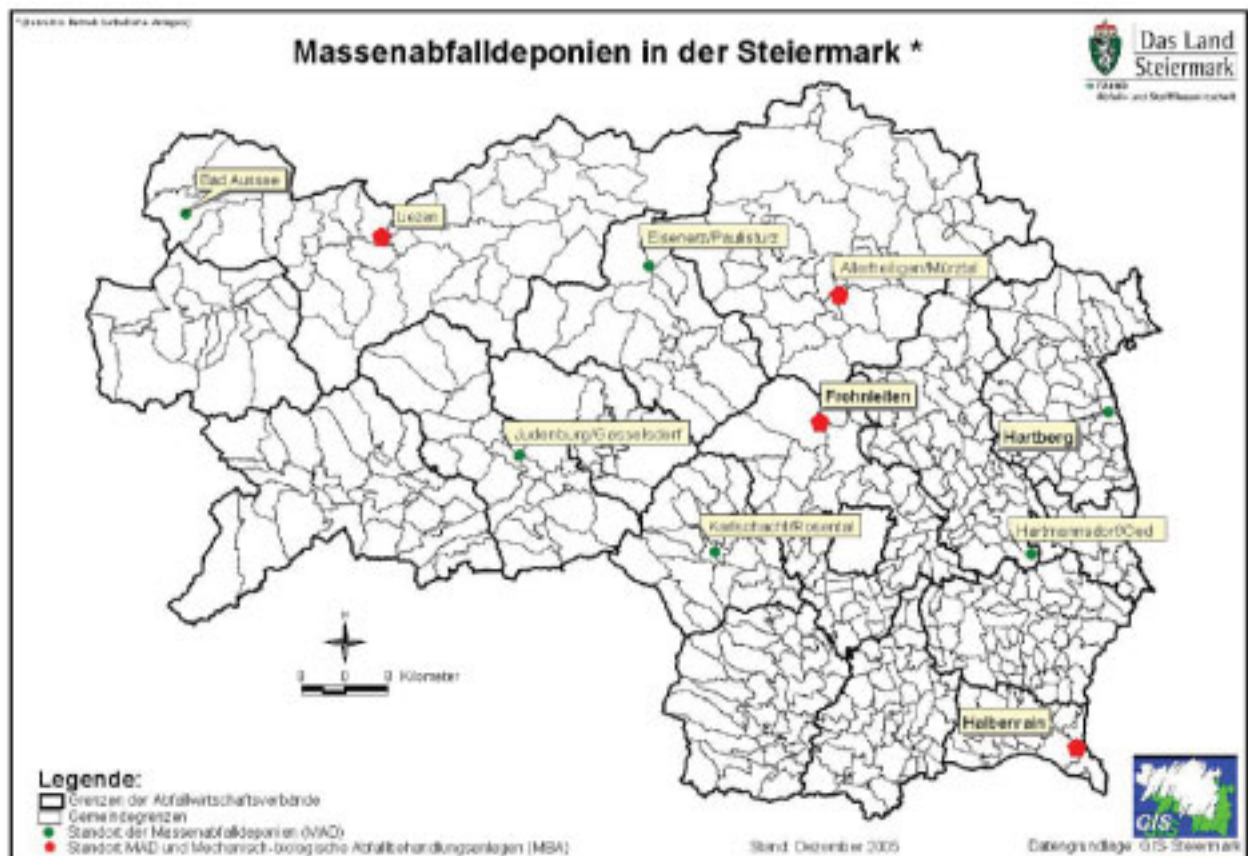


Abbildung 1 Standorte der Massenabfalldeponien und MBAs in der Steiermark

Die strengen Qualitätsanforderungen an die zu deponierenden Abfälle erfordern seit Jänner 2004 eine verstärkte Überprüfung der Deponien mit dem Ziel, die flächendeckende Einhaltung der Vorgaben der Deponieverordnung zu gewährleisten und eine Gleichbehandlung aller steirischen Deponiebetreiber zu garantieren. Seit Jahresbeginn 2004 werden daher insbesondere alle steirischen Massenabfalldeponien (Abbildung 1) anhand eines von der Fachabteilung 19D erarbeiteten Kontrollkonzeptes regelmäßig überprüft. Dieses Konzept sieht neben den mind. ¼-jährlich durchzuführenden Deponiekontrollen durch die behördlich bestellten Deponieaufsichtsorgane, sowie den in 3-jährigen Intervallen behördlich vorgeschriebenen Umweltinspektionen, zusätzlich behördlich angeordnete Deponiekontrollen in ca. halbjährlichen Intervallen durch die Fachabteilung 19D, Abfall- und Stoffflusswirtschaft vor. Neben den allgemeinen, in Anlehnung an die in der Checkliste "Deponiekontrollen" des österreichischen Umweltbundesamtes angeführten Kontrollpunkten (z.B. Mengenaufzeichnungen, Qualitätsnachweise, Abfallgesamtbeurteilungen, etc.) liegt ein besonderer Schwerpunkt dieses Kontrollprogramms in der direkten Beprobung von Abfällen auf der Deponie bzw. in den Behandlungsanlagen. Diese Stichprobenkontrollen stellen eine wertvolle Ergänzung zu den gesetzlich vorgeschriebenen Abfalluntersuchungen dar, als dadurch zusätzlich Erkenntnisse hinsichtlich der Reproduzierbarkeit von Analyseergebnissen erhalten werden. Ein weiterer Vorteil der regelmäßigen Deponiekontrollen ist der dadurch bedingte

ständige direkte Kontakt mit den Deponiebetreibern, durch den Probleme oftmals bereits im Vorfeld bereinigt werden können. Für Probenahmen und Analysen bedient sich die Fachabteilung 19D akkreditierter Fachanstalten, um eine den geltenden Richtlinien und Normen entsprechende Vorgehensweise sicherzustellen und die Vergleichbarkeit von Ergebnissen zu gewährleisten.

Im Rahmen dieser regelmäßigen Deponieüberprüfungen wird auch ein GPS-gestütztes Ortungssystem eingesetzt. Um im weitläufigen Deponiegelände, das sich permanent durch den Schüttvorgang verändert, konkrete geographische Punkte lokalisieren zu können (z.B. bei Probenahmen in bestimmten Schüttabschnitten) wird in Zusammenarbeit mit dem Referat für geographische Informationssysteme (GIS) in der Landesbaudirektion der Einsatz von GPS-Geräten getestet.

Durch die Verknüpfung der GPS-Daten mit den im Bereich der Landesverwaltung verfügbaren digitalen Karten und Luftbildern sind im Zuge der Kontrolltätigkeit exakte Beschreibungen der aktuellen offenen Schüttabschnitte möglich und können diese bereits vor Ort auf dem Display von Taschencomputern dargestellt werden.

Der Einsatz von GIS-Elementen in der Abfallwirtschaft ist eine bislang weitgehend ungenützte Möglichkeit zur Qualitätsverbesserung bei der Abwicklung von abfallwirtschaftlichen Kontrollen. Die Anwendungsbereiche für GPS-Vermessungen, die sich durch hohe Genauigkeit und relativ einfaches Handling auszeichnen, reichen im abfallwirtschaftlichen Bereich von Ortsbestimmungen im Zuge von Routinekontrollen abfallwirtschaftlicher Anlagen (z.B. Deponien) bis hin zur exakten Positionierung von Ablagerungsorten illegaler Entsorgungen. Diese Möglichkeiten sind hilfreich, wenn man bedenkt, dass sich behördliche Beseitigungsverfahren oft über Monate und Jahre hinziehen können und im Laufe dieser Zeit der Überblick über die genauen Ablagerungsorte verloren gehen kann.

2 Material und Methoden

2.1 Checklisten

Um eine einheitliche Vorgehensweise bei den Kontrollen zu gewährleisten werden bei den Vor-Ort Kontrollen Checklisten (BE-239/2004) verwendet, die vom österreichischen Umweltbundesamt gemeinsam mit dem Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft ausgearbeitet wurden. Diese Checklisten sind schwerpunktmäßig auf die Einhaltung der Vorgaben der Deponieverordnung ausgerichtet und hier wiederum auf solche Vorgaben, die im Rahmen einer Vor-Ort-Kontrolle überprüft werden können. Die Checklisten bestehen aus einem allgemeinen Hauptteil und drei Beiblättern. Das Beiblatt 1 dient zur Kontrolle der Vollständigkeit und Plausibili-

tät von Gesamtbeurteilungen einzelner Abfallchargen. Mit Beiblatt 2 wird bei Abfallchargen ohne Gesamtbeurteilung überprüft, ob sie unter die Ausnahmeregelung fallen und damit keiner Gesamtbeurteilung bedürfen. Mit Beiblatt 3 können im Bedarfsfall die besonderen Bestimmungen für verfestigte Abfälle überprüft werden. Durch dieses Beiblättersystem können je nach Bedarf mehrere Gesamtbeurteilungen bzw. Abfallchargen überprüft werden. Die Checklisten sind so ausgerichtet, dass sie allgemein für Deponien im Regelungsbereich der Deponieverordnung angewendet werden können. Für eine umfassende detaillierte Kontrolle werden zusätzlich jedenfalls die einzelnen Genehmigungsbescheide der Deponie ausgewertet, um spezifische Auflagen zu überprüfen, die in den Bescheiden festgelegt worden sind. Fotodokumentationen im Rahmen der Überprüfungen sind obligat.

2.2 Probenahmen und Abfallanalysen

Sämtliche Probenahmen erfolgten nach der ÖNORM S 2123-1, Probenahmepläne für Abfälle – Teil 1: Beprobung von Haufen (Ausgabe: 1.11.2003). Die Analysen wurden ausschließlich von staatlich zugelassenen Labors, unter Berücksichtigung der jew. relevanten Normenwerke, wie z.B. der ÖNORM S 2118-1 (Probenvorbereitung), bzw. der DIN 51900 T1 und T3 (Bestimmung des oberen Heizwertes) durchgeführt.

2.3 GPS-Empfänger

Für die Erfassung der GIS-Daten im Feld wird ein GPS-Empfänger von Leica, Typ GS5 in Kombination mit einem Pocket-PC (iPAQ rx 7100) und der GIS-Software „ArcPad 6“ (ESRI) verwendet. Vorteil der Anwendung eines Pocket-PC's ist die Möglichkeit, bereits vorhandene Katasterdaten, sowie Orthofotos vorab in den PC einspielen zu können, sodass diese Informationen auch unmittelbar vor Ort als Orientierungshilfe zur Verfügung stehen. Ein weiterer Vorteil besteht darin, dass die erfassten Daten sofort in der Karte ersichtlich sind. Die Messgenauigkeit des verwendeten GPS-Empfängers beträgt ca. 3-5 m und ist für ggstl. Anwendung ausreichend. Mit Hilfe der GIS-Software „ArcView“ (ESRI) werden die Messdaten mit den vorhandenen Basisdaten der einzelnen Deponien verknüpft und für die Kartenerstellung aufbereitet.

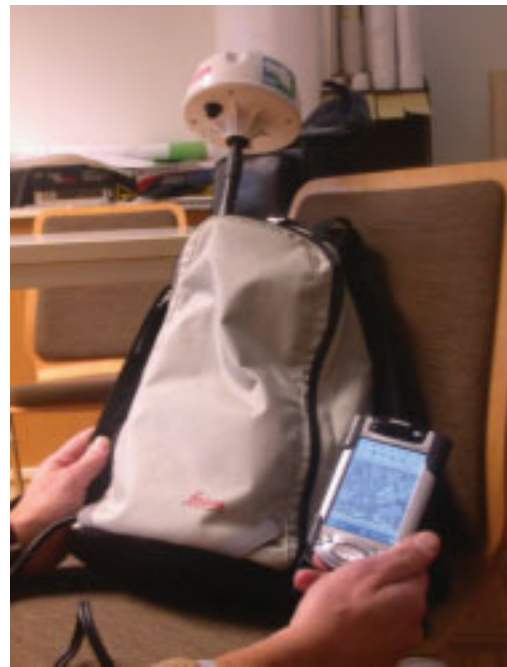


Abbildung 2 Leica GS5 GPS-Empfänger

3 Ergebnisse der Deponiekontrollen

3.1 Abfallmengen

Erste Erfahrungen durch die Kontrollen waren, dass zu Beginn des Jahres 2004 (Jänner bis März) kaum Abfälle zur Ablagerung auf die steirischen Deponien gelangten. Dies war vor allem bedingt durch den hohen Anteil der mechanisch-biologischen Abfallvorbehandlung in der Steiermark, wodurch aufgrund der langen Rottedauer eine Verzögerung bei der Deponierung der Reststoffe eintritt. Da sämtliche Rotteflächen der mechanisch-biologischen Anlagen rechtzeitig vor dem 1.1.2004 von den Anlagenbetreibern noch geräumt wurden, kam es vielfach erst im April 2004 zu einer ersten Deponierung von MBA-Material.

Seit dem Vorliegen der Deponie-Jahresbilanzen für das Jahr 2004 sind die Auswirkungen des Ablagerungsverbotes für unvorbehandelte Abfälle hinsichtlich der Ablagerungsmengen deutlich sichtbar. Abbildung 2 zeigt die Entwicklung der Ablagerungsmengen auf steirischen Massenabfalldeponien seit 1990.

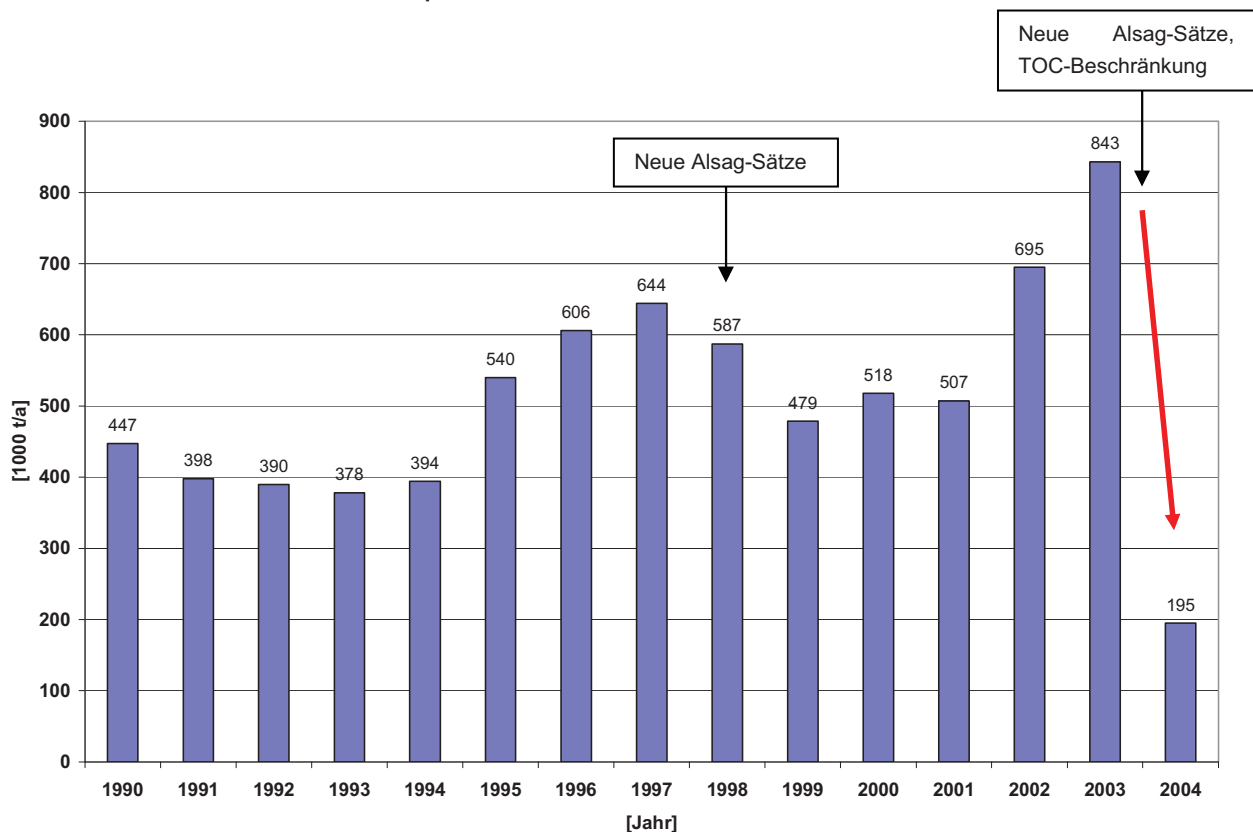


Abbildung 3 Entwicklung der auf steirischen Massenabfalldeponien abgelagerten Abfallmengen

Wie in Abbildung 2 deutlich zu sehen, stieg in den Jahren vor dem Wirksamwerden des Ablagerungsverbotes für unbehandelte Abfälle die Deponiemenge in zwei Wellen an

und erreichte im Jahr 2003 mit 843.000 Mg einen absoluten Höchstwert. Mit ein Grund für die wellenartigen Mengenanstiege waren u.a. die intensive Sanierung von Altlastengebieten, da mit 1.1.1998 bzw. 1.1.2004 neue Beitragssätze für die Altlastensanierung vorgeschrieben wurden, sowie eine Zunahme von Abfallimporten erfolgte. Die Ablagemenge von 195.000 Mg im Jahr 2004 entspricht ca. einem Viertel der deponierten Menge im Jahr 2003. Aufgrund der Abfallvorbehandlung und der damit einhergehenden Volumens- und Massenreduktion ist auch für die zukünftigen Jahre mit einem reduzierten Deponiemengenaufkommen von ca. 200.000 Mg/a zur rechnen.

3.2 Probenahmen und Abfallanalysen

Im Zuge der bislang durchgeführten Deponiekontrollen wurden jeweils auch regelmäßige Beprobungen von MBA-Deponiefractionen durchgeführt. Durch chemische Analysen der MBA-Materialien wurde rasch klar, dass die kritischen Parameter, also jene Parameter bei denen die häufigsten Grenzwertüberschreitungen festgestellt wurden, von Brennwert (H_o), Atmungsaktivität (AT_4), und Gasbildungspotential (GB_{21}) repräsentiert werden. Abbildung 4 gibt die Verteilung aller bisher im Zuge der Deponiekontrollen festgestellten Grenzwertüberschreitungen an.

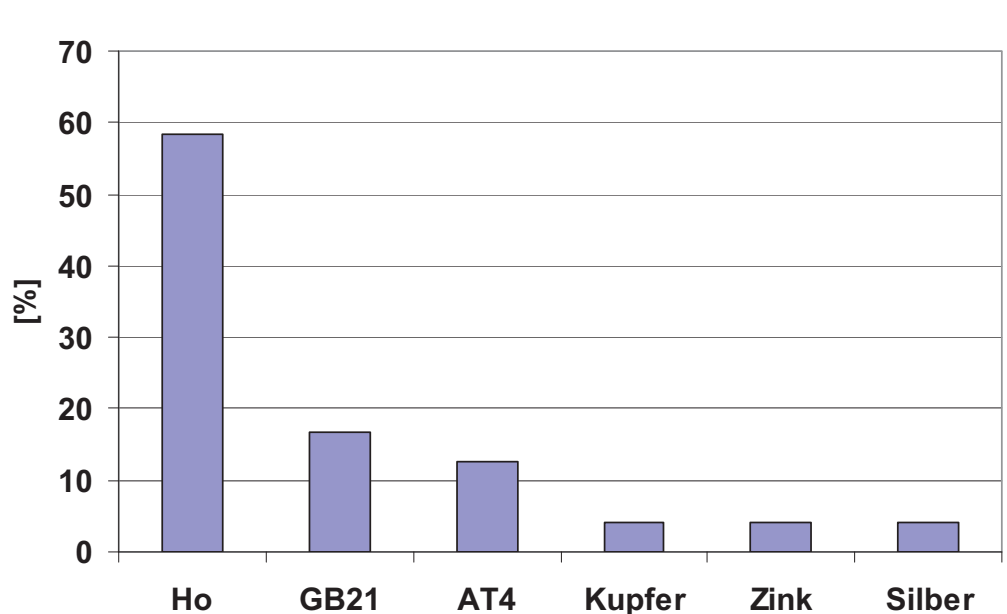


Abbildung 4 Verteilung der festgestellten Grenzwertüberschreitungen

Die erhöhten Werte beim Parameter „oberer Heizwert“ (H_o) waren in den meisten Fällen auf ungeeignete Inputmaterialien (sh. Kap. 3.3.1), bzw. offensichtliche Mängel bei der Absiebung der MBA-Nachrottematerialien zurückzuführen. Durch Änderungen des Siebschnittes, bzw. durch organisatorische Verbesserungen sowie Schulung des Personals konnten in diesem Bereich nachweislich Verbesserungen erzielt werden.

Grenzwertüberschreitungen bei den Parametern AT_4 und GB_{21} waren meist auf eine zu kurze Rottedauer im Bereich der Nachrotte aufgrund von Platzmangel zurückzuführen. Jahreszeitlich- bzw. witterungsbedingte Verzögerungen des Rottefortschrittes einerseits und der teilweise nicht kontinuierliche Anfall der Abfälle stellen immer wieder hohe Anforderungen an die Abfalllogistik auf den Anlagen.

Bei den Schwermetallen wurden nur sehr vereinzelt Grenzwertüberschreitungen festgestellt. Als Hauptproblem in diesem Bereich wird die relative Inhomogenität der MBA-Materialien gesehen.

Im Zuge mehrerer vereinfachter „Ringversuche“ wurden Proben u.a. zur Bestimmung des oberen Heizwertes an mehrere Labors versandt. Trotz größter Sorgfalt bei der Probenahme sind die Ergebnisse einzelner Versuche nur sehr bedingt interpretierbar. Wie in Abbildung 5 dargestellt, liegen die Ergebnisse in einem relativ großen Schwankungsbereich. Auch nach genauer Prüfung und Vergleich der Analysenbedingungen und -methoden konnten keine besonderen Ursachen für die immense Streuung gefunden werden.



Abbildung 5 Obere Heizwerte einer MBA-Probe, „Ringversuch“

3.3 Praxiserfahrungen und –beispiele

3.3.1 Problem Rejecte in der MBA

Rejecte aus der Papierindustrie zählen gemäß der österreichischen MBA-Richtlinie zu geeignetem Input für eine biologische Behandlung in der MBA. Aufgrund der bisherigen Erfahrungen im Zuge der Deponiekontrollen konnte jedoch festgestellt werden, dass gerade der Einsatz von Rejecten durch die hohen Anteile der biologisch nur sehr langsam abbaubaren Organik, bzw. der hohen Kunststoffanteile, Probleme hinsichtlich der

Einhaltung des Brennwertkriteriums gemäß Deponieverordnung bereitet und eine thermische Verwertung zu bevorzugen wäre.



Abbildung 6 Rejecte aus der Papierindustrie

3.3.2 Mangelhafte Abfallgutachten

C/P-behandelte Schlämme aus der Abwasserreinigung weisen nach der Behandlung mitunter Rückstände von organischen Fällungs- Flockungs- und Spaltmitteln auf. Gemäß österreichischer Deponieverordnung ist die Ablagerung von Abfällen, deren TOC-Gehalt mehr als 5 Masse% beträgt, nicht zulässig. In einem konkreten Fall wurde die Erteilung eines Beseitigungsauftrages notwendig, nachdem durch ein akkreditiertes Labor dem Material Deponiefähigkeit bescheinigt wurde, unter dem Hinweis, dass nach rechnerischem Abzug, der durch die C/P-Behandlung verursachten Erhöhung des ursprünglichen TOC-Gehaltes, die 5 % Grenze eingehalten werden könne. Eine diesbezügliche Spielraum ist im österreichischen Abfallrecht jedoch nicht gegeben.

3.3.3 Schwachpunkt Probenahme

Mängel wurden auch bei der Beprobung von Abfällen und bei der Abfalllogistik in den Behandlungs- bzw. Beseitigungsanlagen festgestellt. Die mitunter relativ aufwändigen Maßnahmen im Zuge von Abfallbeprobungen (z.B. 200 l Mindestprobenmenge je qualifizierter Stichprobe zur Bestimmung des Brennwertkriteriums bei MBA-Abfällen) verleiten viele Probennehmer dazu die Probenahmnormen nicht vollständig umzusetzen. Die Folge sind wenig aussagekräftige bis ungültige Abfallgesamtbeurteilungen. Ein wei-

teres Problem im Zusammenhang mit der Beprobung von Abfällen ist die mitunter lange Zeitdauer bis zum Bekanntwerden der Analyseergebnisse (z.B. bei der Bestimmung des GB21). Viele der Anlagenbetreiber verfügen nicht über die notwendigen Flächen zur Zwischenlagerung der beprobten Abfälle und müssen daher auf die Deponie ausweichen wo die Gefahr besteht, dass negativ beurteilte Abfälle bereits längst in die Deponie eingebaut sind.

4 GPS-Messungen

Abbildung 6 zeigt beispielhaft den Ausschnitt eines mittels GPS-Empfänger vermessenen Deponiebereiches. GPS-Messdaten (Polygone, Punkte) werden auf die vorhandenen Deponiebasisdaten (z.B. CAD-Daten, Orthofotos, Grundstücksgrenzen, etc.) „aufgesetzt“ und ergeben so eine Momentaufnahme der sich ständig verändernden Deponie. Einzelne Probenahmestellen werden als Punkte, größere Probenahmebereiche als Polygone dargestellt. Die exakte Bestimmung der Probenahmeorte erweist sich dann als besonders hilfreich, wenn zwischen der Probenahme und dem Bekanntwerden der Analyseergebnisse längere Zeit vergeht (z.B. bei der Bestimmung des GB21) und aufgrund dieser Ergebnisse eine Beseitigung der Abfälle erforderlich ist. Mit Hilfe geographischer Darstellungen ist eine optimale Orientierung auf dem weitläufigen, sich ständig verändernden Deponiegelände anhand von Fixpunkten vor Ort, wie z.B. Gasbrunnen, möglich.



Abbildung 7 Beispielhafter Ausschnitt aus einem GIS-Plot

5 Zusammenfassung

Die nunmehr seit mehr als zwei Jahren praktizierten Deponiekontrollen der Fachabteilung 19D haben eindrucksvoll gezeigt wie wichtig dieses Instrument für einen wirksamen Vollzug der Deponieverordnung in der Steiermark ist. Es konnten in diesem Zeitraum sowohl mehr oder minder schwere Vergehen einiger Deponiebetreiber aufgedeckt, als auch Gutachter überführt werden, die allzu „betreiberfreundlich“ agieren. Die GPS-Vermessungen runden das Kontrollprogramm ab und stellen eine hilfreiche Ergänzung im Vollzug dar.

Die im Zuge der Deponiekontrollen der Fachabteilung 19D gesammelten Erfahrungen werden laufend über diverse Facharbeitskreise dem Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft sowie den übrigen Bundesländern weitergegeben und sollen auch in die für Ende 2006 geplante Novellierung der Deponieverordnung Eingang finden.

6 Literatur

- | | | |
|------------------------|------|--------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| Doralt, W.
(Hrsg.); | 2006 | Kodex Abfallrecht und Öko-Audit. 20. Auflage, LexisNexis Verlag, Wien, ISBN 3-7007-3374-7. |
| Rolland, C. | 2004 | Checklisten Deponiekontrolle mit Bezug auf die Deponieverordnung. Umweltbundesamt BE-239, Wien. |
| Thomann, J. | 2003 | GIS im Außendienst – Mobile Datenerfassung im Feld. Landesbaudirektion-GIS, Graz. |
| Zahrer, L.
(Hrsg.); | 2002 | Richtlinie für die mechanisch-biologische Behandlung von Abfällen. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Wien. |

Anschrift des Verfassers

Dipl.-Ing. Josef Mitterwallner
Amt der Steiermärkischen Landesregierung
Fachabteilung 19D, Abfall- und Stoffflusswirtschaft
Bürgergasse 5a
A-8010 Graz
Telefon +43 316 877 2157
Email josef.mitterwallner@stmk.gv.at
Website: www.abfallwirtschaft.steiermark.at

Deponieverhalten mineralischer Abfälle auf Deponien der Klassen I und II nach 2005

Adi Heindl¹ und Soraya Heuss-Aßbichler²

¹Forschungs- und Entwicklungszentrum für Sondertechnologien FES, Schwabach

²Department für Geo- und Umweltwissenschaften, LM-Universität München

Dumping behavior of mineralized waste in landfills of dump category I and II after 2005

Abstract

In Bavaria, annually about 200.000 t of mineralized waste are disposed in landfills of dump category I and II. They mainly consist of wastes generated by the construction industry (Waste code 17). The other main parts of the waste accrue by burning and pyrolysis (WC 19), by waste incineration (WC 10) or as road rubbish (WC 20).

In most cases these wastes are not allowed to be landfilled in dump category 0, due to their leachability of one or some of the components like TOC, BTEX, HC; HVHC, PAH, PCB, ammonium, arsenic, lead, chromium (Cr-VI), fluoride or zinc. In general, the leachates of dumped mineralized wastes accomplish the guideline for affluent treatment. However, an unfavorable disposal of charged wastes within the dump may dramatically increase the mass of pollutants extracted with the liquid phase. The management of waste disposal in landfills may positively influence the emission properties of the landfill and avoid incrustation within the pipelines. For example wastes with low pollution charge or even high adsorption capacity, e.g. substances with oxide or hydroxide surfaces, should be disposed at the bottom of the landfill, and leachable waste at the top. Possible problems may arise when tapping the full potential for TOC in the dump for one specific type of organic group, e.g. BTEX, HVHC, PAH, PCB. Due to their partially volatile and soluble properties, BTEX and HVHC may migrate and thus may be emitted to the atmosphere.

Abstract deutsch

Jährlich werden in Bayern ca. 200.000 t mineralischer Abfälle auf Deponien der Klassen I und II abgelagert: ca. 65% aus der Gruppe der „Bau- und Abbruchabfälle (Abfallschlüssel 17), ca. 20% Abfälle aus der Verbrennung und Pyrolyse von Abfällen (AS 19), sowie zu je 5% Abfälle aus thermischen Prozessen (AS 10) und Straßenkehrschutt (AS 20). In der überwiegenden Mehrzahl der Fälle bewirken erhöhte Eluatkonzentrationen eines oder einiger weniger Parameter wie TOC, BTEX, KW, LHKW, PAK, PCB, Ammonium, Arsen, Blei, Chrom (zumeist als Chrom-VI), Fluorid oder Zink, dass eine Verwertung oder eine Ablagerung mineralischer Abfälle auf Deponien der Klasse 0 nicht zulässig ist. In der Regel ist die Sickerwasserqualität mineralischer Abfälle ausreichend, um es ohne Vorbehandlung in einer Kläranlage behandeln zu können. Eine ungünstige Ablagerung höher belasteter Abfälle, insbesondere bzgl. der Parameter Arsen und Chrom-VI, kann jedoch dazu führen, dass die Anforderungen für eine Indirekteinleitung nicht eingehalten werden können. Die Sickerwasserqualität von Deponien mineralischer Abfälle kann optimiert werden, wenn gering belastete Abfälle basisnah und höher belastete Abfälle oberflächennah abgelagert werden. Dadurch lassen sich ebenso Inkrustatio-

nen in Sickerrohren vermeiden. Beispielsweise sollten Abfälle mit gutem Adsorptionsvermögen, wie z.B. Abfälle, die größere Anteile Metalloxid- bzw. Hydroxidoberflächen enthalten, basisnah abgelagert werden. Auch sollte eine alleinige Ausschöpfung des Zuordnungswertes für den TOC von 1 bzw. 3 % durch eine einzige spezielle organische Stoffgruppe im Abfall (z.B. BTEX, LHKW, PAK, PCB) vermieden werden. So sind BTEX und LHKW teilweise volatil und bedingt wasserlöslich und können ohne Gaserfassung über den Gaspfad bzw. Sickerwasserpfad an die Atmosphäre abgegeben werden.

Keywords

mineralische Abfälle, Deponien der Klassen I und II, Deponieverhalten

1 Einführung

Das Abfallablagerungsverhalten auf Deponien hat sich in Deutschland seit Juni 2005 entscheidend verändert, da die unbehandelte Ablagerung von Hausmüll, hausmüllähnlichen Gewerbeabfällen, Klärschlämmen und anderen Abfällen mit hohen organischen Anteilen nicht mehr zulässig ist [ABFABLV, 2001]. Es ist mit einer deutlichen Erhöhung des Anteils mineralischer Abfälle aus thermischen Prozessen (Aschen aus der Hausmüllverbrennung) zu rechnen, die verwertet oder auf Reststoffdeponien abgelagert werden. Darüber hinaus fallen weiterhin Abfälle aus chemischen Prozessen, metallhaltige Abfälle und Bau- und Abbruchabfälle an.

Die „*Entscheidung des Rates zur Festlegung von Kriterien und Verfahren für die Annahme von Abfällen und Abfalldeponien*“ sieht gegenüber der Deponieverordnung zusätzliche Untersuchungsparameter bzw. teilweise eine Veränderung der Zuordnungswerte vor [RICHTLINIE 1999/31/EG, 2003] (Tabelle 1 und 2). Daher ist bei der Umsetzung der Richtlinie in nationales Recht eine Verschiebung bei den bisherigen Zuordnungen von Abfällen zu den oberirdischen Deponieklassen 0, I, II und III zu erwarten.

Tabelle 1 Zuordnungswerte für Feststoffe (Angaben in Massen-%)

Parameter (mg/l)	AbfAbIV		EU DepR - nicht gefährliche Abfälle (ngA)*
	Deponiekategorie I	Deponiekategorie II	
Glühverlust	≤ 3	≤ 5	
TOC des Trockenrückstandes der Originalsubstanz	≤ 1	≤ 3	≤ 5*
Extrahierbare lipophile Stoffe der Originalsubstanz	≤ 0,4	≤ 0,8	-
pH	-	-	≥ 6*
Säureneutralisationskapazität	-	-	zu ermitteln*

Tabelle 2 Zuordnungswerte für Eluat, Angaben in mg/l

Parameter/(mg/l)	AbAbIV		EU-DepR - nicht gefährliche Abfälle (ngA)*
	Deponieklasse I	Deponieklasse II	
pH/-	5,5-13,0	5,5-13,0	-
Leitf./(μ S/cm)	≤ 10.000	≤ 50.000	-
TOC	≤ 20	≤ 100	$\leq 80/DOC$
Phenole	$\leq 0,2$	≤ 50	-
Antimon (Sb)	-	-	$\leq 0,07$
Arsen (As)	$\leq 0,2$	$\leq 0,5$	$\leq 0,2$
Barium (Ba)	-	-	≤ 10
Blei (Pb)	$\leq 0,2$	≤ 1	≤ 1
Cadmium (Cd)	$\leq 0,05$	$\leq 0,1$	$\leq 0,1$
Chrom (Cr)	-	-	≤ 1
Chrom-VI (Cr-VI)	$\leq 0,05$	$\leq 0,1$	-
Kupfer (Cu)	≤ 1	≤ 5	≤ 5
Molybdän (Mo)	-	-	≤ 1
Nickel (Ni)	$\leq 0,2$	≤ 1	≤ 1
Quecksilber (Hg)	$\leq 0,005$	$\leq 0,02$	$\leq 0,02$
Selen (Se)	-	-	$\leq 0,05$
Zink (Zn)	≤ 2	≤ 5	≤ 5
Fluorid	≤ 5	≤ 25	≤ 15
Ammoniumstick-	≤ 4	≤ 200	-
Cyanide, leicht	$\leq 0,1$	$\leq 0,5$	-
AOX	$\leq 0,3$	$\leq 1,5$	-
Abdampfrück-	≤ 3.000	≤ 6.000	≤ 6.000
Chlorid	-	-	≤ 1.500
Sulfat	-	-	≤ 2.000

*) gilt für die Ablagerung von gefährlichen Abfällen auf Deponien für nicht gefährliche Abfälle; Wird der TOC-Wert nicht eingehalten, so kann von der zuständigen Behörde ein höherer Grenzwert zugelassen werden, sofern für den DOC der Grenzwert von 80 mg/l eingehalten wird.

Für diese neu entstehenden Deponietypen bzw. Deponieabschnitte fehlen bislang Erfahrungen über das Deponieverhalten. Es ist davon auszugehen, dass aufgrund des begrenzten Anteils organischer Inhaltsstoffe eine Deponiegasbildung durch mikrobielle Abbaureaktion nicht mehr erfolgen wird, die Belastung des Sickerwassers mit organischen Inhaltsstoffen gering sein wird bzw. Setzungen als Folge eines biologischen Abbaus von organischen Abfällen nur in einem geringen Umfang auftreten. Teile der mineralischen Abfälle liegen in thermodynamisch instabilen Phasen vor, und können unter Deponiebedingungen (~ 25 °C, 1 bar, Luftfeuchtigkeit, Niederschlag, Kohlendioxidangebot in der Atmosphäre) ein hohes Reaktionspotential aufzeigen. Die verschiedenen Lösungsprozesse sowie Um- und Neumineralisationen in den mineralischen Abfällen kön-

nen eine Reihe unterschiedlicher Prozesse verursachen, wie Wärmeentwicklung, abiotische Gasbildung (z.B. Wasserstoff- oder Ammoniakbildung) oder ein Austrag löslicher mineralischer Anteile (z.B. Neutralsalze oder toxische Schwermetallverbindungen). Speziell die Fracht der im Sickerwasser gelösten Spezies ist ausschlaggebend für die Zeitdauer der Nachsorgephase.

Im Rahmen der ab 2005 zu erwartenden Verlagerungen im Abfallaufkommen soll daher sowohl aus ökologischen als auch aus ökonomischen Gründen die Reduzierung der Belastung des Sickerwassers mit Schadstoffen im Vordergrund stehen. Für eine langfristig sichere und gleichzeitig kostengünstige Abfallablagerung spielen die Wechselwirkungen zwischen verschiedenen Abfalltypen und deren Auswirkung auf das Sickerwasser eine zentrale Rolle. Anzustreben ist, die Abfälle derart einzubauen, dass ihre Kapazität, Schadstoffe im Deponiekörper langfristig fixieren zu können, verstärkt wird, so dass die Emissionswerte bereits während der Betriebsphase gering sind und damit die Nachsorgephase deutlich verkürzt werden kann. Nach §3 Absatz 4 der AbfAbIV ist die *„Vermischung von Abfällen untereinander oder mit anderen Materialien zur Erreichung der Zuordnungskriterien des Anhanges 1 für die jeweilige Deponieklasse“* untersagt. Eine gezielte gemeinsame Ablagerung von Abfällen in einzelnen Deponieabschnitten bzw. ein vermischter Einbau, z.B. durch Schichteneinbau oder Vermischung vor dem Einbau, ist von diesem Vermischungsverbot jedoch nicht betroffen, solange die in Betracht zu ziehenden Abfälle die Zuordnungskriterien jede für sich erfüllen.

Ziel dieses Vorhabens ist es, mittels Bilanzierung Art und Menge der mineralischen Abfälle zu ermitteln, die aktuell und zukünftig auf Deponien der Klassen I und II abgelagert werden. Durch die Charakterisierung der Abfälle und auf Basis ihres Elutionverhaltens soll eine Strategie zur Ablagerung der Abfälle erarbeitet werden, um 1) eine abiotische Gasproduktion zu verhindern, 2) den Schadstoffaustrag über den Sickerwasserpfad zu minimieren und 3) die Sickerwasserqualität zu optimieren und somit eine kostengünstige Entsorgung zu ermöglichen.

2 Datenerhebung

Zur Beschreibung des Ablagerungsverhaltens mineralischer Abfälle wurden folgende Deponien ausgewählt:

- es war bekannt, dass dort in den letzten Jahren größere Mengen mineralischer Abfälle abgelagert wurden, oder
- es liegen Bauabschnitte vor, in denen mineralische Abfälle getrennt von Hausmüllablagerungen bzw. auf bereits weitgehend inertisierten Hausmüllabfällen eingebaut werden.

Als mineralisch wurden nur diejenigen Abfälle eingestuft, von denen zu erwarten ist, dass sie seit dem 01.06.2005 noch abgelagert werden können. Insgesamt wurden Deponiejahrbücher von 48 bayerischen Hausmülldeponien auf die Mengenangaben mineralischen Abfällen hin untersucht.

Die Abfälle wurden – gemäß den Deponiejahrbüchern - in folgende Gruppen unterschieden: Hausmüll, Sperrmüll, Hausmüll ähnlich, kommunaler Klärschlamm, Reststoffe aus Kompostierung, Reststoffe aus Sortierung, sonstige Abfälle und Fremdmüll. Bei der Gruppe Fremdmüll handelt es sich um Abfall aus benachbarten Landkreisen bzw. Abfallzweckverbänden. Die Gruppe der sonstigen Abfälle sind, besonders in den aktuelleren Deponiejahrbüchern, oftmals in die einzelnen Abfallarten der Abfallverzeichnisverordnung nach AVV aufgeschlüsselt [AVV, 2001]. Hierdurch war eine Unterscheidung zwischen überwachungsbedürftigen und besonders überwachungsbedürftigen Abfällen möglich. Aus der Aufschlüsselung der einzelnen Abfallarten kann eine Zuordnung in überwiegend mineralische Abfälle und solche mit erhöhten Anteilen organischer Inhaltsstoffe durchgeführt werden. Für die Einstufung in „mineralischer Abfall“ bzw. „nicht mineralischer Abfall“ war der organische Anteil im Feststoff (TOC) von ca. < 3% nicht ausschließlich entscheidend. Zusätzlich war zu prüfen, ob ein Abfall mit einem organischen Anteil größer 3% auch nach 2005 auf Deponien der Klassen I und II abgelagert werden kann. In der Bilanz wurden folgende Abfallgruppen nicht berücksichtigt:

- Abfälle aus der Holzbearbeitung und der Herstellung von Platten, Möbeln, Zellstoffen und Pappe (AS 03)
- Abfälle aus organisch-chemischen Prozessen (AS 07)
- Ölabfälle und Abfälle aus flüssigen Brennstoffen (außer Speiseöle und Ölabfälle, die unter AS 05, AS 12 und AS 19 fallen) (AS 13)
- Abfälle aus organischen Lösemitteln, Kühlmitteln und Treibgasen (außer AS 07 und AS 08) (AS 14)
- Bitumengemische, Kohlenteer und teerhaltige Produkte (AS 17 03)
- Holz (20 01 37 und 20 01 38), biologisch abbaubare Abfälle (20 20 01), gemischte Siedlungsabfälle (20 03 01), Marktabfälle (20 03 02), Sperrmüll (20 03 07), Siedlungsabfälle (20 03 99)

Insgesamt entfielen bei der Erfassung der aufgeschlüsselten Abfälle in den Jahren 1999 bis 2003 80 % der Gesamtmenge auf mineralische Abfälle und 20 % auf nicht mineralische Abfälle. Bei den als nicht mineralisch eingestuften Abfällen entfielen 15 % auf gemischte Siedlungsabfälle (20 03 01) und ca. 4 % auf Bitumengemische, Kohlenteer und teerhaltige Produkte (17 03). Das restliche 1 % teilte sich auf die übrigen genannten Abfallarten auf. Im Falle von kohlenteerhaltigen Bitumengemischen (Straßenaufbruch auf Abfallforschungstage 2006 www.wasteconsult.de

Asphaltbasis, 17 03 01*) ist bei „geringfügiger Überschreitung des Glühverlusts oder Feststoff-TOC“ eine Ablagerung nach der aktuell gültigen AbfAbIV möglich. Für diese Stoffe gilt der Zuordnungswert für „extrahierbaren lipophilen Stoffe der Originalsubstanz“ bzgl. DK I und II nicht. Da diese Abfälle oftmals erhöhte PAK-Gehalte im Feststoff aufweisen, ist eine zukünftige Ablagerung zu diskutieren.

3 Ablagerung mineralischer Abfallarten

3.1 Abfallarten und -mengen

Zwischen 1999 und 2003 wurden in Bayern jährlich ca. 200.000 t mineralischer Abfälle und ca. 370.000 t sonstiger Abfälle abgelagert (Deponien der Klassen I und II). Ablagerungen auf Deponien der Klassen 0 und III bzw. Verwertungsmaßnahmen wurden nicht berücksichtigt. Die jährlich anfallenden Mengen können starken Schwankungen unterliegen. Künftig ist von einer jährlichen Mindestmenge von ca. 100.000 t und einer jährlichen Maximalmenge von ca. 270.000 t auszugehen. Zwischen den einzelnen Deponien variiert die Menge der mineralischen Abfälle jährlich zwischen 1.000 und 10.000 t. Der Durchschnitt liegt bei ca. 5.000 t jährlich. Aufgrund von örtlich und saisonal schwankenden Straßenbau-, Sanierungs- und Abbruchtätigkeiten können insbesondere in der AS 17 starke jährliche Schwankungen entstehen.

Mineralische Abfälle, die bislang und auch zukünftig auf Deponien der Klassen I und II abgelagert werden, sind zu ca. 2/3 der Gruppe „Bau- und Abbruchabfälle (einschließlich Aushub von verunreinigten Standorten), (AS 17)“ zuzuordnen. Hier sind vor allem die Untergruppen „Beton, Ziegel, Fliesen und Keramik (AS 17 01)“, „Boden (einschließlich Aushub von verunreinigten Standorten), Steine und Baggergut (AS 17 05)“, „Dämmmaterial und asbesthaltige Baustoffe (AS 17 06)“ sowie „Sonstige Bau- und Abbruchabfälle (AS 17 09)“ vertreten. Etwa die Hälfte der Menge der Abfälle aus der Gruppe 17 ist dem Abfallschlüssel 17 05 (Boden und Steine, Baggergut und Gleisschotter) zuzuordnen. Das restliche Drittel der abgelagerten mineralischen Abfälle verteilt sich zu ca. 20 % auf den Abfallschlüssel 19 (Abfälle aus Abfallbehandlungsanlagen, öffentlichen Abwasserbehandlungsanlagen sowie der Aufbereitung von Wasser für den menschlichen Gebrauch und Wasser für industrielle Zwecke, und hier in erster Linie auf Abfälle aus der Verbrennung und Pyrolyse von Abfällen) und zu je ca. 5 % auf die Abfallschlüssel 10 (Abfälle aus thermischen Prozessen) und 20 (Siedlungsabfälle, und hier in erster Linie Straßenkehrschutt). Die prozentualen Anteile der jeweiligen Abfallschlüssel sind in Abb. 1 dargestellt.

3.2 Eluat und Sickerwasserverhalten

Die mineralischen Abfälle besitzen in der Regel nur geringe Gehalte organischer Inhaltsstoffe und weisen daher entsprechend geringe Glühverluste, TOC-Gehalte und extrahierbare lipophile Stoffe im Feststoff auf. Ein erhöhter Glühverlust in Einzelproben bzw. für Mischabfälle ist nicht notwendigerweise auf organische Anteile zurückzuführen.

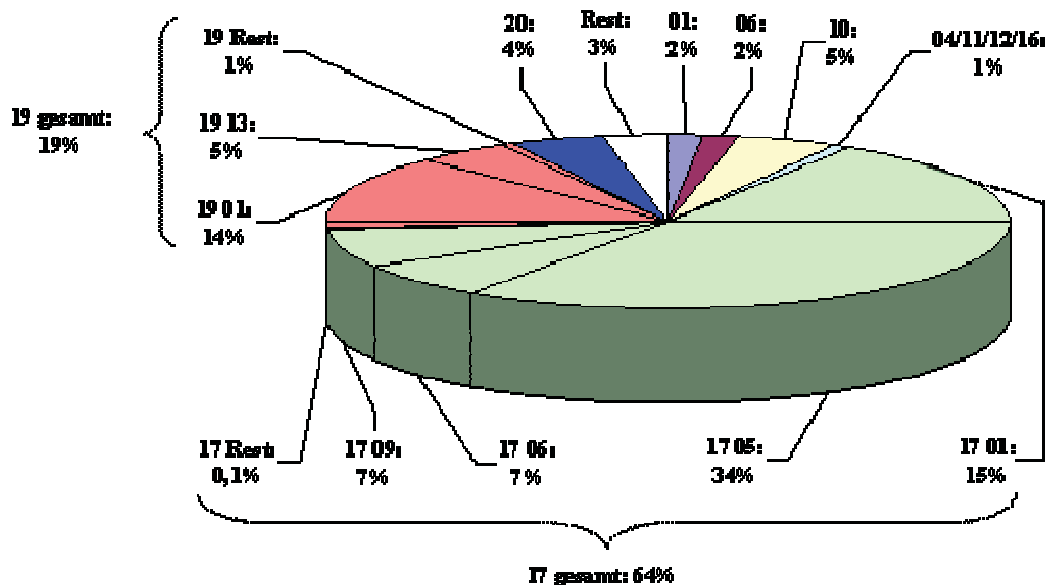


Abbildung 1 Prozentuale Aufteilung der abgelagerten mineralischen Abfälle in 48 Hausmülldeponien nach dem Abfallschlüssel

Bei einzelnen Abfallarten sind spezifische organische Stoffgruppen wie BTEX, Kohlenwasserstoffe, LHKW, PAK und PCB auffällig. Für diese organischen Stoffgruppen sind nach AbfAbIV ebenso wie für Schwermetalle keine Zuordnungswerte vorgesehen, jedoch nach LAGA M20 [LAGA], dem LfU-LfW-Merkblatt zur „Umsetzung der Deponieverordnung für Inertabfalldeponien“ (DK 0) [LfU-LfW-MERKBLATT, 2003A] und dem LfU-LfW-Merkblatt „Anforderungen an die Entsorgung von Gleisschotter“ [LfU-LfW-MERKBLATT, 2003B]. Hierdurch kann eine Verwertung bzw. Ablagerung dieser Materialien auf Inertabfalldeponien unterbunden werden. Bei Bau- und Abbruchabfällen können durch Separierung ausgewählter Bestandteile diese Zuordnungswerte eingehalten werden, mit Ausnahme von kohlenteeerhaltigen Bitumengemischen (17 03 01*), Kohlenteeer und teeerhaltigen Produkten (17 03 03*). Für diese Abfälle treten PAK-Gehalte bis 2.000 mg/kg und höher auf. Diese Stoffgruppen zeigen eine geringe Wasserlöslichkeit. Daher trägt der organische Anteil im Feststoff nur geringfügig zur TOC im wässrigen Eluat bei. Nur einzelne LHKW, wie z.B. Dichlormethan, sind begrenzt wasserlöslich, so dass in Einzelfällen ein AOX oberhalb der Bestimmungsgrenze von 0,05 mg/l ermittelt werden kann. Im Falle persistenter organischer Schadstoffe (POP), PCB und DDT, ist der Gehalt in Abfällen auf maximal 50mg/kg beschränkt [MBU, 2004]. Bei den im Rahmen dieses

Vorhabens erfassten Abfällen, betrug der Maximalgehalt für PCB 1 mg/kg und für DDT 25 mg/kg.

Die Elution der Schwermetalle ist bei der Mehrzahl der untersuchten Stoffgruppen weit unterhalb der Zuordnungswerte für die Deponieklasse I, auch bei mit Schwermetallen belasteten Böden. Bei produktspezifischen Abfällen aus den Abfallschlüsseln 10 und 12 waren im Eluat zum Teil erhöhte Blei-, Nickel- und Zinkkonzentrationen vertreten. Insbesondere bei Rost- und Kesselaschen (Holzaschen) aus dem AS 10 können erhöhte Belastungen an Chrom, oftmals in Form des Chromats, auftreten. Rost- und Kesselaschen aus dem Schlüssel 19 sowie unterschiedliche Schlämme aus dem AS 19 können je nach Herkunft unterschiedliche Schwermetallbelastungen im Eluat aufweisen. Das Eluat des untersuchten Straßenkehrichts (AS 20 30 03) erwies sich bzgl. der Schwermetalle als sehr gering belastet. Die weiteren Zuordnungsparameter der AbfAbIV (Fluorid, Ammoniumstickstoff und Cyanide, leicht freisetzbar) waren durchgängig an der Bestimmungsgrenze bzw. maximal in der Größenordnung des Zuordnungswertes für die DK I. In nur wenigen Fällen war aufgrund dieser Parameter eine Zuordnung in DK II erforderlich. Der wasserlösliche Anteil kann bei einigen Rost- und Kesselaschen die Zuordnungswerte von 3 bzw. 6 Masse-% erreichen und in Einzelfällen auch übersteigen. Bei der überwiegenden Mehrheit der Abfälle liegt er jedoch deutlich unter 1 %.

Der überwiegende Anteil der abgelagerten mineralischen Abfälle verhält sich bzgl. der Mehrzahl der Zuordnungsparameter inert. Meist ist nur bzgl. eines oder weniger Parameter eine Zuordnung in DK I bzw. DK II erforderlich. Bei der mengenmäßig größten Gruppe der Abfälle aus dem AS 17 waren primär die organischen Stoffgruppen GV bzw. TOC, Kohlenwasserstoffe und PAK dafür verantwortlich, dass eine Ablagerung auf Deponien der DK I oder II notwendig wurde. Eine gemeinsame Ablagerung von verschiedenen Abfällen, bei denen jeweils unterschiedliche Parameter eine Deponierung auf Deponien der DK I bzw. II erforderlich machen, kann zu einem Verdünnungseffekt beitragen. Dies bewirkt, dass - bezogen auf den gesamten Abfallkörper - die Zuordnungswerte für die Feststoff- bzw. für Eluatparameter nur zu maximal 10 bis 20 % ausgeschöpft wird.

Die Sickerwasserqualität mineralischer Abfälle kann bislang nur in Einzelfällen konkret beurteilt werden, da in der Mehrzahl der Deponien mineralische Abfälle gemeinsam mit Hausmüll und hausmüllähnlichen Gewerbeabfällen abgelagert wurden. Auf Deponien, auf denen seit längerer Zeit keine Hausmüllablagerung stattfand, bzw. überwiegend mineralische Abfälle abgelagert wurden, wurde für die Sickerwässer eine gute Qualität festgestellt. Organische Inhaltsstoffe in Form des CSB und AOX liegen unterhalb der Anforderungswerte von 400 bzw. 0,5 mg/l für eine Indirekteinleitung nach Anhang 51 der Abwasserverordnung [ANHANG 51, 2004]. Nur in wenigen Deponien wurde die Bestimmungsgrenze für organische Stoffgruppen, wie z.B. PAK, im Sickerwasser über-

schritten. Die Schwermetallgehalte im Sickerwasser sind durchgängig als gering anzusehen und liegen in der Regel deutlich unterhalb der Anforderungskriterien des Anhangs 51. Bei einer gemischten Ablagerung mit Hausmüll waren zum Teil die Parameter Arsen (bedingt durch das reduzierende anaerobe Milieu beim mikrobiellen Abbau) und Chrom erhöht. Zum jetzigen Erkenntnisstand ist davon auszugehen, dass Sickerwasser aus rein mineralischen Abfällen in der Regel die Anforderungen für eine Indirekteinleitung erfüllen wird.

3.3 Deponieverhalten

Eine abiotische Gasbildung bei mineralischen Abfällen, insbesondere von Ammoniak und Wasserstoff, ist im stark alkalischen Milieu denkbar. Wasserstoffbildung wurde bislang nur auf einer Monodeponie für MV-Schlacken beobachtet (MAGEL, 2003). Die Bildung von Schwefelwasserstoff ist bei der gemeinsamen Ablagerung von Gipsabfällen mit biologisch abbaubaren Abfällen möglich, wurde jedoch bisher nur in Einzelfällen festgestellt.

Deponieabschnitte mit weitgehend umgesetzten Hausmüllabfällen bzw. überwiegend mineralischen Anteilen weisen bislang eine geringe Tendenz zur Inkrustation auf. Aufgrund fehlender organischer Stoffumsetzungen wird im Abfallkörper mineralischer Abfälle kein Kohlendioxid gebildet und damit auch kein Carbonat für die Ausfällung von Kalk. Lösliche anorganische Carbonatanteile werden in den Eluaten der Abfälle in der Regel nicht ermittelt, sind jedoch bei speziellen Abfallarten, insbesondere in Holzaschen (Kaliumcarbonat, Pottasche), anzutreffen. Gleiches gilt für lösliche sulfatische Anteile, die zu einer Ausfällung von Gips beitragen können. Lediglich in einer Quartalsprobe wurde im Sickerwasser das Löslichkeitsprodukt von Gips knapp erreicht. Daher ist generell nur in Ausnahmefällen mit Gipsinkrustationen zu rechnen, wenn größere Mengen gipshaltiger Abfälle (Baustoffe auf Gipsbasis (AS 1708), Abfälle aus der Herstellung von Zement, Branntkalk, Gips und Erzeugnissen aus diesen (AS 10 13) abgelagert werden.

Temperaturerhöhungen traten nur im Zusammenhang mit der Ablagerung von alkalischen Rost- und Kesselaschen auf. Dabei stiegen die Temperaturen an der Deponiebasis nicht über 50 °C an. Setzungen, die auf die Ablagerung rein mineralischer Abfälle zurückzuführen sind, waren bislang nicht erkennbar.

Mikrobielle Stoffumsetzungen und eine damit verbundene Deponiegasproduktion sind bei einer Limitierung des TOC auf 3 % nicht zu erwarten, zumal der Maximalwert in vielen Abfällen weit unterschritten ist und daher ein starker Verdünnungseffekt gegeben ist. Eine Deponiegasbildung wurde bislang bei Abfällen mit organischen Anteilen kleiner gleich 3 % nicht beobachtet. Die Umsetzung der abbaubaren organischen Restmengen ist zu gering, um zu einem merklichen Anteil an Methangas zu führen (HEINDL et al.,

2004). Eine Deponiegaserfassung wird daher für mineralische Bauabschnitte nicht erforderlich sein.

3.4 Umsetzung der EU-Deponierichtlinie

Die Umsetzung der EU-Deponierichtlinie in nationales Recht kann bzgl. der Zuordnung der Abfälle zu den Deponieklassen zu Verschiebungen führen. Insbesondere für den Parameter Antimon und Arsen ist eine Zuordnung in höhere Deponieklassen zu erwarten. Aber auch Abfälle, die bislang noch den Anforderungen der DK 0 genügten, können durch die strengen Vorgaben für den Parameter Antimon zukünftig als DK I eingestuft werden.

4 Vorläufiger Leitfaden zur Ablagerung mineralischer Abfälle

Aufgrund des inerten Verhaltens einer Vielzahl von mineralischen Abfällen in Bezug auf eine Alterung und wässrige Elution sind für eine Ablagerung nur wenige Kriterien zu erfüllen, um folgende Vorgaben zu erreichen:

- keine abiotische Gasbildung
- eine nur geringe Ausbildung von Inkrustationen in den Sickerrohren
- eine gute Sickerwasserqualität, die den Anforderungen einer Indirekteinleitung genügt
- eine möglichst kurzfristige Stilllegungs- und Nachsorgephase

In der Regel ist ein Abfall nur bzgl. eines oder weniger Zuordnungsparameter belastet. D.h. bei der vermischten Ablagerung entwickelt sich aufgrund des Verdünnungseffektes ein Abfallkörper, der eine geringe durchschnittliche Belastung bzgl. der Zuordnungsparameter aufweist. Qualitativ betrachtet wird die durchschnittliche Sickerwasserqualität besser sein als dies für die einzelnen Zuordnungsparameter im Eluat der Abfallgruppen der Fall sein würde, obwohl das Flüssig-Fest-Verhältnis (Sickerwasser zu Abfall) kleiner als im Eluat ist.

Prinzipiell wirkt sich ein großer Abfallkörper und eine vermischte Ablagerung (schichtenweise Ablagerung) positiv auf Fixierungsprozesse aus, da hierdurch die Zahl der Reaktionspartner erhöht wird und mehr Reaktionszone zur Verfügung stehen. Das Prinzip einer vorteilhaften Ablagerung zur Optimierung der Sickerwasserqualität ist in Abbildung 2 dargestellt.

Abfälle mit inerten Eigenschaften bzgl. einer wässrigen Elution sind bevorzugt basisnah abzulagern. Größere Mengen mineralischer Abfälle mit erhöhten Konzentrationen für einzelne Eluatparameter (in der Größe der Zuordnungswerte bzw. bei tolerierbaren Überschreitungen) sollten so weit als möglich nicht basisnah abgelagert werden. Dadurch

kann verhindert werden, dass diese Stoffe ungehindert in das Sickerwasser eingetragen werden, und so unmittelbar den Abfallkörper verlassen können. Der Einbau dieser Abfälle sollte, soweit möglich, oberflächennah erfolgen, bevorzugt oberhalb von Abfällen,

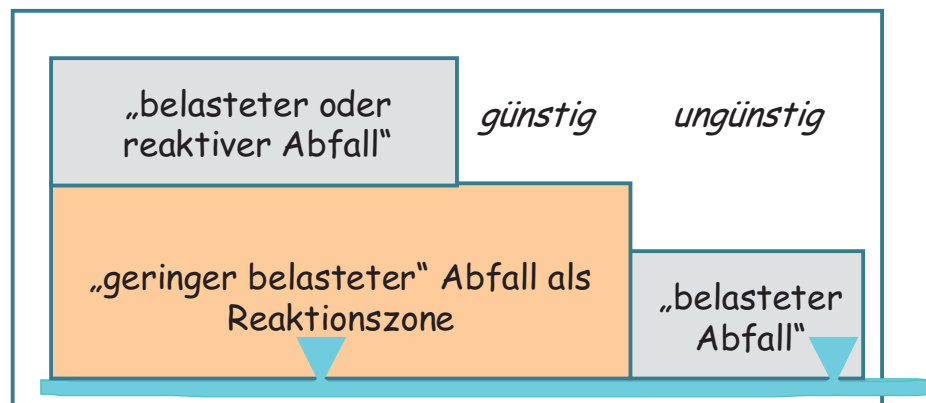


Abbildung 2 Einfluss des Ablagerungsortes geringer und höher belasteter Abfälle auf die Sickerwasserqualität.

die über Kapazitäten zur Fixierung (z.B. durch Adsorption, Fällung, pH-Milieu) der löslichen Bestandteile verfügen. Dies sind z.B. Eisenhydroxidschlämme, die zur Fällung von Schwermetallen in der Regel im Überschuss eingesetzt werden und ein hohes Restbindungsvermögen für Sickerwasserinhaltsstoffe sowohl für Schwermetalle als auch für LHKW und PCB aufweisen [GADE ET AL, 2002, BIRKE ET AL, 2004].

Eine Fixierung von Schadstoffen im Abfallkörper wird durch Feuchtigkeit Zutritt begünstigt, da die chemisch-physikalischen Mineralumbildungsprozesse Porenwasser als Reaktionsmedium benötigen. Ein zeitlich begrenzter Niederschlagszutritt verbessert daher langfristig die Sickerwasserqualität. Hierdurch wird der Austrag leichtlöslicher Salze beschleunigt und die Bildung von Inkrustationen, aufgrund eines weniger konzentrierten Sickerwassers, gehemmt.

Rost- und Kesselaschen sind, bedingt durch ihren stark alkalischen Charakter und ihren vergleichsweise hohen Anteil löslicher Salze, bevorzugt oberflächennah abzulagern. Eine abiotische Wasserstoffbildung tritt bei Vorliegen metallischen Aluminiums oder Zinks und bei gleichzeitig stark alkalischem Milieu auf [LECHNER ET AL. 1997, MAGEL, 2003]. Gefördert wird die Wasserstoffbildung durch hohe Salzgehalte im Sickerwasser [HEUSS-ARBICHLER ET AL, 2005]. Sollten größere Mengen stark alkalischer Abfälle abgelagert werden und gleichzeitig metallisches Aluminium und Zink nicht ausgeschlossen werden können, empfiehlt es sich den alkalischen pH der Abfälle durch Zwischenlagerung an Luft (Carbonatisierung) auf $\text{pH} < 10$ abzusenken. Das Wasserstoffbildungspotenzial eines Abfalls kann im Labor schnell und einfach durch Zugabe von 1-N Natronlauge ermittelt werden [GADE ET AL., 1999].

Ammoniak wird bei $\text{pH} > 11$ merklich aus Ammoniumverbindungen freigesetzt. Ammoniumverbindungen sind in der Regel gut wasserlöslich. Abfälle mit erhöhten Ammoniumkonzentrationen im Eluat (200 mg/l Ammonium im Eluat entsprechen 20 g/kg Ammonium im Feststoff und einem Ammoniakvolumen von 28 m^3 pro Tonne Abfall) sollten nicht zusammen mit alkalischen Abfällen abgelagert werden bzw. mit stark alkalischen Sickerwässern in Kontakt treten.

Sulfidische Abfälle (z.B. Natriumsulfid aus der Abwasserbehandlung und der Gerberei, Calciumsulfid in Schlacken oder auch gefällte Schwermetallsulfide) werden im leicht sauren Milieu ($\text{pH} < 6$) angegriffen und setzen Schwefelwasserstoff frei. Im Falle des Calciumsulfids (CaS) erfolgt bereits im feuchten, neutralen Milieu (Staunässe) eine Hydrolyse und somit die Freisetzung des gasförmigen Schwefelwasserstoffs. Größere Mengen leicht saurer Abfälle ($\text{pH} 5,5$) sollten daher nicht zusammen mit sulfidischen Abfällen abgelagert werden.

Gipshaltige Abfälle (Baustoffe auf Gipsbasis (17 08), Abfälle aus der Herstellung von Zement, Branntkalk, Gips und Erzeugnissen aus diesen (10 13)) sind nur in solchen Abschnitten abzulagern, in denen keine biologisch abbaubaren Abfälle vorliegen, da ansonsten durch ubiquitär vorkommende sulfatreduzierende Bakterien (Desulfurikanten) verstärkt Schwefelwasserstoff gebildet wird. Bei diesem Vorgang handelt es sich jedoch um eine biotisch bedingte Gasbildung.

Um möglichen Inkrustationen aus Gips (Löslichkeit um $2,5 \text{ g/l}$) in den Sickerrohren vorzubeugen, ist es sinnvoll bei sulfathaltigen bzw. gipshaltigen Abfällen die Calcium- und Sulfatkonzentration im Eluat zusätzlich zu ermitteln. Es sollten nur solche Abfälle in unmittelbarer Nachbarschaft zu gipshaltigen Abfällen abgelagert werden, deren Calciumkonzentration im Eluat 500 mg/l nicht überschreitet. Eine Ablagerung von Abfällen mit erhöhten Sulfatgehalten im Eluat ($> 500 \text{ mg/l}$) sollte oberflächennah und nicht basisnah erfolgen.

Bei Ablagerung stark alkalischer Aschen (z.B. Holzaschen bzw. Aschen aus Biomasseverbrennungsanlagen) ist die Bestimmung von löslichem Carbonat (TIC-Bestimmung im Eluat) zu empfehlen, um Kalkinkrustationen zu vermeiden. Speziell in Basisnähe der Deponie kann eine Ablagerung von Abfällen mit erhöhten Carbonatkonzentrationen im Eluat ($> 20 \text{ mg/l}$) mit dem allgegenwärtigen Calcium im Sickerwasser (meist liegen die Calciumkonzentrationen bei 200 mg/l und höher) reagieren. Aufgrund der geringen Löslichkeit von Calciumcarbonat um 20 mg/l kann es zu Ausfällungen von Calciumcarbonat kommen [GADE & WESTERMANN, 1998].

Bei größeren Mengen von Abfällen, die organische Anteile um 3% in Form mikrobiell abbaubarer Stoffe enthalten (z.B. Kohlenwasserstoffe), kann ein anaerober Abbau dieser Stoffe zu einer merklichen Methan- und evtl. auch Schwefelwasserstoffbildung füh-

ren. Für diese Materialien kann eine aerobe Zwischenlagerung erfolgen, um einen vglw. schnellen aeroben Abbau zu Kohlendioxid zu erhalten bzw. können diese Abfälle auch auf Bauabschnitten mit bereits abgelagertem Hausmüll und Gaserfassungssystemen eingebaut werden. Abfälle mit erhöhten PAK-Gehalten sind möglichst nicht basisnah abzulagern, um einen Austrag partikulär gebundener PAK zu vermeiden.

Sickerwasser aus mineralischen Bauabschnitten bzw. aus bereits weitgehend mikrobiell umgesetztem Hausmüll kann in der Regel durch eine Indirekteinleitung in eine Kläranlage behandelt werden. Ist eine getrennte Erfassung und Zwischenspeicherung von Sickerwasser besserer Qualität aus entsprechenden Bauabschnitten realisierbar und kann so eine Vermischung in einem einzigen Sickerwassersammelbecken, in dem Sickerwasser mit geringerer Qualität einfließt, umgangen werden, so können die Sickerwasserbehandlungskosten reduziert werden.

Chromate und leicht freisetzbare Cyanide werden nur schwer und sehr langsam im Abfallkörper fixiert. Hier sollte so weit als möglich vor der Ablagerung eine Entgiftung stattfinden bzw. Überschreitungen der Zuordnungswerte nur in begründeten Einzelfällen zugelassen werden. Auch für diese Abfälle ist bei größeren Mengen eine basisnahe Ablagerungen nicht zu empfehlen.

Für das Deponieverhalten der mineralischen Abfälle ist nicht allein der Chemismus der anorganischen Parameter von Interesse. Mineralische Anteile enthalten zum Teil zulässige Restanteile organischer Inhaltsstoffe (3 % TOC bzw. geringfügig höher für ausgewählte Abfälle) bzw. spezielle organische Stoffgruppen (BTEX, LHKW, KW, PAK, PCB und andere), deren Mobilität und Persistenz im Abfallkörper noch weitgehend ungeklärt sind.

Danksagung

Dieses Projekt wird vom Bayerischen Staatsministerium für Umwelt, Gesundheit und Verbraucherschutz im Rahmen der EU-Strukturförderung für regionale Entwicklung (EFRE) finanziert

5 Literatur

- | | | |
|-----------|------|--------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| AbfAbIV | 2001 | Verordnung über die umweltverträgliche Ablagerung von Siedlungsabfällen, AbfAbIV: Abfallablagerungsverordnung, vom 20. Februar 2001, BGBl. I S. 305; 24.7. 2002, S. 2807 |
| Anhang 51 | 2004 | Oberirdische Ablagerung von Abfällen, Verordnung über Anforderungen an das Einleiten von Abwasser in Gewässer, AbwV – Abwasserverordnung, Stand 17.06.2004 |

- | | | |
|---------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|------|---------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| AVV | 2001 | Verordnung zur Umsetzung des Europäischen Abfallverzeichnis - Abfallverzeichnis-Verordnung - AVV (BGBl. I Nr. 65 vom 10.12.2001 S. 3379) |
| Birke, V., Burmeier, H., Niederbacher, P., Wegner, M., Maier, M., Kühlers, D., Eggers, J. Maier, D. Weindl, J. & Koch, M. | 2004 | Zur Abreinigungsleistung durchströmter Reinigungswände (PRB): Hinweise und Rückschlüsse für die Sanierungspraxis und weitere Entwicklung, altlasten spektrum, 13. Jahrgang, S. 301 – 317; vgl. hierzu auch www.Fe4U.de |
| Gade, B. & Westermann, H. | 1998 | Untersuchungen zur Inkrustationsbildung in der Sickerwasserdrainage der Sonderabfalldeponie Raindorf, Abschlussbericht an das Bayerische Staatsministerium für Umwelt, Gesundheit und Verbraucherschutz, S 27 |
| Gade, B., Westermann, H. & Heindl, A. | 1999 | Chemisches Milieu und CO ₂ -Haushalt von Müllverbrennungsschlacken: Auswirkungen auf Schlackenqualität und Verwertungskriterien, Abschlussbericht an das Bayerische Staatsministerium für Umwelt, Gesundheit und Verbraucherschutz, S 33 |
| Gade, B., Westermann, H. & Heindl, A. | 2002 | Adsorptionsverhalten von Metallen an ausgewählten deponierten Sonderabfällen unterschiedlichen Alters, Abschlussbericht an das Bayerische Staatsministerium für Umwelt, Gesundheit und Verbraucherschutz, S 40 |
| Heindl, A., Lenz, N. & Westermann, H. | 2004 | Stoffbilanz und Deponieverhalten am Beispiel der Sonderabfalldeponie Raindorf, Abschlussbericht an das Bayerische Staatsministerium für Umwelt, Gesundheit und Verbraucherschutz |
| Heuss-Aßbichler, S., Magel, G. & Fehr, K.T. | 2005 | Abiotic hydrogen production in a monofill of MSWI-residues: a kinetic study. – Proceed. of Sardinia 2005, Tenth International Waste Management and Landfill Symposium, CISA, Italy |
| Magel G. | 2003 | Mineralogische und chemische Untersuchungen zur abiotischen Wasserstoffentwicklung in Müllverbrennungsrückständen. Dissertation Ludwig-Maximilians-Universität München |
| Lechner, P., Huber, H. & Jaros, A. | 1997 | Assessment of the Long-Term Behavior of MSW Incineration Slags. - Proceedings of the Sixth International Landfill Symposium, Sardinia, Italy, Vol. 5, S. 553-561 |
| MBU | 2004 | Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit: Abfallwirtschaft „Basler Übereinkom- |

		men – Ergebnisse der 7. Vertragsstaatenkonferenz“, Stand November 2004; http://www.bmu.de/abfallwirtschaft/doc/6711.php
LAGA	1997 2003	Mitteilungen der Länderarbeitsgemeinschaft Abfall (LAGA): Anforderungen an die stoffliche Verwertung von mineralischen Reststoffen/Abfällen -Technische Regeln, M 20, 4. erweiterte Auflage Erich Schmidt Verlag Berlin, 11/1997; 11/2003
LfU-LfW-Merkblatt	2003a	„Umsetzung der Deponieverordnung (DepV) für Errichtung, Betrieb und Überwachung von Deponien der DK 0 - Inertabfalldeponien - sowie Anpassung und Abschluss bestehender Bauschuttdeponien“, LfW-Merkblatt-Nr. 3.6/3, Stand 15. Juli 2003
LfU-LfW-Merkblatt	2003b	„Anforderungen an die Entsorgung von Gleisschotter“, LfW-Merkblatt-Nr. 3.4/2, Stand August 2003
Richtlinie 1999/31/EG	2003	Entscheidung 2003/33/EG des Rates vom 19. Dezember 2002 zur Festlegung von Kriterien und Verfahren für die Annahme von Abfällen auf Abfalldeponien gemäß Artikel 16 und Anhang II der Richtlinie 1999/31/EG (ABl. Nr. L 11 vom 16.01.2003 S. 11)
TASI	1993	Dritte Allgemeine Verwaltungsvorschrift zum Abfallgesetz: Technische Anleitung zur Verwertung, Behandlung und sonstigen Entsorgung von Siedlungsabfällen, TA Siedlungsabfall vom 14. Mai 1993 (BAnz. S. 4967 und Beilage)

Anschrift der Verfasser(innen)

Dr. Dipl.-Chem. Adi Heindl
 Forschungs- und Entwicklungszentrum für Sondertechnologien
 Stiftung des bürgerlichen Rechts
 Siemensstrasse 3-5
 91126 Rednitzhembach
 Email adi.heindl@fes-schwabach.de
 Website: <http://www.fes-schwabach.de>

PD Dr. Dipl. Min. Soraya Heuss-Aßbichler
 Department für Geo- und Umweltwissenschaften
 Ludwig-Maximilians Universität
 Theresienstr. 41
 80333 München
 Email soraya@min.uni-muenchen.de
 Website: <http://www.impg-muenchen.de>

Transport leichtlöslicher Salze in Monodeponien für MV-Rückstände

Daniela Sager^{1), 2)}, Soraya Heuss-Aßbichler¹⁾, Adi Heindl²⁾

¹⁾ Department für Geo- und Umweltwissenschaften
Ludwig-Maximilians-Universität München

²⁾ Forschungs- und Entwicklungszentrum für Sondertechnologien FES, Schwabach

Retaining highly soluble salts within a landfill

Abstract

Heavy metals and chloride are environmentally relevant pollutants in residues from municipal solid waste incineration (MSWI) and it is essential to immobilize them. This study employs the principles of salty crusts as physical barriers in soils for monofills with MSWI-residues. Materials with lower permeability, than the residues, form hydraulic barrier layers and enhance the concentration of soluble salts in the leachate, causing precipitation of the highly soluble salts out of the pore solution. Experiments with Perspex columns were performed to study the effect on the discharge of salts with the leachate.

Abstract deutsch

Verschiedene umweltrelevante Elemente in MV-Schlacken wie Schwermetalle oder Chlorid können im Laufe der Deponierung gelöst werden und über das Sickerwasser aus der Deponie gelangen. Es ist anzunehmen, dass die Mobilisation von Chlorid und Sulfat mit sehr hohen Konzentrationen über Jahrzehnte anhält („wash off“). Die Freisetzung von Schwermetallen kann zeitverzögert nach einer Verschiebung des Systems zu niedrigeren pH-Werten infolge der Abnahme der Karbonatpufferung erfolgen (FÖRSTNER & HIRSCHMANN, 1997). In dem von uns ausgearbeiteten neuen Ansatz wird das Prinzip der Versalzung und der Bildung von salzreichen Schichten in Böden gezielt auf Monodeponien für MV-Rückstände angewandt. Schichten geringerer Durchlässigkeit als MV-Schlacke stellen hydraulische Barrieren dar, die eine Aufkonzentration der Salze im Sickerwasser oberhalb dieser Sperrschicht fördern und so eine Ausfällung der leichtlöslichen Salze aus der Porenlösung begünstigen. Um diese These zu überprüfen, wurden Säulenversuche initialisiert.

Keywords

MV-Schlacke, Monodeponie, Salzphasen, innere Barriere, Säulenversuche, Sperrschicht, Inkrustationen

1 Einleitung

Nach der deutschen Gesetzeslage darf seit 1. Juni 2005 Siedlungsmüll nicht mehr unbehandelt deponiert werden. Die thermische Behandlung von Siedlungsmüll bietet die Möglichkeit zur Reduzierung der Masse um ca. 70 % und des Volumens um ca. 90 %. Im Allgemeinen führt die Verbrennung zu einer Aufkonzentrierung der im Abfall vorhandenen Schwermetalle. Die Verbrennungsprodukte, die bei ca. 800 - 1.000° C im Brenn-

bett entstehen, stellen bei Atmosphärenbedingungen meist thermodynamisch instabile Phasen dar und weisen daher ein hohes Reaktionspotential auf. Verschiedene Ansätze der Speichermineralbildung beabsichtigen umweltrelevante Schadstoffe in möglichst schwerlösliche Verbindungen zu fixieren und somit das Auslaugverhalten zu verringern. Im Rahmen eines Versuchsvorhabens auf der Monodeponie Waldering (Deponieklasse III) der Stadtwerke Rosenheim wurden bis zum Dezember 2004 Rauchgasreinigungsrückstände (RGR) und MV-Schlacken in Sandwichbauweise eingebaut. Stoffbilanzen in einem Bauabschnitt der Deponie haben gezeigt, dass mit dem Sickerwasser erheblich geringere Salzkonzentrationen als erwartet ausgetragen wurden. Die Stadtwerke Rosenheim haben daraufhin eine Voruntersuchung gestartet und im Jahr 1995 in diesem Bauabschnitt eine Bohrung durchgeführt. In den Bohrproben wurde zum Teil ein hoher Anteil des Minerals Ettringit [$\text{Ca}_6\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3(\text{OH})_{12} \cdot 26\text{H}_2\text{O}$] beobachtet (PICOLAB, 1995). Daraufhin wurde angenommen, dass Ettringit als Speichermineral neben Chlorid insbesondere Schwermetalle wie Blei immobilisieren kann und dadurch die geringe Sickerwasserbelastung bewirkt. Im Jahr 2000 wurde eine zweite Bohrung unmittelbar neben der ersten Bohrung abgeteuft (MAGEL ET AL., 2003). Es konnte gezeigt werden, dass sich die Ettringitkonzentration von 25 % auf 3 % verringert hat (HEUSS-ASSBICHLER ET AL. 2002).

Die deponierten RGR bestehen vorwiegend aus CaCl_2 . Die chemische und mineralogische Untersuchung ergab für Bohrproben aus einer Bohrtiefe von sieben Metern auffallend hohe Konzentrationen leichtlöslicher Salzphasen (zusammengefasst als Leitfähigkeit in mS/cm, Abb. 1A). In dieser Zone hat sich eine etwa zwei Meter mächtige Salzschicht bestehend aus NaCl und KCl aufgebaut (HEUSS-ASSBICHLER ET AL. 2004). Bemerkenswert sind hohe Konzentrationen an Blei und Arsen im Eluat dieser Feststoffproben (Abb. 1B und 1C). Es ist auffallend, dass in den Schlackeproben oberhalb und unterhalb der salzreichen Schicht trockenere Bedingungen mit niedrigen Wassergehalten bis etwa 15 Gew. - % beobachtet wurden. Aus Deponieberichten konnte entnommen werden, dass etwa in der Höhe der jetzt vorliegenden Salzschicht während einer längeren Zeitperiode keine Schlacke deponiert wurde und dieser Deponiebereich als Straße für schwere Baufahrzeuge genutzt wurde. Es ist anzunehmen, dass diese Auflast lokal eine Änderung der Permeabilität bewirkte und zu einer Änderung in der Durchflussrate des Sickerwassers geführt hat.

Diese Beobachtungen waren Anlass, dass ein anderes Wirkungsschema für die geringen Salzkonzentrationen im Sickerwasser in Betracht zu ziehen ist. Einen vollständig neuen Ansatz im Sinne einer „inneren Barriere“ stellt die Bildung eines Salzhorizonts innerhalb des Deponiekörpers dar: Leichtlösliche Salzphasen im Sickerwasser werden aufkonzentriert und ihre Ausfällung aus der Porenlösung begünstigt. Mit der Ausbildung eines Salzhorizonts können Schwermetallsalze auf Grund ihrer geringeren Restlöslich-

keit aus dem Sickerwasser extrahiert werden, so dass der Salzhorizont zusätzlich als „Filterschicht“ wirken kann.

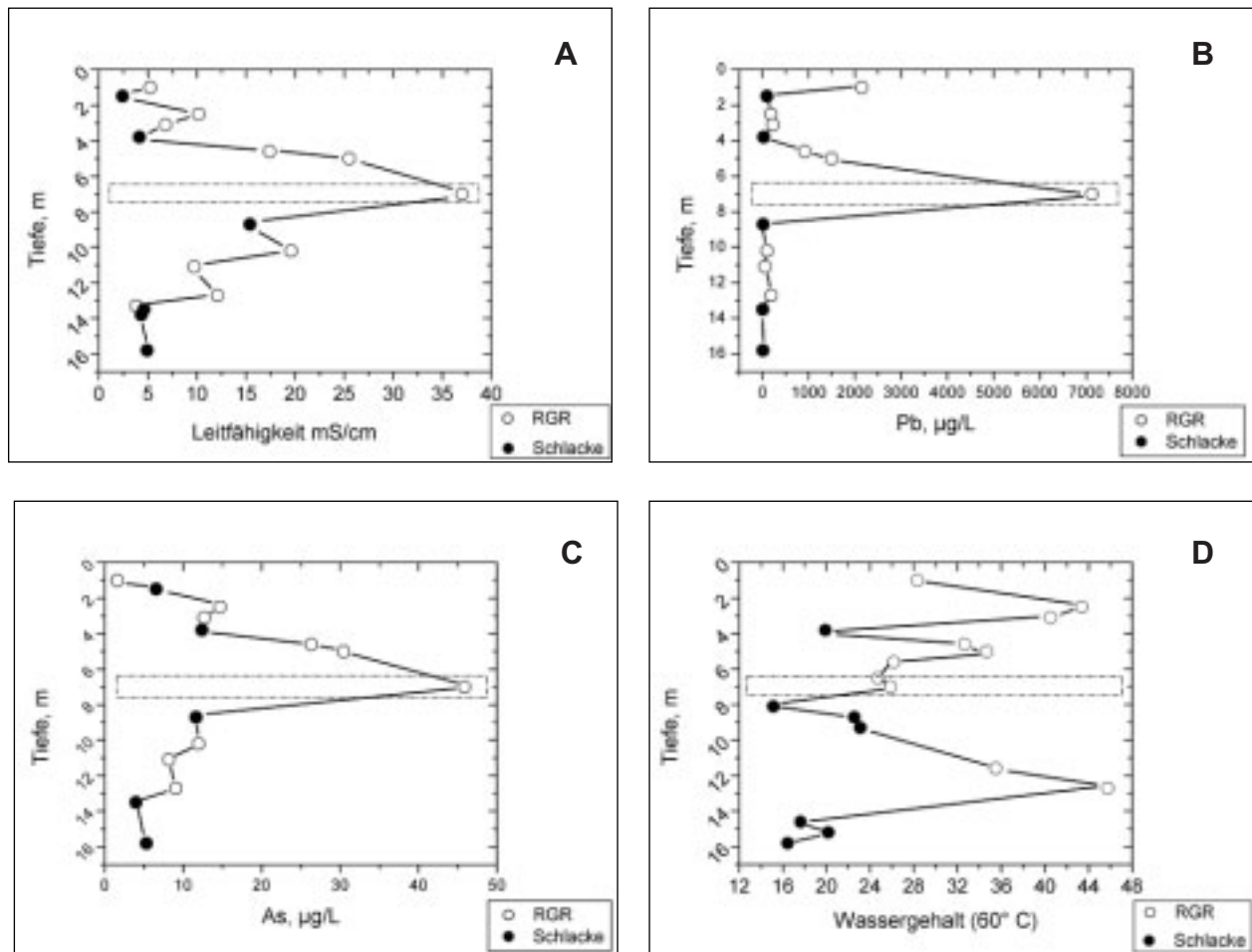


Abbildung 1 Eluatwerte der Feststoffproben in Abhängigkeit von der Tiefe - A) Leitfähigkeit in mS/cm, B) Pb-Konzentration in µg/L, C) As-Konzentration in µg/L und D) Wassergehalt in Gew.-% der bei 60° C getrockneten Proben

2 Versuchsdurchführung

2.1 Materialien

MV-Schlacke stellt ein sehr inhomogenes Phasengemisch dar. Durch ihre Aufbereitung und Weiterbehandlung wird das Elutionsverhalten des Materials stark beeinflusst. Für Säulenversuche wurden zwei verschiedene MV-Schlacken verwendet. Es wurde jeweils eine repräsentative Probe des Ausgangsmaterials als Bezugsgröße analysiert.

Die MV-Schlacke der MVA-Ingolstadt (Schlacke A) wird nach der Aufbereitung direkt ohne Zwischenlagerung auf der Deponie abgelagert. Die MV-Schlacke des MHKW-Rosenheim (Schlacke B) wird mehrfach umgelagert. Bei der Aufbereitung wird sie entschrottet und in zwei Fraktionen getrennt. Dies soll ein beschleunigtes Abfließen ver-

schiedener chemischer und physikalischer Reaktionsprozesse bewirken und damit zu einer raschen Alterung der Schlacke beitragen (FÖRSTNER & HIRSCHMANN, 1997).

Die Fraktion 0-4 mm, hier als Schlacke-Feinkorn (SFK) bezeichnet, wurde bei den Versuchsanordnungen als Sperrschicht (Sperrschicht) zur Verringerung der Durchlässigkeit verwendet.

Die unterschiedliche Schlackebehandlung spiegelt sich in den chemischen Analysen wider. Bezüglich der leichtlöslichen Salze im Feststoff der eingesetzten Materialien ergeben die Untersuchungen (RFA) folgende Unterschiede: Schlacke A weist höhere Chlorid- sowie Natriumgehalte auf als Schlacke B, was auf die unverzügliche Deponierung zurückzuführen ist (Tab. 1). Die erhöhten Kaliumgehalte in der Schlacke A sind vermutlich auf Beimengungen von Holzasche zurückzuführen. Trotz der längeren Lagerungszeit sind die Sulfat- und Kupfergehalte in der MV-Schlacke B höher. Die Gehalte an Calcium entsprechen einander.

Tabelle 1 Vergleich der chemischen Zusammensetzung im Feststoff (RFA) von Schlacke A (MVA Ingolstadt) und Schlacke B (MHKW Rosenheim), SFK und RGR

	Schlacke A	Schlacke B	SFK	RGR
CaO (Gew.-%)	20,0	22,4	22,9	44,5
K ₂ O (Gew.-%)	1,4	0,8	0,8	2,2
Na ₂ O (Gew.-%)	1,7	1,4	1,2	1,9
SO ₃ (Gew.-%)	1,8	2,6	2,7	2,9
Cl (ppm)	10.150	7.400	6.160	109.200
Cu (ppm)	5.000	6.400	6.000	800

Die chemische Zusammensetzung der zwei Kornfraktionen der Schlacke A stimmt größtenteils miteinander überein. Bemerkenswert sind nur die geringeren Chloridgehalte für SFK. Die Rauchgasreinigungsrückstände (RGR) sind auf Grund ihrer sehr hohen Chloridgehalte auffallend.

Im Eluat wurden der pH-Wert, die Leitfähigkeit und Konzentrationen der gelösten Elemente bestimmt (Tab. 2). Der pH-Wert ist für die Schlacke A mit 12,1 basischer als für Schlacke B mit 10,6 und entspricht dem der RGR. Die Leitfähigkeit gibt Auskunft über die leichtlöslichen Phasen. Je geringer die Leitfähigkeit ist, desto weniger leichtlösliche Spezies ist in Lösung. Im Eluat der Schlacke A wurden mehr leichtlösliche Phasen in Lösung gebracht als bei der Schlacke B. Das zeigt sich entsprechend in den erhöhten Chlorid-, Natrium- und Kaliumkonzentrationen. Analog zu der Feststoffanalyse ist die Sulfatkonzentration für Schlacke B höher. Im Gegensatz zur Feststoffanalyse sind die Kupferkonzentrationen der Schlacke A mit 1,00 mg/l deutlich höher als die der Schlacke B mit etwa 0,02 mg/l.

Tabelle 2 Vergleich der chemischen Zusammensetzung im Eluat (DEV-S4 Test) von Schlacke A (MVA Ingolstadt) und Schlacke B (MHKW Rosenheim), SFK und RGR

	Schlacke A	Schlacke B	SFK	RGR
pH-Wert	12,1	10,6	10,7	12,2
Lf, mS/cm	4,2	1,8	2,1	29,6
Ca, mg/L	250	220	170	4400
K, mg/L	130	70	70	1100
Na, mg/L	230	160	220	1300
Cl, mg/L	350	280	320	8000
SO ₄ , mg/L	10	530	420	970
Cu, mg/L	1,000	0,020	0,040	0,004

Die Ca-Konzentrationen entsprechen auch in den Eluaten einander. Die Fraktion 0-4 mm der Schlacke A entspricht wiederum im Wesentlichen der Körnung 4-32 mm. Korrespondierend mit der sehr hohen Leitfähigkeit wird bei RGR ein hoher Anteil an leichtlöslichen Salzen (Ca, Na, K, Cl) - um den Faktor größer zehner - eluiert. Die Kupferkonzentrationen in den RGR sind vernachlässigbar gering.

2.2 Säulenversuche

Die Säulenversuche im Labor bestehen aus Plexiglassäulen mit einem Meter Länge und 15 cm im Durchmesser (Abb. 2A). Die Basis der Säule ist mit einem perforierten Plättchen abgedeckt, um den Abfluss vor Verstopfung zu schützen (Abb. 2B). Verschiedene Versuchsanordnungen wurden als Parallelversuche angesetzt, um die zeitliche Entwicklung verfolgen zu können. Sie wurden über einen Zeitraum bis zu eineinhalb Jahren untersucht.

Anhand der Säulenversuche wollten wir klären, ob SFK als Sperre eine Wirkung zeigt. Es wurde jeweils eine Säule der beiden Versuchsanordnungen ohne Sperre nur mit Schlacke als Blindversuche befüllt (Tab. 3), um das Auslaugverhalten der unverdichteten MV-Schlacken A und B zu untersuchen. In zwei weitere Säulen je Versuchsanordnung wurde SFK als Sperre (3-4 cm mächtig) stark verdichtet eingebaut, um eine Sperrwirkung zu erreichen. Um noch salzreichere Bedingungen schaffen zu können, wurden eine Säule der Versuchsanordnung B (VA-B) am Top der Säule mit RGR (2-3 cm mächtig) bedeckt.

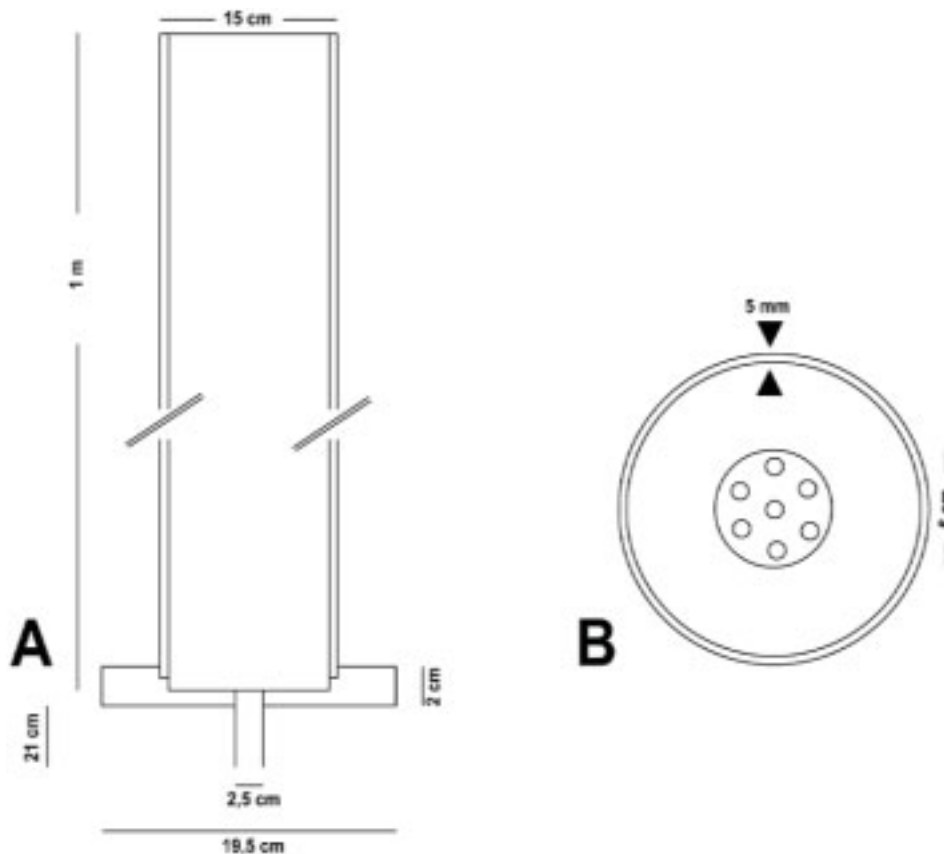


Abbildung 2 Skizze der Versuchssäule – A) Querschnitt der Säule und B) zeigt Basis der Säule mit perforiertem Ausguss

Tabelle 3 Vergleich der Säulenversuche der Versuchsanordnungen A und B (LW=Leitungswasser, MSW=Modellsickerwasser)

MV-Schlacke	Schlacke A MVA-Ingolstadt		Schlacke B MHKW-Rosenheim		
Körnung	0-32 mm		4-32 mm		
Säulenversuche	Versuchsanordnung A (VA-A)		Versuchsanordnung B (VA-B)		
	ohne Sperre	mit Sperre	ohne Sperre	mit Sperre	mit Sperre mit RGR
MV-Schlacke	x	x	x	x	x
SFK		x		x	x
RGR					x
Bewässerung	MSW	MSW	LW/MSW	LW/MSW	LW/MSW
Liter pro Woche	0,3	0,3	2 bzw. 0,3	2 bzw. 0,3	2 bzw. 0,3
Versuchszeit	8 Monate	8 Monate	17 Monate	16 Monate	15,5 Monate

Die zwei Säulen der Versuchsanordnung A (VA-A) wurden fortwährend pro Woche mit 0,3 L Modellsickerwasser bewässert (Tab. 4). Als Bezugsgröße wurde die durchschnittliche Niederschlagsmenge einer niederschlagsreichen Gegend verwendet (1200 mm pro Jahr). Umgerechnet auf den Querschnitt der Säulen sind dies ca. 0,3 Liter pro Woche. Zu Versuchsbeginn wurden die drei Säulen der VA-B pro Woche mit zwei Litern Leitungswasser bewässert, um mit Hilfe von erhöhtem Durchfluss Langzeiteffekte simu-

lieren zu können (Zeitraffermaßnahmen, FÖRSTNER & HIRSCHMANN, 1997). Nach etwa 100 Tagen Versuchszeit wurden diese Säulen ebenfalls mit Modellsickerwasser bewässert, um den Salzinput zu erhöhen. Nach etwa 170 Tagen Versuchszeit wurde die Sickerwassermenge auf 0,3 L pro Woche reduziert, um sich nach natürlichen Niederschlagsverhältnisse zu richten.

Die Säulen der VA-A wurden nach einer Versuchsdauer von 8 Monaten abgebrochen und geöffnet. Zwei weitere Parallelversuche mit einer geplanten Laufzeit von 18 Monaten werden fortgeführt. Die aktuelle Laufzeit beträgt 14 Monate. Die drei Säulenversuche der VA-B wurden nach einer Laufzeit von 15,5 bis 17 Monaten beendet.

Tabelle 4 Chemische Zusammensetzung des Modellsickerwassers

CaCl ₂ ·2H ₂ O	250 mg/l	Calcium
Na ₂ SO ₄	444 mg/l	Natrium
CaCl ₂ ·2H ₂ O	808mg/l	Chlorid
Na ₂ SO ₄	800 mg/l	Sulfat
PbCl ₂	8 mg/l	Blei
CuCl ₂ ·2H ₂ O	2 mg/l	Kupfer
ZnCl ₂	3,4 mg/l	Zink

2.3 Probennahme und Methodik

2.3.1 Sickerwasser

Die Sickerwasserproben wurden mit ICP-AES (Kationen) und Ionenchromatographie (Anionen) analysiert. Sickerwasser wurde zusätzlich auf Geruch, Farbe, Menge, pH-Wert, Leitfähigkeit untersucht.

2.3.2 Eluat- und Feststoffuntersuchungen

Die Feststoffproben wurden nach Ablauf der Versuchszeit gemäß dem DEV-S4 Testverfahren (EN 12457/4) eluiert und die Konzentrationen mit IC und ICP-OES, sowie die pH-Werte und Leitfähigkeiten bestimmt. Zusätzlich wurden von allen Materialien der Wassergehalt (bei 105° C) und der Glühverlust (1050° C) ermittelt. Im Folgenden werden exemplarisch nur die Wassergehalte diskutiert. Die Feststoffproben aus den beiden Versuchen ohne Sperre wurden in acht gleich große Segmente aufgeteilt (Abb. 3A). Das Material der drei Säulen mit Sperre wurde in 10 Proben aufgeteilt, wobei der Bereich ober- und unterhalb der Sperrschicht in geringeren Abständen beprobt wurde (Abb. 3B). Die mit einem x gekennzeichneten Segmente wurden für das Elutionsverfahren ausgewählt. Jeweils die Hälfte des Probenmaterials wurde im Trockenschrank bei 40° C getrocknet und mittels Schwingscheibenmühle gemahlen.

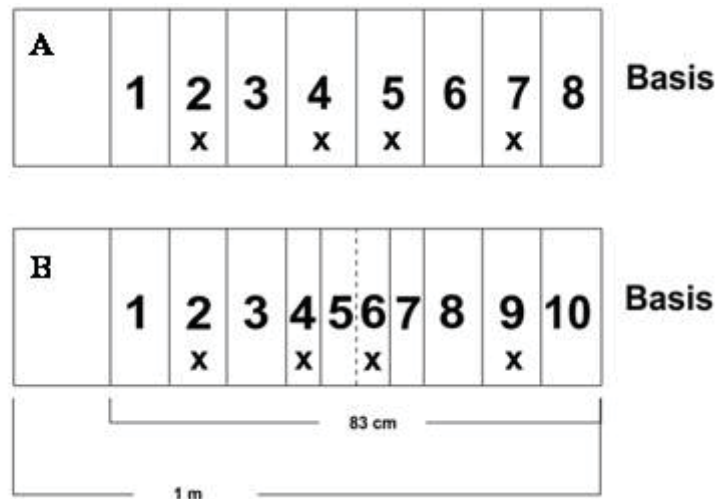


Abbildung 3 Skizze der Probeneinteilung: A) für Säulenversuche ohne Sperre und B) für Säulen mit Sperre

3 Ergebnisse und Diskussion

3.1 Sickerwasserentwicklung

Bei der VA-A wurden alle Rahmenbedingungen wie Bewässerungsart und –modus während der Versuchsdurchführung unverändert beibehalten (Tab. 3). In der Anfangsphase steigen die Sickerwassermengen an und schwanken deutlich (Abb. 4A). Erst nach etwa 70 Tagen pendelt sich die Menge auf durchschnittlich 140 – 150 mL ein. Nach 180 Tagen nimmt bei beiden Säulen die Sickerwassermenge erneut zu. Nach einer Versuchsdauer von 200 Tagen ist der Austrag für die Säule mit Sperre höher als für Säule ohne Sperre. Der Sickerwasseraustrag steigt auf maximal 200 mL an, während bei der Säule ohne Sperre ein maximaler Austrag von 160 mL verzeichnet wurde. Das bedeutet, dass das Wasserrückhaltevermögen für den Blindversuch höher ist.

Die Leitfähigkeit im Sickerwasser der beiden Säulen von VA-A hat von Beginn der Versuche bis etwa 120 Tage Versuchszeit einen großen Schwankungsbereich mit Werten zwischen 20 bis über 100 mS/cm (Abb. 4C). Für die beiden Säulen ist aber von Anfang an bis zum Versuchsende nach 290 Tagen eine abnehmende Tendenz zu beobachten. Die Leitfähigkeit ist zu diesem Zeitpunkt mit 10 mS/cm relativ hoch. Insgesamt weist das Sickerwasser aus dem Versuch mit Sperre eine geringere Leitfähigkeit auf als der Blindversuch. Auffallend ist, dass nach 280 Versuchstagen die Leitfähigkeit für den Versuch mit Sperre ansteigt.

Die Sickerwasserentwicklung für die Säulenversuche der VA-B ist komplexer hinsichtlich der Änderung der Rahmenbedingungen. Die Änderung der Bewässerungsmenge während der Versuchslaufzeit widerspiegelt sich in den Austragsmengen. In den ersten Versuchsmonaten wurde mit hohen Durchsatzmengen gearbeitet und die Säulen mit

Leitungswasser (LW) bewässert, um eine optimale Durchfeuchtung der MV-Schlacke zu erreichen. In dieser Zeit wird nahezu 100 % der Bewässerungsmenge wieder ausgetragen (Abb. 4B). Das bedeutet, dass es unter diesen Bedingungen zu einem starken „wash off“ der leichtlöslichen Salzphasen kommt. Die Leitfähigkeit zeigt, dass innerhalb von zwei Wochen die Hälfte des Salzeintrags ausgeschieden wurde. Nach etwa drei Monaten Versuchszeit wurden die drei Säulen der VA-B zusätzlich mit Salzen in Form von Modellsickerwasser (MSW) angereichert. Die Abbildung 4D zeigt, dass die Zugabe des Modellsickerwassers einen unmittelbaren Anstieg der Leitfähigkeit bewirkt.

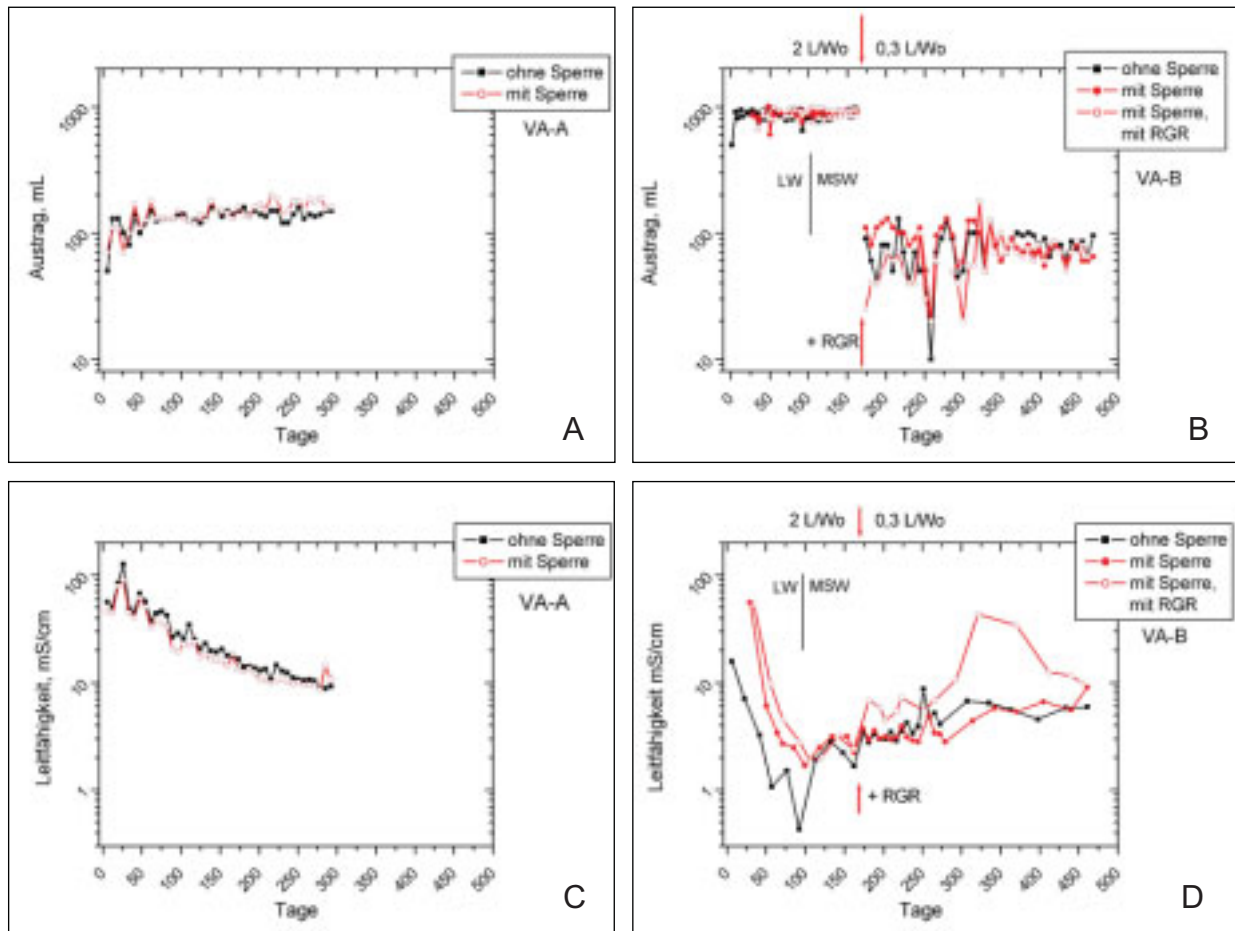


Abbildung 4 Vergleich der Sickerwasserentwicklung der zwei Säulenversuche der VA-A und der drei Säulenversuche der VA-B bezogen auf den Austrag in mL (A, B) und Leitfähigkeit in mS/cm (C, D); (LW=Leitungswasser, MSW=Modellsickerwasser)

Nach etwa sechs Monaten wurde die Wasserzugabe von 2 Liter pro Woche auf 0,3 Liter pro Woche reduziert. Zu diesem Zeitpunkt wurde die Säule mit Sperre und RGR erneut mit frischen RGR (2 cm mächtig) am Top der Säulen abgedeckt. Die Reduzierung der Sickerwassermenge führte dazu, dass ein Teil des Sickerwassers innerhalb der Säulen zurückgehalten wird (Abb. 4B). In diesem Fall sickert nur ein Drittel der zugegebenen Wassermenge durch die Säulen durch. Über einen Zeitraum von etwa 200 Tagen nach der Reduzierung der Bewässerungsmenge sind die Sickerwassermengen starken

Schwankungen unterworfen. Der Austrag für die Säule mit Sperre ist generell am höchsten, für den Versuch mit Sperre und RGR hingegen am geringsten. Nach etwa 360 Tagen pendelt sich die Sickerwassermenge auf Werte zwischen 50 – 100 mL ein. Es ist sehr auffällig, dass ab diesen Zeitpunkt beide Versuche mit Sperre einen verringerten Austrag an Sickerwasser verzeichnen im Vergleich zum Blindversuch, d.h. das Wasserrückhaltevermögen ist nun in den Säulen mit Sperre höher. Für den Versuch mit RGR bewirkt die Reduzierung der Bewässerungsmenge zusammen mit der Zugabe der RGR zudem eine starke Erhöhung der Leitfähigkeit im Sickerwasser (Abb. 4D). Die maximale Wirkung des zusätzlichen Salzeintrags durch RGR zeigt sich erst nach drei Monaten. Die maximale Leitfähigkeit von 40 mS/cm ist deutlich höher als die gemessene Leitfähigkeit im Eluat frischer RGR-Proben. Beinahe innerhalb der gesamten Versuchsdauer verzeichnet dieser Versuch die höchste Leitfähigkeit im Sickerwasser. Der Versuch ohne Sperre zeichnet sich bis zu einer Versuchsdauer von 225 Tagen mit der geringsten Leitfähigkeit aus. Bei beiden Versuchen, ohne Sperre und mit Sperre, nimmt die Leitfähigkeit nach der Reduzierung der Bewässerungsmenge zunächst nur geringfügig zu. Jedoch nach insgesamt 10 Monaten Versuchszeit erhöht sich die Leitfähigkeit – für den Versuch mit Sperre mit stark ansteigender Tendenz. Nach 430 Versuchstagen gleichen sich die Werte für die Leitfähigkeit für die zwei Versuche mit Sperre an, bei einem Wert von 10 mS/cm. Diese Leitfähigkeit entspricht dem Wert aus der VA-A nach 200 Versuchstagen. Die Leitfähigkeit für den Versuch ohne Sperre pendelt sich dagegen um 6 mS/cm ein.

3.2 Feststoffproben

Die Schlacke A für die zwei Säulenversuche der Versuchsanordnung A hat einen Wassergehalt von durchschnittlich 18 Gew.-% (Abb. 5A). Nach einer Versuchsdauer von 8 Monaten wurden Wassergehalte in den Feststoffproben zwischen 17 – 25 Gew.-% gemessen. Der Blindversuch verzeichnet großteils niedrigere Wassergehalte als die Säule mit Sperre. Innerhalb der Sperrschicht wurde der höchste Wassergehalt mit 25 Gew.-% gemessen. Dies dokumentiert das große Wasserrückhaltevermögen dieser Schicht.

Das Ausgangsmaterial für die drei Säulen der VA-B hat einen Wassergehalt von durchschnittlich 17 Gew.-% (Abb. 5B). Nach 17 Monaten wurde der Blindversuch abgebrochen. Vom Top zu Basis nehmen die Wassergehalte einen s-förmigen Verlauf an und schwanken nur geringfügig (19 – 24 Gew.-%). Bei der Versuchssäule mit Sperre (Laufzeit 16 Monate) weisen die Feststoffproben insgesamt niedrigere Wassergehalte auf. Während die Sperrschicht einen Wassergehalt von 23 Gew.-% aufweist, wurden unmittelbar darunter trockene Bedingungen bestimmt. Bei der Säule mit RGR am Top (Laufzeit 15,5 Monate) zeigt diese RGR-Schicht die höchsten Wassergehalte mit 50 Gew.-%. Dies zeigt, dass RGR ein starkes Wasserrückhaltevermögen hat. Aber auch die Sperrschicht ist im Vergleich mit 33 Gew.-% sehr wasserreich. Auffällig sind sehr trockene

Bedingungen sowohl oberhalb als auch unterhalb der Sperre, die sogar noch trockener sind (bis zu 18,4 Gew.-%) als beim Versuch mit Sperre.

Die MV-Schlacke A hat im Eluat eine Leitfähigkeit von 4,3 mS/cm. Die gemessene Leitfähigkeit im Eluat der Feststoffproben der beiden Säulen der VA-A zeigt, dass vom Top zur Basis der Säulen die Leitfähigkeit ansteigt (Abb. 5C). Beide Säulen haben einen hohen Konzentrationsbereich für die Salze (bis zu ca. 1,7 mS/cm). Insgesamt nimmt die Leitfähigkeit für die Säule mit Sperre stärker zu: vom Top zur Basis von 1,05 mS/cm auf 1,67 mS/cm. Es ist bemerkenswert, dass sich trotz des etwas höheren Sickerwasser-austrags für diese Säule im Vergleich zum Blindversuch deutlich mehr Salze innerhalb der Säule ansammeln konnten. Bei diesem Versuch konnte die Wirksamkeit der Sperrschicht bzgl. Filterung der Salze aus dem Sickerwasser nicht beobachtet werden.

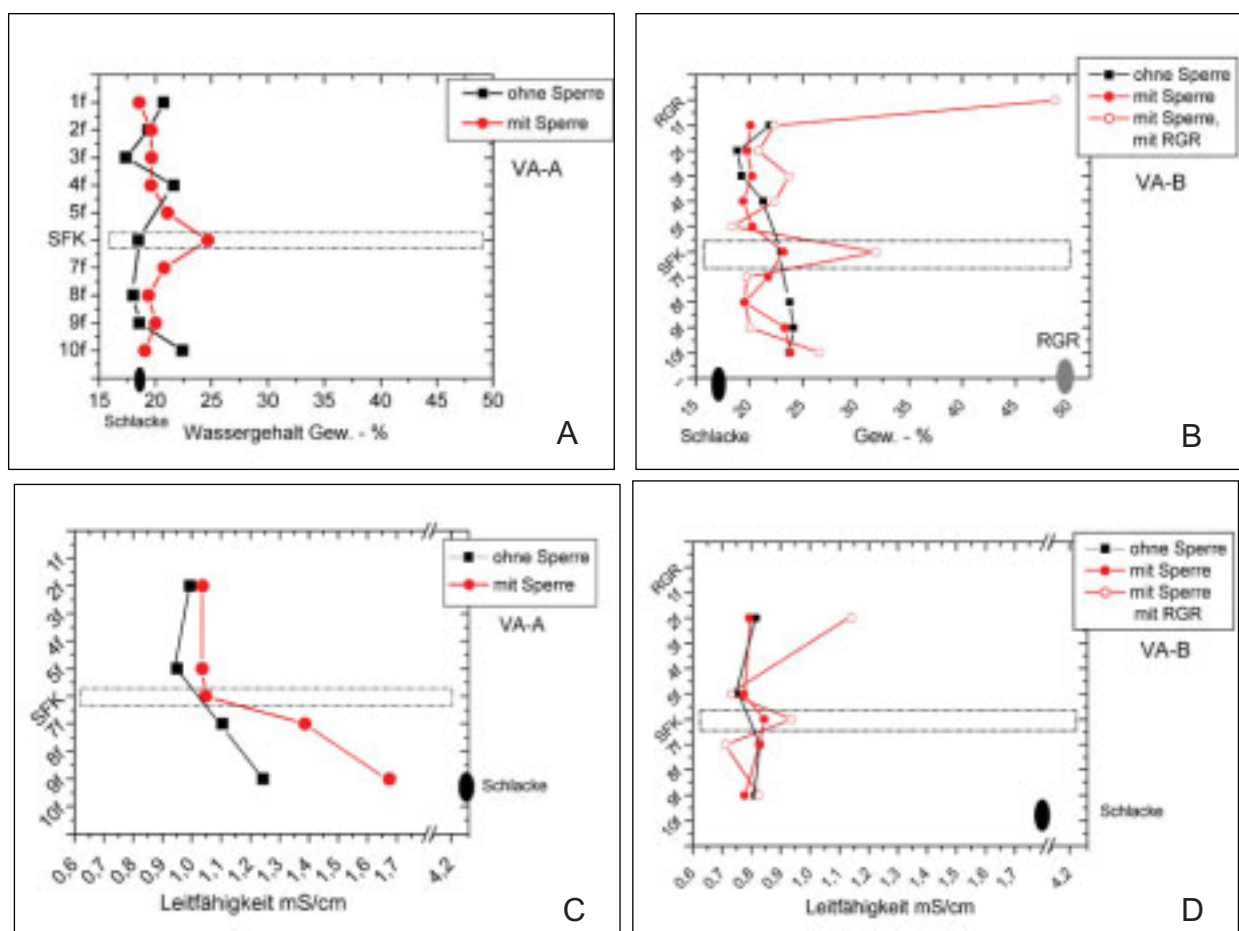


Abbildung 5 Vergleich der Wassergehalte der Feststoffproben der zwei Säulenversuche der VA-A und der drei Säulenversuch der VA-B (A, B) und Leitfähigkeit in mS/cm im Eluat (C,D)

Das Ausgangsmaterial für die Säulen der VA-B hat im Eluat eine Leitfähigkeit von ca. 1,8 mS/cm (Abb. 5D). Das Eluat ist also deutlich salzärmer als bei VA-A (4,3 mS/cm). Nach Versuchsende zeigen die Säulensegmente für die drei Versuche deutlich niedrigere Leitfähigkeiten als das Ausgangsmaterial. Beim Versuch ohne Sperre pendelt die

Leitfähigkeit für die vier Feststoffproben zwischen 0,75 mS/cm und maximal 0,83 ms/cm. Der Verlauf der Leitfähigkeit in den Segmenten der Versuchssäule mit Sperre zeigt bereits eine Wirksamkeit der Sperrschicht bzgl. Filterung der Salze aus dem Sickerwasser. Innerhalb der Sperre wurden die höchsten Konzentrationen an leichtlöslichen Phasen gemessen (0,84 mS/cm). Darunter nehmen die Konzentrationen ab und sind geringer als beim Blindversuch. Besonders deutlich wird die Wirkung aber bei der Säule mit Sperre und RGR. Frische RGR haben eine Leitfähigkeit von 29 mS/cm. Direkt unterhalb der RGR-Schicht wurden im Vergleich maximale Werte von 1,1 mS/cm ermittelt. Ebenso wurden innerhalb der Sperrschicht erhöhte Leitfähigkeiten größer 0,9 mS/cm gemessen. Oberhalb und unterhalb der Sperre hingegen sind die niedrigsten Leitfähigkeiten und damit Salzkonzentrationen zu verzeichnen. Sie sind niedriger als für den Blindversuch und den Versuch mit Sperre.

4 Zusammenfassung und Ausblick

Die experimentellen Untersuchungen zum Langzeitverhalten von MV-Schlacke werden im Allgemeinen bei wassergesättigten Bedingungen durchgeführt. Kritisch für die Salzbildung ist das Verhältnis Wasserzufuhr zu Wasserabfluss. Im Boden können innerhalb der ungesättigten Sickerwasserzone über das Kapillarwasser die hochkonzentrierten Lösungen aufsteigen und die leichtlöslichen Salze auskristallisieren. Um eine Akkumulation von leichtlöslichen Salzen im Boden erzielen zu können, dürfen die Salze nicht ausgewaschen werden bzw. muss die Evaporation die Niederschlagsmenge übersteigen (VENGOSH, 2003). Aus diesen Gründen wurden unsere Versuchsanordnungen unter wasserungesättigten Bedingungen durchgeführt.

Die Sickerwasserentwicklung der beiden Säulenversuche mit der salzreichen Schlacke A zeigt wenig Unterschied zwischen dem Versuch ohne Sperre und mit Sperre. Beim Versuch mit Sperre fällt auf, dass der Wassergehalt in den einzelnen Segmenten größtenteils höher ist als beim Blindversuch. Diese Beobachtung belegt, dass das eingebaute SFK seine Wirkung als Sperrschicht noch nicht erreicht hat.

Weiter ist beim Versuch mit Sperre der Austrag an Sickerwasser größer. Die etwas niedrigere Leitfähigkeit im Sickerwasser kann jedoch nicht allein auf den höheren Wasseraustrag zurückgeführt werden. Bei gleicher Versuchsdurchführung reichern sich bevorzugt unterhalb der Sperre Salze an. Bemerkenswert ist, dass sich nach 300 Tagen Versuchszeit der Wasseraustrag beider Versuche angleicht. Zugleich nimmt die Leitfähigkeit für den Versuch mit Sperre zu. Diese Beobachtung kann der Beginn eines Trendwechsels sein.

Für zwei weitere Langzeitversuche aus VA-A wurde nämlich dieser Trendwechsel bereits nach 125 Versuchstagen beobachtet: Beim Versuch mit Sperre wurde zu diesem

Zeitpunkt weniger Sickerwasser ausgetragen als beim Blindversuch, somit ist das Wasserrückhaltevermögen für diese Säule größer (Abb. 6A). Nach weiteren 25 Tagen Versuchszeit nimmt die Leitfähigkeit im Sickerwasser des Versuchs mit Sperre markant zu und bleibt anschließend stets höher als die im Sickerwasser des im Blindversuchs (Abb. 6B). Weiter wurden oberhalb der Sperrschicht optisch Salzanreicherungen beobachtet. Bei den Säulenversuchen der VA-B kommt das Wasserrückhaltevermögen bei den beiden Versuchen mit Sperre bzw. zusätzlich mit RGR zur Geltung. Sowohl oberhalb als auch unterhalb der SFK-Schicht sind die einzelnen Segmente trockener. Zusätzlich wurden unterhalb der Sperre niedrige Salzkonzentrationen in den Eluaten der Feststoffproben gemessen. D.h. der Korngrößenübergang reicht aus, um als physikalische Sperre zu wirken. Die erhöhte Leitfähigkeit innerhalb der Sperrschicht weist darauf hin, dass speziell bei Zugabe von RGR die Voraussetzung für eine Anreicherung der Salze in der SFK-Schicht erreicht wurde. Die markante Abnahme der Leitfähigkeit im Sickerwasser nach ca. 350 Tagen ist ein deutlicher Hinweis darauf, dass innerhalb der Sperre Salz sättigungsbedingungen erreicht sein müssen. Dies korrespondiert mit der Beobachtung, dass bei den Versuchen mit Sperre der Sickerwasseraustrag tendenziell geringer war.

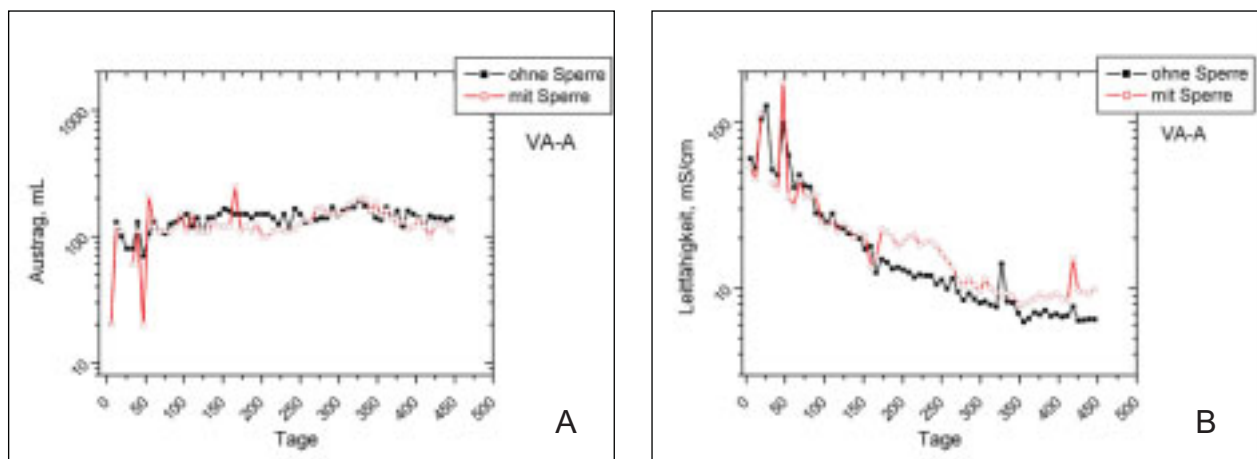


Abbildung 6 Austrag in mL und Leitfähigkeit im Sickerwasser für den aktuellen Blindversuch ohne Sperre und den Versuch mit SFK als Sperre der VA-A bezogen auf einen Zeitraum von 450 Tagen, Entwicklung wird noch weiter untersucht

Mit der Umstellung von Leitungswasser auf Modellsickerwasser und mit der Reduzierung der Bewässerungsmenge für die Säulenversuche der VA-B wollten wir erreichen, dass die Bildung eines Salzhorizonts forciert wird. Die Änderung der Bewässerungsmenge bei VA-B zeigt nachweislich, dass auch im Maßstab von Säulenversuchen der Salzaustrag deutlich beeinflusst werden kann. Dies bestätigt eine starke Salzauschwemmung bei stark erhöhtem Wasserdurchfluss in Form von wolkenbruchartigen Regenschauern. Eine Reduzierung der Bewässerungsmenge führt dazu, dass ein erhöhter Teil der Wasserzugabe innerhalb der Säule zurückgehalten wird.

Die Säulenversuche belegen, dass Prozesse innerhalb der Säule über einen Zeitraum von mehr als 100 Tage dauern können und z.T. setzt eine Wirkung auf eine Veränderung erst nach mehr als 100 Tage ein. Die Säulenversuche belegen somit, dass sich auch nach einer Versuchsdauer von 15 Monaten immer noch Veränderungen im Versuchsaufbau ergeben. HEUSS-ASSBICHLER ET AL. (2002) beschreibt für Feldversuche, dass eine Versuchszeit von 11 Monaten nicht ausreicht, um Aussagen über eine langfristige stabile Fixierung von Chloriden und Schwermetallen machen zu können.

Um unsere aufgestellten Thesen untermauern zu können, werden zusätzlich zu den Säulenversuchen Feldversuche als Testfelder und Großlysimeter betrieben. Die aktuelle Versuchszeit dieser Ansätze ist minimal 15 Monate. Diese Versuche werden noch bis Oktober 2006 analysiert.

5 Danksagung

Dieses Projekt wird vom Bayerischen Staatsministerium für Umwelt, Gesundheit und Verbraucherschutz im Rahmen der EU-Strukturförderung für regionale Entwicklung (EFRE) finanziert.

6 Literatur

- | | | |
|-----------------------------------------------|------|----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| DIN EN 12457-4 | 2003 | Charakterisierung von Abfällen; Auslaugung: Übereinstimmungsuntersuchung für die Auslaugung von körnigen Abfällen und Schlämmen – Teil 4, Ausgabe 2003-01. |
| Heuss-Aßbichler, S., Spiegel, W. & Speiser C. | 2002 | Untersuchungen des Speicherminerals Ettringit in Bezug auf dessen Wirkung als innere Barriere zur Verbesserung der Langzeitstabilität von Rauchgasreinigungsrückständen mit dem Ziel der emissionsneutralen Ablagerung. Endbericht an das Bayerische Staatsministerium für Landesentwicklung und Umweltfragen. |
| 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. |
| Förstner, U., Hirschmann, G. | 1997 | Langfristiges Deponieverhalten von Müllverbrennungsschlacken. Abschlußbericht an das Bundesministerium für Bildung, Wissenschaft, Forschung und Technologie. |
| Magel, G., Heuss-Abfallforschungstage 2006 | 2003 | H ₂ -produzierende abiotische Reaktionen in MVA-
www.wasteconsult.de |

- | | | |
|----------------------------|------|-------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| Aßbichler, S. & Fehr, K.T. | | Schlackedeponien, 3. Zwischenbericht an das Bayerische Staatsministerium für Landesentwicklung und Umweltfragen. |
| PICOLAB | 1995 | Mineralogisch-chemische Untersuchung einer Bohrkernprobe der Monodeponie Waldering: Bindungszustand der Salze und Schwermetalle, 44 pp. LfU-Bericht, Bayern |
| Vengosh, A. | 2003 | Salinization and Saline Environments. Treatise on Geochemistry, 9, 333 – 365. |

Anschrift der Verfasser(innen)

Dipl.-Geol. Daniela Sager
Department für Geo- und Umweltwissenschaften, Sektion Mineralogie
Ludwig-Maximilians-Universität
MünchenTheresienstraße 41/III
D-80333 München
Telefon +49 89 21 80 4272
Email sager@min.uni-muenchen.de
Website: www.impg-muenchen.de

PD Dr. Soraya Heuss Aßbichler
Department für Geo- und Umweltwissenschaften, Sektion Mineralogie
Ludwig-Maximilians-Universität
MünchenTheresienstraße 41/III
D-80333 München
Telefon +49 89 21 80 4252
Email soraya@min.uni-muenchen.de
Website: www.impg-muenchen.de

Dr. Adi Heindl
Forschungs- und Entwicklungszentrum für Sondertechnologien
Siemensstraße 3-5
D-91126 Rednitzhembach
Telefon +49 9122 6313 32
Email Adi.Heindl@fes-schwabach.de
Website: www.fes-schwabach.de

Künstliche Alterung von Rostaschen aus der thermischen Abfallbehandlung - Ein Test im großtechnischen Maßstab zur Immobilisierung von Schwermetallen durch Behandlung mit Kohlendioxid

T. Marzi¹, S. Palitzsch¹, K. Keldenich¹, J. Pellens², P. Bleeker³

¹Fraunhofer Institut Umwelt-, Sicherheits-, Energietechnik UMSICHT, Oberhausen;

²Essent Milieu Bouwstoffen, Halen NL, ³Insuline Recycling en Milieu, Amsterdam NL

Rapid Aging of Bottom Ashes from Municipal Solid Waste Incineration - a Large-Scale Test for the immobilisation of heavy metals caused by treatment with carbon dioxide

Abstract

Natural aging processes of MSWI bottom ashes are leading to a decrease of the leachable content of heavy metals. Two aging mechanisms were identified in different layers of an ash heap. The aging process at the surface layer is determined by the reaction of carbon dioxide with calcium hydroxide to calcium carbonate. In deeper layers the formation of ettringite causes a definite reduction of the leachable amounts of sulphate. Therefore, the carbonisation process may be accelerated by carbon dioxide. The paper describes a large-scale test for the treatment of bottom ashes with carbon dioxide. A compost tunnel was used as reaction chamber. The methods chosen for the leaching procedure were the NEN 7343 test and the German DEV S4 test. The results show that the large-scale carbonisation can be completed within one day by using carbon dioxide concentrations of 8% in the treatment gas mixture. The treatment results in a decrease of the leachable concentration of lead, molybdenum and copper compounds.

Abstract deutsch

Natürliche Alterungsprozesse in Verbrennungsrückständen führen zu einer Abnahme des löslichen Anteils an Schwermetallverbindungen. Dabei können zwei unterschiedliche Alterungsmechanismen in den verschiedenen Schichten einer Rostascheschüttung identifiziert werden. So wird der Alterungsprozess an der Oberfläche durch Reaktion von Kohlendioxid mit Calciumhydroxid zu Calciumcarbonat bestimmt. In tieferen Schichten setzt die Bildung von Ettringit die löslichen Sulfatanteile herab. Aus diesem Grund ist es sinnvoll, die gesamte Aschefracht durch Einsatz eines kohlendioxidhaltigen Gases zu carbonatisieren. Der Beitrag beschreibt einen Großversuch, in dem Rostasche in einem Komposttunnel mit einem kohlendioxidhaltigen Gas behandelt wurde. Als Elutionstests wurden die niederländische Methode NEN 7343 und die deutsche DEV S4 Methode eingesetzt. Die Ergebnisse zeigen, dass die großtechnische Carbonatisierung innerhalb eines Tages abgeschlossen werden kann, wenn Kohlendioxidkonzentrationen von 8 Vol% als Reaktionsmedium eingesetzt werden. Die Behandlung führt zu einer Verminderung der löslichen Anteile von Blei-, Molybdän- und Kupferverbindungen.

Keywords

municipal waste incineration, bottom ash, aging, elution, heavy metals, large scale test, ettringite, carbon dioxide

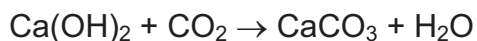
Müllverbrennung, Rostaschen, Alterung, Auslaugverhalten, Schwermetalle, Großversuch, Ettringit, Kohlendioxid

1 Hintergrund

1.1 Alterung von Rostaschen

Gängige Praxis bei der Verwertung von Rostaschen aus der thermischen Abfallbehandlung ist eine mechanische Aufarbeitung durch die Unverbranntes sowie Eisen- und Nichtmetalle abgetrennt werden und das Material in unterschiedliche Kornfraktionen separiert wird. Diese Aufbereitung wird in Deutschland mit einer mindestens dreimonatigen Alterung kombiniert, bei der die Aschen in hohen Halden aufgeschüttet werden. In den Niederlanden ist eine sechswöchige Alterung vorgeschrieben.

Grundlegende Untersuchungen zur Alterung von Rostaschen wurden u.a. Anfang der neunziger Jahre von Lahl [LAHL, 1992] durchgeführt. Bei Lagerung der Rostasche in einer dünnen Schicht wurde im Eluat innerhalb eines Zeitraumes von 7-8 Tagen eine deutliche Verringerung des pH-Wertes festgestellt. Diese Effekte sind im Wesentlichen auf die Reaktion des in den Aschen enthaltenen Calciumhydroxids mit dem Kohlendioxid der Luft zu Calciumcarbonat zurückzuführen.



Durch die Carbonatbildung liegt im wässrigen Milieu ein pH-Wert vor, bei dem amphotere Schwermetallverbindungen, wie die des Bleis und des Zinks ein Löslichkeitsminimum aufweisen, so dass die Löslichkeit dieser Komponenten herabgesetzt wird.

Ende der neunziger Jahre am Fraunhofer-Institut für Umwelt-, Sicherheits- und Energietechnik durchgeführte Arbeiten zeigten, dass bei natürlichen Alterungsprozessen, die in meterhohen Halden durchgeführt werden, zwei unterschiedliche Alterungsmechanismen relevant sind [MARZI ET AL., 1998; PALITZSCH; 2003]:

- An der Haldenoberfläche dominiert die bereits von Lahl beschriebene Carbonatbildung. Durch die Bildung des schwerlöslichen Calciumcarbonats nehmen der pH-Wert und der Calciumgehalt in Eluaten ab. Beobachtet wurde eine Verringerung der löslichen Zink-, Blei- und Kupferkonzentrationen.

- In tieferen Schichten ist die Carbonatbildung aufgrund des limitierten Transports von Kohlendioxid ohne Bedeutung. Stattdessen dominiert die Bildung schwerlöslicher Sulfatverbindungen, was zu einer deutlichen Abnahme der Sulfatkonzentration im Eluat nach DEV S4 führt. Bei den schwerlöslichen Sulfatverbindungen handelt es sich um Ettringit ($3 \text{ CaO} \cdot \text{Al}_2\text{O}_3 \cdot 3 \text{ CaSO}_4 \cdot 31\text{H}_2\text{O}$), das auch beim Aushärten von Zement gebildet wird. Ettringit wurde von Gallenkämper [GALLENKÄMPER ET AL., 1993] und Damm [DAMM ET AL., 1999/1] durch mineralogische Untersuchungen in gealterten Rostaschen nachgewiesen. Khorasani und Konert [DAMM ET AL., 1999/2] führen die Abnahme des löslichen Sulfatanteils in tieferen Haldenschichten dagegen nicht auf die Bildung schwerlöslicher Sulfatverbindungen, sondern auf den Transport von Sulfat durch aufsteigendes Porenwasser an die Haldenoberfläche zurück. Die im vorliegenden Beitrag dargestellten Ergebnisse zeigen jedoch, dass die Bildung schwerlöslicher Sulfatphasen der maßgebliche Mechanismus in den tieferen Schichten einer Halde ist. Die Konzentration von Blei- und Zinkverbindungen im Eluat nimmt auch in tieferen Schichten ab, was vermutlich auf den Einbau von Metallionen in ettringitähnliche Strukturen zurückzuführen ist [KERSTEN, 1994].

2 Künstliche Alterung durch Behandlung mit Kohlendioxid

Bei der konventionellen Alterung von Aschen, bei der Diffusionsprozesse den Transport von Kohlendioxid in die Halde bestimmen, steht nur die Asche, die sich unmittelbar an der Haldenoberfläche befindet, für die Reaktion mit Kohlendioxid zur Verfügung. Somit werden nur in einem kleinen Teil der gesamten Rostaschefracht Schwermetallverbindungen durch die Carbonatbildung immobilisiert. Die in den tieferen Schichten einer Halde ablaufenden Reaktionen bewirken eine deutlich geringere Immobilisierung von Schwermetallen.

Damit die gesamte Aschefracht carbonatisiert wird, ist es sinnvoll, die Rostaschen künstlich durch Reaktion mit kohlendioxidhaltigen Gasen zu altern. Überlegungen hierzu wurden beispielsweise von Jaros und Huber [JAROS ET AL., 1997] durchgeführt. Hierbei wurde die Rostasche in geschlossenen Behältern gelagert und Kohlendioxid mittels perforierter Rohre eingeleitet. Fraunhofer UMSICHT führte 1998 Versuche zur Behandlung von Rostaschen mit Kohlendioxid im halbertechnischen Maßstab durch [PALITZSCH, 2003; PALITZSCH ET AL., 1999]. Ziel war es, eine Begasung der Rostaschen entweder prozessintegriert im Entascher, auf den Transportbändern einer Abfallverbrennungsanlage sowie im Aschebunker oder nachgeschaltet in einem separaten Reaktor durchzuführen.

In den Niederlanden wurden ebenfalls Versuche zur Behandlung von Rostaschen mit Kohlendioxid durchgeführt [COMANS ET AL. 1993]. Untersucht wurde u.a. der Einfluss

des pH-Wertes auf die Löslichkeit unterschiedlicher Schwermetallverbindungen. Es wurden thermodynamische Berechnungen und experimentelle Untersuchungen durchgeführt.

Die Kosten für die künstliche Alterung werden maßgeblich durch die Kosten, die für das Reaktionsmittel Kohlendioxid aufzubringen sind, bestimmt. Da Rauchgase, u.a. auch aus logistischen und genehmigungstechnischen Gründen nur sehr schwer einsetzbar sind, bietet es sich an, Gase einzusetzen, die kostenlos zur Verfügung stehen und die einen höheren Kohlendioxidgehalt als Luft haben. Dies können beispielsweise Deponie- und Biogase oder die Prozessluft aus Kompostierungsprozessen sein.

Im Folgenden wird die großtechnische Umsetzung einer Behandlung mit einem kohlendioxidhaltigen Gas beschrieben.

3 Großversuch im Komposttunnel

Ein Komposttunnel eignet sich besonders für die Durchführung der Reaktion, da er bereits über ein integriertes System für die Kreislaufführung des Gases verfügt. Das Gas kann dabei über das Lochsystem des Bodens in eine Rostascheschüttung eingebracht werden. Abbildung 1 zeigt den schematischen Versuchsaufbau. Insgesamt wurden 167 t Rostasche auf einer Fläche von 150 m² zu einer Höhe von etwa 1 m aufgeschüttet. Das aus der Schüttung austretende Gas wurde durch ein Ventilationssystem in den Kreislauf zurückgeführt und verbrauchtes Kohlendioxid aus einem Gastank ersetzt. Die Regelung der Zudosierung erfolgte über die Messung der Kohlendioxidkonzentration in der Gaszuführung des Tunnels. Die eingestellte Soll-Konzentration im Reaktionsgas betrug 8 Vol% Kohlendioxid.

Der Versuch wurde in Anpassung an niederländische Vorgaben mit aufbereiteter Rostasche durchgeführt. Das Alter der Rostaschen betrug etwa vier Monate. Die Aufbereitung bestand in einer Siebung auf Korngrößen ≤ 4 cm und einer Metallabscheidung. Die Kohlendioxidbehandlung erfolgte über einen Zeitraum von zwei Wochen.

Zu Beginn des Versuches wurden an drei unterschiedlichen Stellen der Rostascheschüttung jeweils eine Probemenge von etwa 20 kg entnommen, die zu einer „Mischprobe“ von 10 kg vereinigt wurden. Zu Versuchsbeginn wurden auf diese Weise drei und zu Versuchsende wurde eine Mischprobe hergestellt.

Für die Beprobung während des Versuchs wurde der Komposttunnel belüftet. Da Informationen zum Fortgang der Reaktion in unterschiedlichen Schichttiefen von Interesse waren, wurden Proben von der Oberfläche (0-10 cm), einer mittleren Tiefe (25-40 cm) und aus der Bodenschicht (80-100 cm) entnommen. Die Beprobung wurde an drei

unterschiedlichen Stellen durchgeführt und die einzelnen Proben zu einer Probe für jede Schichttiefe vereinigt.

Mit den Kornfraktionen $\leq 1\text{cm}$ Proben wurden der niederländische Elutionstest NEN 7343 [NEDERLANDSE NORMALLISATIE INSTITUUT, 1995] und der deutsche Elutionstest DEV S4 [DEV S4 1984] durchgeführt.

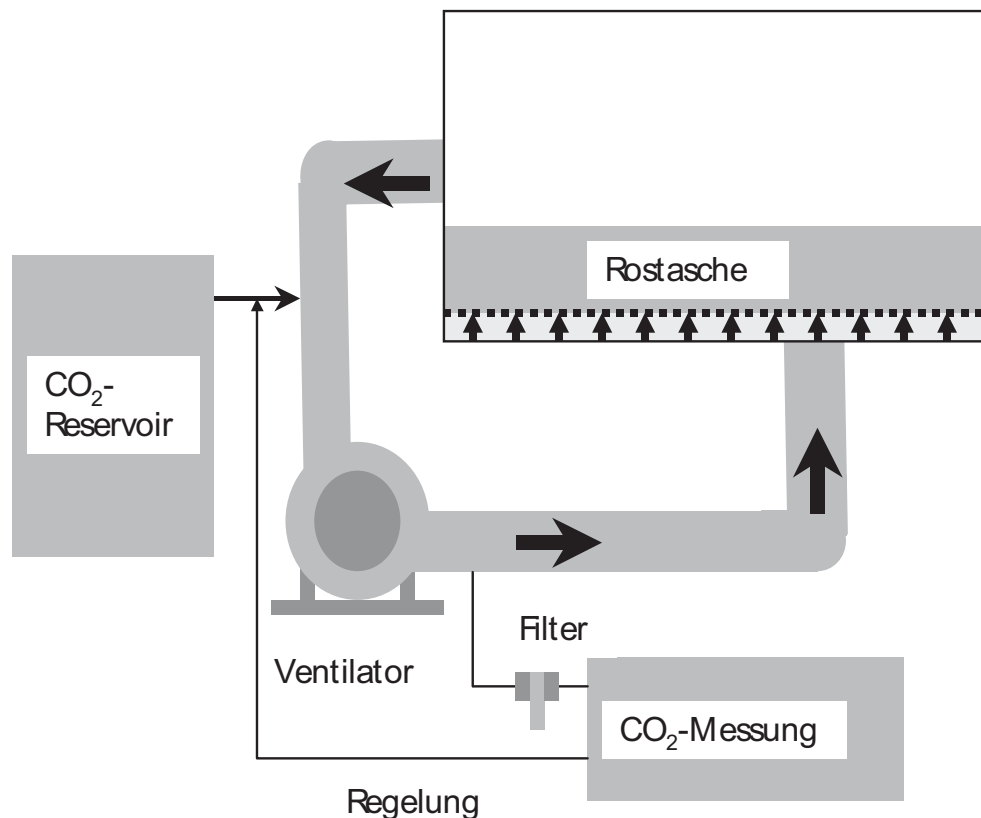


Abbildung 1 Behandlung mit Kohlendioxid im Komposttunnel

4 Ergebnisse

4.1 Alterungsmechanismen

In Abbildung 2 ist die gemessene Konzentration von Kohlendioxid im Reaktionsgas für die ersten beiden Versuchstage dargestellt. Deutlich zu erkennen ist der Zeitpunkt, an dem für die Probenahme die Kohlendioxidversorgung unterbrochen und der Tunnel mit Luft gespült wurde. Es wird deutlich, dass die Kohlendioxidkonzentration nur sehr langsam steigt und erst nach 17 Stunden den eingestellten Sollwert von 8 Vol% erreicht. Dieser Wert bleibt danach, bis auf die Beprobungsphasen, konstant. Der Verlauf der Kohlendioxidkonzentration deutet darauf hin, dass das zudosierte Kohlendioxid sofort mit den Aschen reagiert. Nach etwa 17 Stunden war die Hauptreaktion von Kohlendioxid mit Calciumhydroxid abgeschlossen.

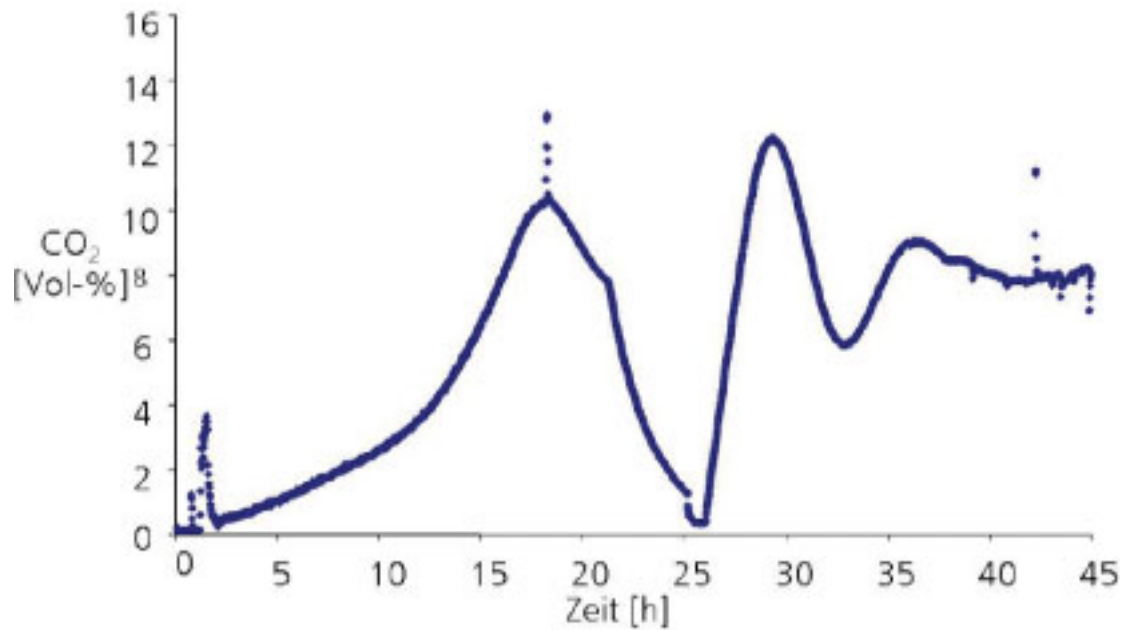


Abbildung 2 Kohlendioxidkonzentration an den ersten Versuchstagen

In Abbildung 3 ist der pH-Wert der Rostaschen im Elutionsversuch nach DEV S4 dargestellt. Zu Beginn des Versuchs hatten die Aschen bereits einen relativ niedrigen pH-Wert von 11,5. Nach der Behandlung mit Kohlendioxid lag der pH-Wert bei Werten von 8 bis 9. Dieser Wert wurde bereits nach einem Versuchstag erreicht, was zeigt, dass die Carbonatisierung des Calciumhydroxids bereits nach einem Tag abgeschlossen war.

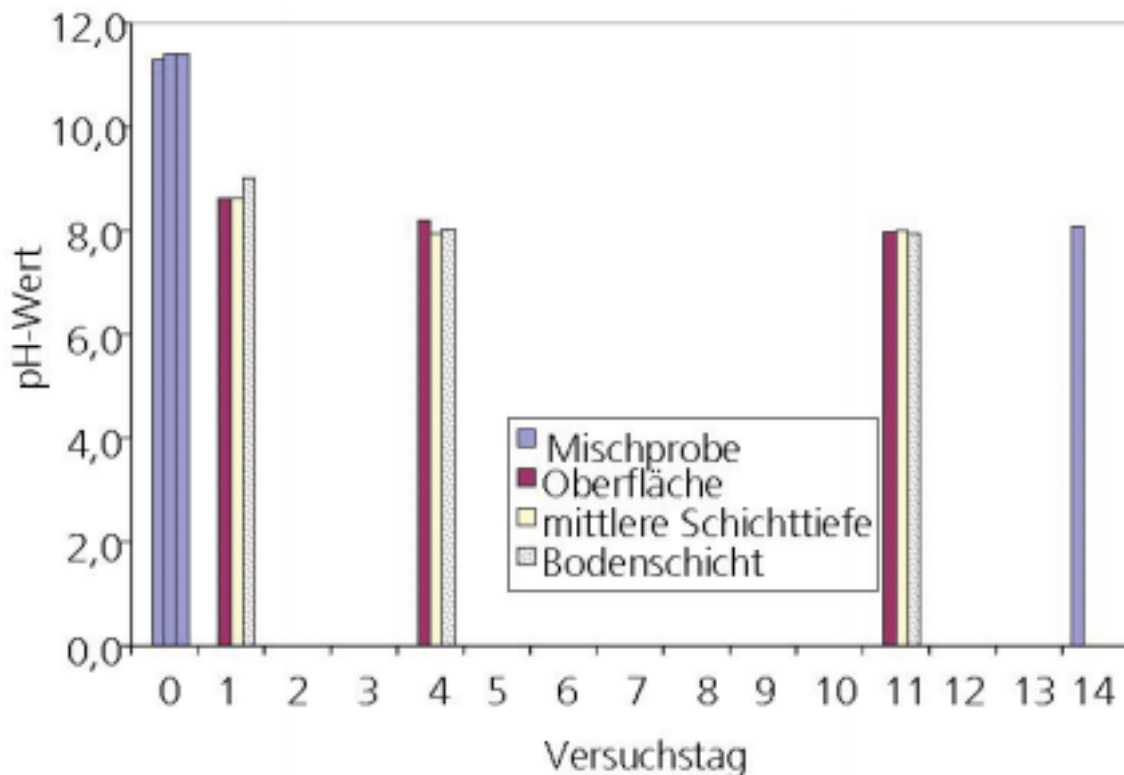


Abbildung 3 pH-Werte der Rostaschen im Elutionsversuch nach DEV S4

Abbildung 4 zeigt die Sulfat- und Calciumionenkonzentrationen im Eluat nach DEV S4. Vor der Behandlung liegen mit Werten <100 mg/l nur geringe Sulfationenkonzentrationen vor. Diese geringen Werte sind typisch für Aschen, die unter Luftabschluss gealtert wurden. Bei der Alterung unter Luftabschluss in den tieferen Schichten einer Rostascheschüttung werden schwerlösliche Sulfatphasen gebildet, wodurch der Gehalt löslicher Sulfate im Eluat sinkt.

Der Calciumanteil im Eluat wird in diesem Fall zu Beginn nahezu ausschließlich durch gelöstes Calciumhydroxid hervorgerufen. Nach der Behandlung mit Kohlendioxid steigt der Anteil löslicher Sulfatverbindungen wieder auf Werte an, die den Sulfatkonzentrationen in Eluaten frischer Rostaschen entsprechen. Dies zeigt, dass schwerlösliche Sulfatphasen durch die Behandlung mit Kohlendioxid und die damit verbundene pH-Wert-Änderung zersetzt werden. Die Annahme von Khorasani und Konert [DAMM ET AL. 1999/2], die die Abnahme des löslichen Sulfatanteils in tieferen Haldenschichten auf den Transport von Sulfat durch aufsteigendes Porenwasser an die Haldenoberfläche zurückführten, trifft damit nicht zu.

Nach der Behandlung mit Kohlendioxid wird der im Eluat enthaltene Calciumanteil im Wesentlichen durch gelöste Calciumsulfate bestimmt, da das ursprünglich vorhandene Calciumhydroxid zu Calciumcarbonat reagiert hat.

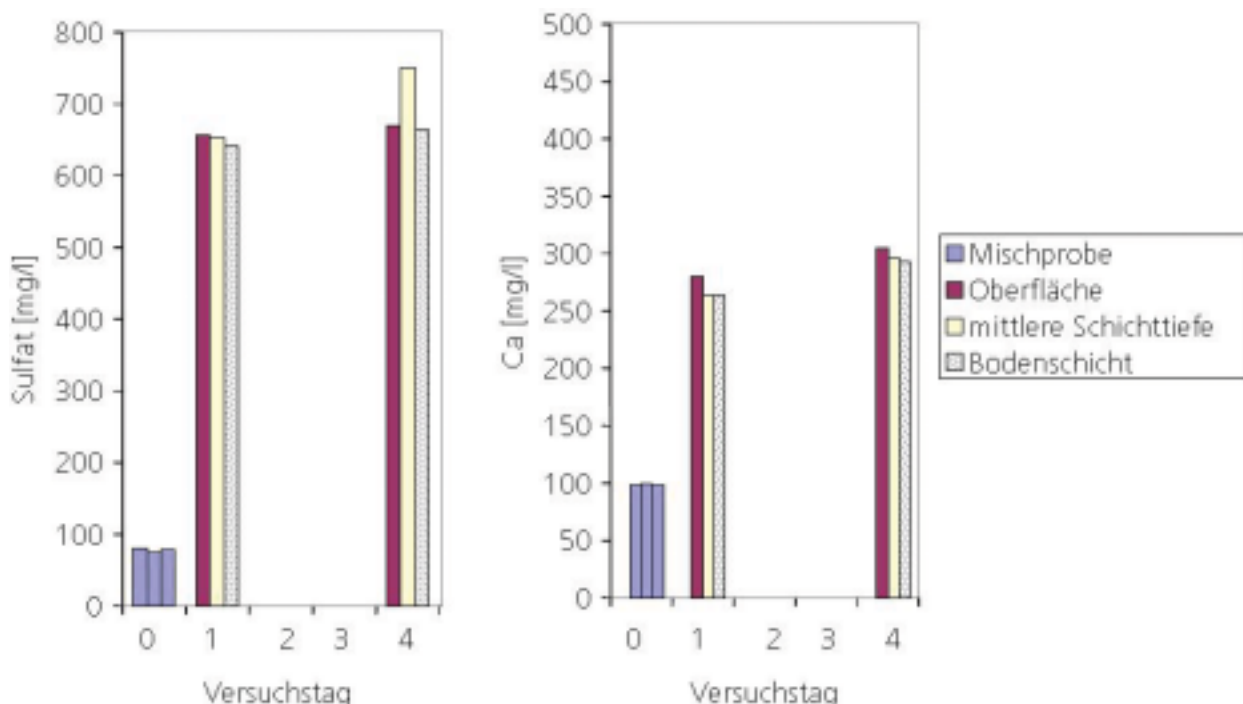


Abbildung 4 Sulfat- und Calciumkonzentrationen im Elutionsversuch nach DEV S4

4.2 Schwermetalle

4.2.1 Bleiverbindungen

Vor Beginn der Behandlung mit Kohlendioxid betrug der arithmetische Mittelwert für Bleiverbindungen $60\mu\text{g/l}$ im Eluat nach DEV S4 und lag damit etwas über dem Zuordnungswert der LAGA [LAGA 1996] und des NRW-Erlasses [NRW 2001] von $50\mu\text{g/l}$. Nach dem Begasungsversuch waren noch Konzentrationen von $35\mu\text{g/l}$ Blei im Eluat festzustellen, so dass die Zuordnungswerte von LAGA und NRW-Erlass unterschritten werden.

Bei konventionell gealterten Rostaschen können jedoch auch höhere Bleikonzentrationen im Eluat nach DEV S4 gemessen werden, als zu Beginn des Versuchs vorlagen [MARZI ET AL., 1998]. Maßgebliche Einflussgröße hierbei ist der pH-Wert des Eluates. Die Abhängigkeit der Konzentration an Bleiverbindungen im Eluat nach DEV S4 vom pH-Wert ist in Abbildung 5 dargestellt.

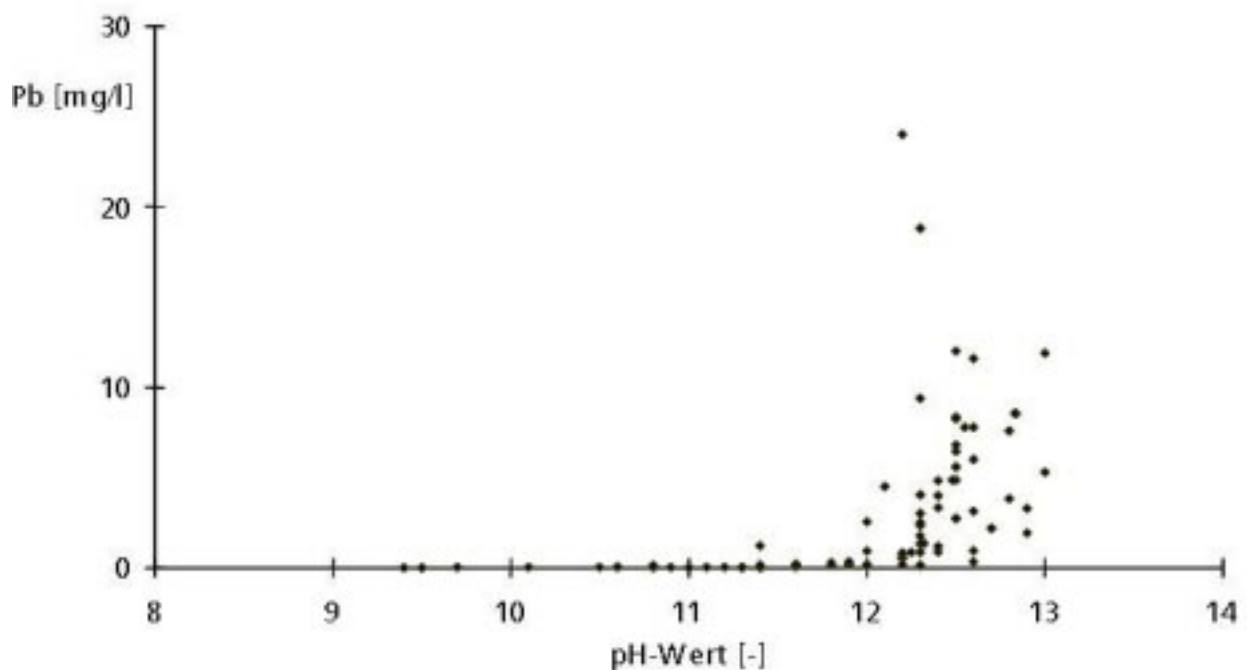


Abbildung 5 Abhängigkeit der Bleikonzentration im Eluat nach DEV S4 vom pH-Wert [PALITZSCH, 2003]

4.2.2 Molybdänverbindungen

In Abbildung 6 ist die Konzentration löslicher Molybdänverbindungen im Elutionsversuch NEN 7343 und DEV S4 dargestellt. Bereits nach einem Tag war die Konzentration löslicher Molybdänverbindungen in allen Schichttiefen geringer als vor der Behandlung mit Kohlendioxid. Im weiteren Versuchsverlauf nahm sie weiter ab. Nach Beendigung des Versuchs (14 Tage) betrug die Konzentration etwa 25% des Ausgangswertes. Dies lässt sich qualitativ mit Arbeiten von Comans et al. [COMAND ET AL., 1993] in Übereinstimmung bringen. Bei diesen Arbeiten wurde ein Gleichgewicht zwischen MoO_4^{2-} -Ionen und einer festen CaMoO_4 -Phase angenommen.

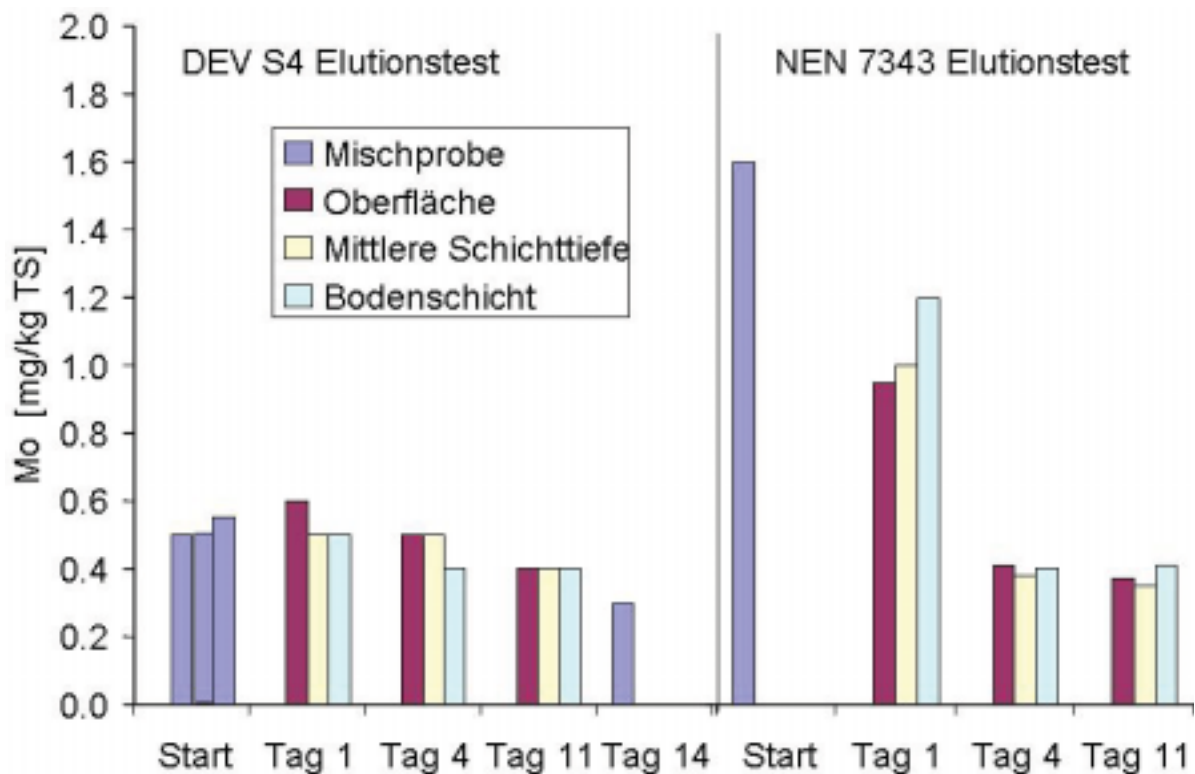


Abbildung 6 Eluierbare Molybdänkonzentrationen

4.2.3 Kupferverbindungen

Abbildung 7 zeigt die Konzentration löslicher Kupferverbindungen im Elutionsversuch NEN 7343 und DEV S4. Die vergleichsweise hohen Kupferkonzentrationen lassen auf erhebliche Anteile komplexierten Kupfers schließen. Zu Beginn des Versuchs liegen die Messwerte deutlich über den Grenzwerten. Die lösliche Kupferkonzentration nimmt in beiden Fällen mit zunehmender Versuchszeit ab und liegt am Ende des Versuchs unterhalb der Grenzwerte. Wie auch bei Molybdän zeigen die Ergebnisse, dass nach vollständiger Reaktion des in der Asche enthaltenen Calciumhydroxids noch weitere Prozesse ablaufen, die zur Immobilisierung von Kupfer beitragen können.

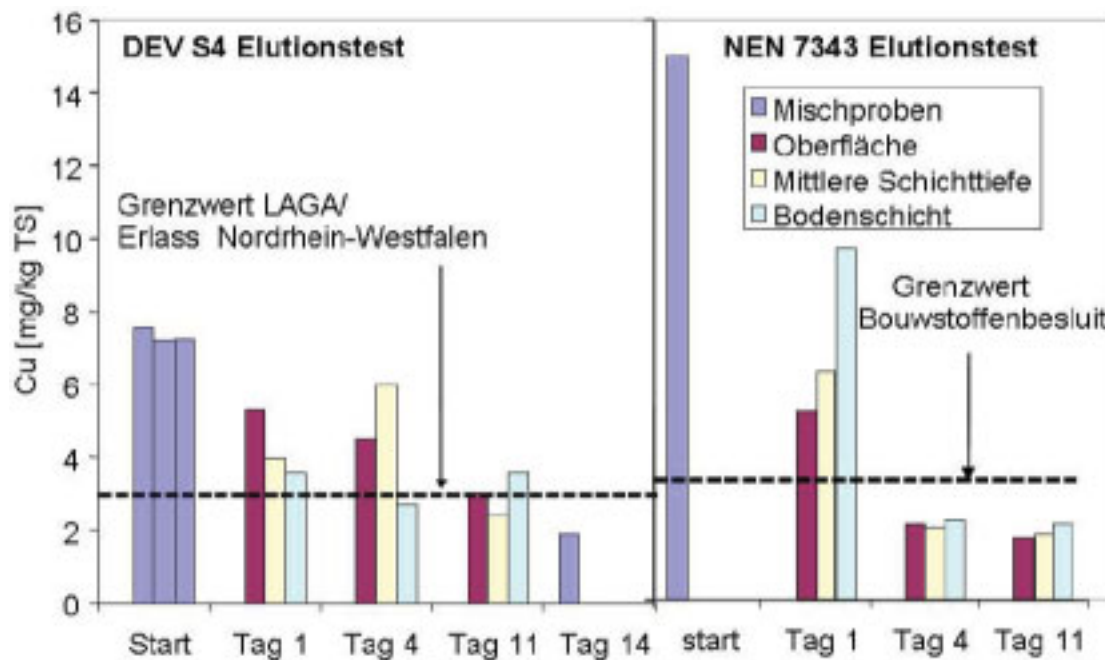


Abbildung 7 Eluierbare Kupferkonzentrationen

4.2.4 Antimonverbindungen

Nach der Behandlung mit Kohlendioxid ist der lösliche Anteil Antimonverbindungen um den Faktor 3 höher als zu Beginn des Versuchs. Die Werte liegen jedoch immer noch unterhalb des Grenzwertes aus dem niederländischen Baustofferrlass [BOUWSTOFFENBESLUIT 2005]. In Deutschland wird der Anteil löslicher Antimonverbindungen in Rostaschen normalerweise nicht reguliert.

5 Zusammenfassung und Ausblick

Die künstliche Alterung von Rostaschen mit Kohlendioxid ist eine sinnvoll einsetzbare Technik zur Qualitätsverbesserung von Rostaschen. Der vorgestellte Großversuch hat gezeigt, dass bereits bei relativ geringen Kohlendioxidkonzentrationen die Behandlung in wenigen Tagen technisch durchgeführt werden kann. Die Technik lässt sich sowohl für den niederländischen als auch für den deutschen Rostaschemarkt einsetzen.

Der nächste Schritt muss nun in einer ökonomischen Optimierung der Begasungstechnik bestehen. Da die Wirtschaftlichkeit des gesamten Verfahrens hauptsächlich durch die Kosten bestimmt wird, die für das Kohlendioxid aufzubringen sind, sollen Versuche mit kostenlos zur Verfügung stehenden kohlendioxidhaltigen Medien durchgeführt werden. Dabei kann es sich z.B. um Deponie- und Biogase sowie Prozessluft aus Kompostierungsprozessen oder Verbrennungsgase handeln. Durch die geschickte Kombination unterschiedlicher abfallwirtschaftlicher Elemente wie z.B. Abfallverbrennung und Kompostierung lässt sich so ein sinnvolles Konzept zur kostengünstigen Qualitätsverbesserung von Rostaschen aufbauen.

- 1994Mitteilung 19
- Lahl, U. 1992 Verwertung von MVA-Schlacken nach konventioneller Aufarbeitung (I), Müll und Abfall, 9/92, s. 619 ff
- Marzi, T.; Palitzsch, S.; Beckmann, R.; Kümmel, R.; Keldenich, K. 1998 Wirkungsmechanismen bei der Alterung von Müllverbrennungsaschen, Müll und Abfall, 5/98, S.316 ff
- Nederlands Normalisatie-instituut Nederlandse norm NEN 7343 , Leaching characteristics of solid earthy and stony buildings and waste materials. Leaching tests: Determination of the leaching of inorganic components from granular materials with the column test. 1st edition, February 1995
- NRW 2001 Anforderungen an die Güteüberwachung und den Einsatz von Hausmüllverbrennungsaschen im Straßen- und Erdbau, Gem. RdErl. d. Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz, IV - 3 - 953-26308 - IV - 8 - 1573-30052 - und des Ministeriums für Wirtschaft und Mittelstand, Energie und Verkehr - VI A 3 - 32-40/45 -v. 9.10.2001
- Palitzsch, S.; Marzi, T.; Beckmann, R.; Kümmel, R.; Dohmann, J. 1999 Künstliche Alterung- ein wirtschaftlicher Weg zur Verringerung der Schwermetallfreisetzung aus Müllverbrennungsaschen, Müll und Abfall, 3/99, S.129 ff
- Palitzsch, S. 2003 Einfluss der Alterung auf die wasserwirtschaftliche Qualität von Rostaschen der thermischen Abfallbehandlung, Dissertation Universität Mainz 2002, erschienen in „UMSICHT Schriftenreihe“, Fraunhofer IRB Verlag, Stuttgart 2003 ISBN 3-8167-6292-1

Anschrift der Verfasser

Dr. Thomas Marzi; Dr. Sylke Palitzsch, Dr. Kai Keldenich
 Fraunhofer Institut Umwelt-, Sicherheits-, Energietechnik UMSICHT
 Osterfelderstraße 3
 46047 Oberhausen
 Tel.: +49 (0)208/8598-1230 Fax: +49 (0)208/8598-1424
 www.umsicht.fraunhofer.de

Joost Pellens
 Milieu Bouwstoffen
 Roermondseweg 53,
 NI-6080 NT Halen
 Tel.: ++31-43/8551119,
 E-mail: joost.pellens@essent.nl

Peter Bleeker
 Insulinde Recycling en Milieu
 Deccaweg 38
 NI-1042 At Amsterdam
 Tel.: ++31-20/6149007,
 E-mail: bleeker@insulinde.nl
 Abfallforschungstage 2006 www.wasteconsult.de

Gaseintrag in den Grundwasserschadensbereich der Deponie Weiden-West

R. Schinke und Th. Luckner

DGFZ Dresdner Grundwasserforschungszentrum e.V., Dresden

Gas injection in the contaminated groundwater body underneath of the waste disposal site Weiden-West

Abstract english

The waste disposal site Weiden-West (Germany, Bavaria) has no effective bottom liner. Contaminated seepage water percolate into the groundwater since more than fifty years. Anoxic degradation products such as ammonium and organic carbon are the most important contaminants transported by the seepage water.

Further spread out of polluted groundwater towards the drinking water wells of the nearby town is today stopped by expensive pumping and treating the water. To reduce costs a more effective technology is developed to treat the contaminated groundwater in-situ beneath the landfill. The current activities in the field intend to enhance the natural microbiological, oxidative transformation processes by means of air or oxygen gas injection.

Important parameters of the NA processes were identified based on batch and column tests. Currently, a field in-situ experiment demonstrates the gas-injection technology. Observation wells surrounding the gas-injection probe are used to control the effectiveness of the remediation.

Abstract deutsch

Die über Jahrzehnte hinweg betriebene Deponie Weiden-West in Bayern verfügt über keine wirksame Basisabdichtung, so dass aus ihr Deponiesickerwasser in die Aerationzone und in das Grundwasser gelangte und so einen Grundwasserschaden bewirkt hat.

Mit der Entnahme und Aufbereitung von geschädigtem Grundwasser wird derzeit eine weitere Ausbreitung des Schadens verhindert. Um die Aufwendungen für die Erreichung des guten chemischen Zustandes zu reduzieren, wird der Eintrag von Luft und Sauerstoff in den Grundwasserschadensbereich untersucht. Dabei ist es das Ziel, die natürlichen, mikrobiologisch oxidativen Transformationsprozesse zu stimulieren und damit die Schadstoffminderung im Schadensbereich signifikant zu beschleunigen.

Aufbauend auf Batch- und Säulenversuchen im Labor, die der Parameteridentifikation und der Prozessbeschreibung dienen, wurde ein Feldversuch installiert, der im Realmaßstab an einer Gasinjektionslanze die Wirksamkeit des erstrebten Verfahrens demonstriert.

Keywords

Gaseintrag, Lufteintrag, Sauerstoffeintrag, Deponie, Grundwasser, Grundwasserschaden, Feldversuch, Festgesteinsaquifer

1 Einleitung und Zielstellung

Die über etwa 50 Jahre betriebene Deponie Weiden-West hat eine Fläche von etwa 18 ha und ein Volumen von etwa 1,5 Mio. m³. Da die Deponie über keine wirksame Basisabdichtung verfügt, emittieren seit Jahrzehnten aus ihr etwa 100 m³/d Deponiesickerwasser, das nach der Passage einer 3 bis 5 m mächtigen Aerationszone dem Grundwasser unter der Deponie zugeht und einen Grundwasserschaden bewirkt hat. Der Grundwasserschaden ist dabei durch typische deponiebürtige Stoffe, insbesondere durch Ammonium und organische Verbindungen, gekennzeichnet.

Der so entstandene Grundwasserschaden wird in seiner Größe auf 1 bis 2 Mio. Kubikmeter Wasser geschätzt. Um die weitere Ausbreitung des Schadens und die Gefährdung von Schutzgütern zu unterbinden, wird eine aus 3 Brunnen bestehende Vertikal-drainage betrieben, mit der das verunreinigte Wasser gehoben und aufbereitet wird. Da die Effizienz des pump-and-treat Verfahrens mit der Zeit durch abnehmende Stoffkonzentrationen im Fördermedium sinken wird, die im Untergrund verbliebenen Restschadstoffe aber noch eine signifikante Größenordnung aufweisen werden, wird nach geeigneten Wegen gesucht, den guten chemischen Zustand (WHG §33a Abs.1) als Zielgröße der Schadens- und Gefahrenminderung zu erreichen.

Hierzu wird der Eintrag von Luft und Sauerstoff in den Grundwasserschadensbereich der Deponie Weiden-West untersucht. Dabei ist es das Ziel im Schadensbereich des Festgesteinsgrundwasserleiters (Feldspat-Sandstein mit unregelmäßig auftretenden Ton-/ Schluffhorizonten), die natürlichen, mikrobiologisch oxidativen Transformationsprozesse zu stimulieren und die Schadstoffminderung zu beschleunigen. Hierdurch soll das Gefährdungspotential des Grundwasserschadens signifikant reduziert werden, um die verbleibenden Restschadstoffe auf der weiteren Untergrundpassage den natürlichen anoxischen Selbstreinigungsprozessen überlassen zu können. (siehe Abb. 1)

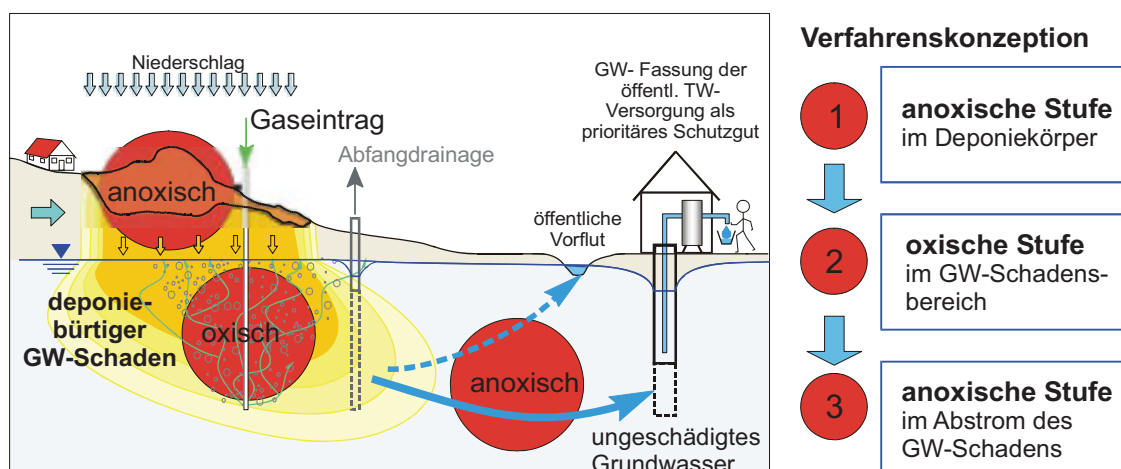


Abbildung 1 Sicherungskonzeption für den Grundwasserschaden der Deponie Weiden-West

2 Laboruntersuchungen

In laborativen Voruntersuchungen galt es, die natürlichen Stofftransformationsprozesse im Schadensbereich zu untersuchen und geeignete Möglichkeiten der Prozessstimulation zu entwickeln. Hierzu wurden Batch- und Säulenversuche angesetzt, die der Parameter- und Prozessidentifikation dienen.

Mit Standortmaterial (Grundwasser u. Feststoff) aus dem Schadensbereich und der autochthonen Mikrobiozönose wurden in Batchversuchen vergleichend die Stimulation mit O_2 und Luft untersucht. Den aeroben TOC Abbau galt es hierbei mit Grundwasser aus dem Schadensbereich, das aus unterschiedlichen Messstellen (P3, P3-RII) entnommen wurde, durchzuführen. Abb. 2 reflektiert den TOC Abbau in den Versuchsansätzen.

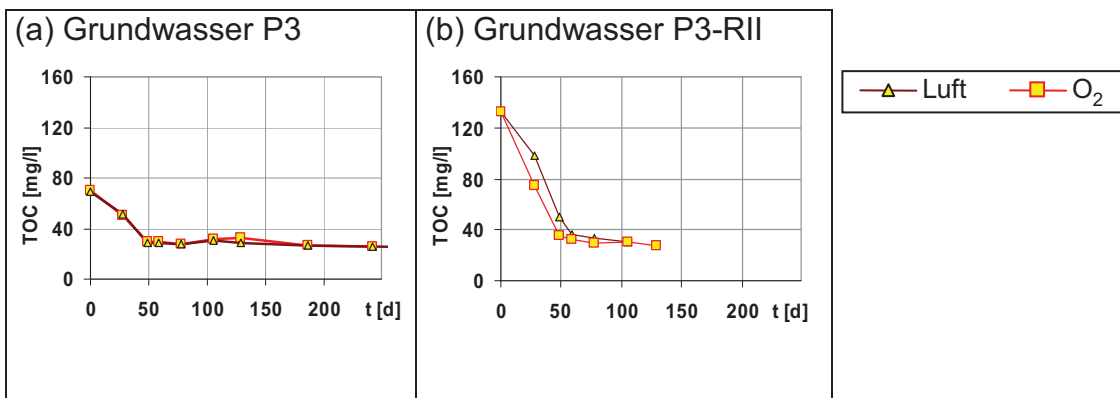


Abbildung 2 Zielprozess Aerobes TOC Abbau

Weitestgehend unabhängig von den TOC Ausgangskonzentrationen reduzierte sich in den aeroben Versuchsansätzen innerhalb der ersten 50 Tage die Konzentration relativ schnell auf etwa 30 mg-TOC/l beim P3-Wasser bzw. 35 mg-TOC/l beim P3-RII-Wasser. Eine weitere Reduktion des TOCs war beim P3-Wasser nicht zu beobachten. Beim P3-RII-Wasser findet in Bezug zur Anfangsphase eine weitere Reduktion des TOCs mit deutlich geringerer Rate statt. Zu Versuchsende sind die TOC-Gehalte der aeroben Ansätze nahezu identisch. Es wird deshalb davon ausgegangen, dass der residuale TOC nicht bioverfügbar und huminstoffähnlichen Substanzen zuzurechnen ist.

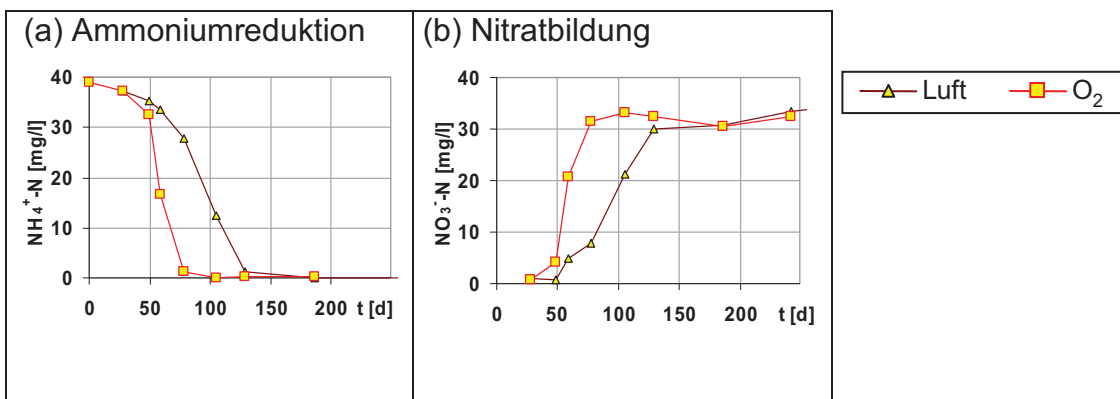


Abbildung 3 Zielprozess Aerobe Stickstofftransformation im Grundwasser P3

Das Grundwasser aus dem Pegel P3 hat signifikante NH_4^+ -Konzentrationen, an denen anschaulich der Prozess der Nitrifikation aufgezeigt werden konnte. Mit dem Verbrauch des verfügbaren TOCs setzte nach etwa 50 Tagen die Nitrifikation ein (Abb. 3). Beim Sauerstoffansatz wurde das Ammonium nach weiteren 25 Tagen vollständig zu Nitrat umgewandelt. Beim Luftansatz waren hierfür 50 Tage mehr nötig.

Die identifizierten aeroben Prozesse (TOC-Abbau, Nitrifikation) sind die Zielprozesse für die Hauptproblemstoffe (TOC, NH_4^+) des deponiebürtigen GW-Schadens. Mit den Versuchen konnte somit nachgewiesen werden, dass diese Stoffe durch Sauerstoff- bzw. Lufteintrag effektiv abgebaut bzw. umgesetzt werden. Die Weiterführung der Untersuchungen in Durchströmungsversuchen lieferte Informationen zum Transportverhalten und erbrachte weitere Erkenntnisse für die Wirkung des gasförmigen Eintrags von Luft und Sauerstoff in die obere GW-Zone unter der Deponie.

3 Feldversuch

3.1 Zielstellung

Mit dem gasförmigen Eintrag von Luft und Sauerstoff soll mit dem Feldversuch am Beispielobjekt der Deponie Weiden-West gezeigt werden, dass die Hauptproblemstoffe TOC und Ammonium im real anstehenden Festgesteinsgrundwasserleiter wirksam reduziert werden können und dass sich mit dem Stoffumsatz das Gefährdungspotentials des deponiebürtigen Grundwasserschadens vermindern lässt. Dabei ist es das vordergründige Ziel, unter Standortbedingungen und im Realmaßstab den Nachweis der prinzipiellen Eignung bzw. der Wirksamkeit des Verfahrens zu erbringen.



Abbildung 4 Feldversuch zum gasförmigen Sauerstoffeintrag in den GW - Schadensbereich der Deponie Weiden-West

Der Versuch dient dabei auch der Untersetzung der laborativ ermittelten Prozessparameter für eine wissenschaftlich begründete Prognose der stimulierten natürlichen Selbstreinigungsprozesse und zur Beurteilung der Kostenersparnis im Vergleich zu konventionellen Sanierungsverfahren.

Mit einem erfolgreich verlaufenden Feldversuch sollen die Voraussetzungen zur Weiterführung und Umsetzung der Belüftungsanlage im gesamten Bereich der geschädigten Aeration- und GW-Zone geschaffen und die Übertragbarkeit auf die in Deutschland zahlreich existierenden Altdeponien und Altablagerungen gesichert werden.

3.2 Hydrogeologische Verhältnisse

Das Untersuchungsgebiet liegt im Randbereich des Fränkisch-Oberpfälzer Bruchschollenlands in der sogenannten Weidner Bucht die im Osten an das Grundgebirge, dem Oberpfälzer Wald anschließt.

Die Deponie selbst liegt im Ausstrichbereich der Schichten des Muschelkalkes, die lokal von tertiären und quartären Lockersedimenten überlagert werden. Die Lockergesteine waren Gegenstand des Sand- und Kiesabbaus, in dessen Hohlformen die Deponie entstand. Südlich der Deponie streichen Schichten des Buntsandsteins aus.

Bei den vorgefundenen Gesteinsformationen im Untersuchungsgebiet handelt es sich um Arkosen (Feldspat-Sandsteine), die von unregelmäßigen Ton- und Schluffsteinhorizonten durchzogen werden, nahezu kalkfrei sind und Korngrößen im Spektrum von Mittelsand bis Feinkies aufweisen.

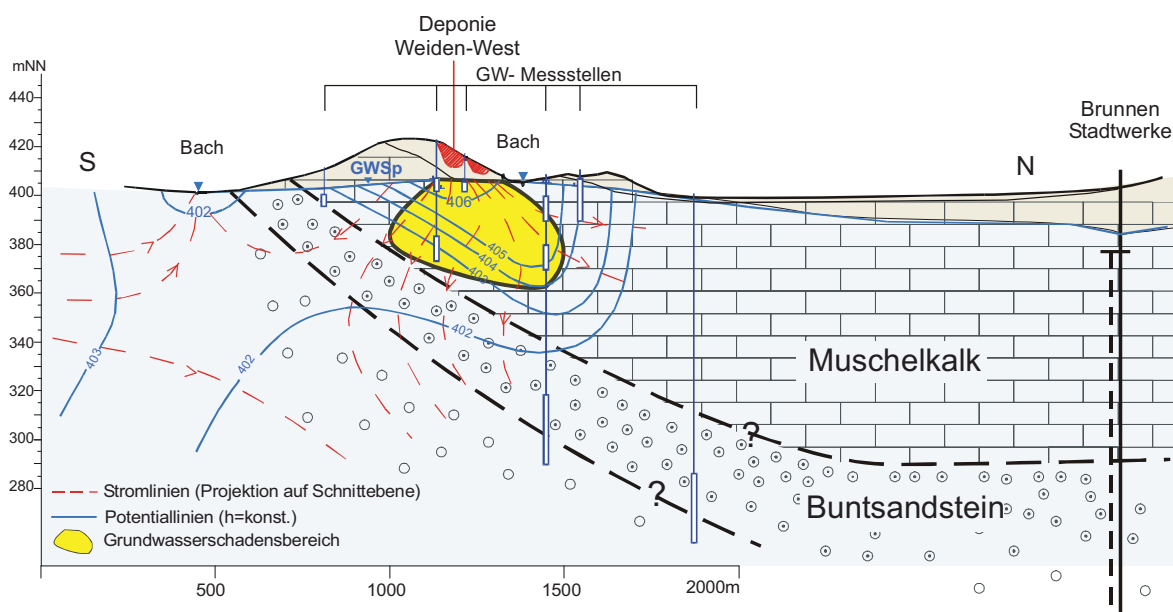


Abbildung 5 Hydrogeologische Verhältnisse im Liegenden der Deponie

Die geohydraulischen Kennwerte werden durch die Anzahl und die Öffnungsweiten der Klüfte geprägt, zusätzlich wird mit einer Wasserführung im Porenraum gerechnet. Von besonderer hydrogeologischer Relevanz sind entfestigte Bereiche im Muschelkalk, die kaum noch eine Sandsteinstruktur erkennen lassen. In diesen Bereichen sind hohe Durchlässigkeiten mit besonderen Wasser- und Gaswegsamkeiten zu erwarten.

3.3 Versuchsaufbau

Am Rande der Ablagerungsflächen der Deponie Weiden - West wurde der Feldversuch aufgebaut, der mit einer zentralen Gasinjektionslanze und 6 Überwachungsmessstellen ausgestattet ist. Die Bohrungen zur Installation der Ausbauelemente wurden im Rotary-Spülbohrverfahren mit Seilkernen abgeteuft, um ungestörte Kernproben für die begleitenden, laborativen Untersuchungen zu gewinnen.

Die errichtete Gasinjektionslanze hat bei etwa 28 m und etwa 10 m unter dem mittleren Grundwasserspiegel Gaseintragungselemente, mit denen über einen Zeitraum von etwa 1 Jahr ca. 12 t (8400 Nm^3) Sauerstoff und atmosphärische Luft in den Untergrund eingetragen werden sollen.

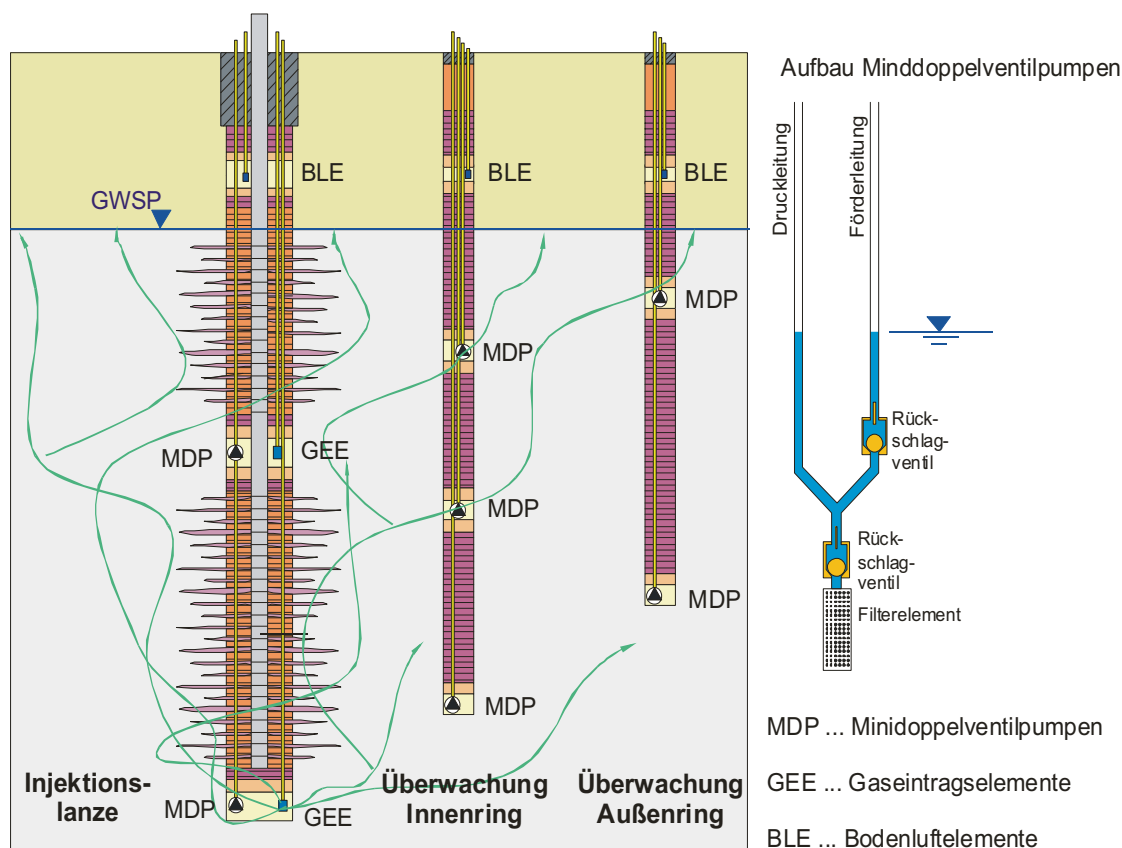


Abbildung 6 Charakteristischer Vertikalschnitt Ausbau der Injektionslanze und Aufbau der Minidoppelventilpumpen

Für die Abdichtung oberhalb der Eintragshorizonte kam eine Tonmehl-Zement-Suspension zur Anwendung, die nach Abschluss der Ringraumverfüllung über ein Manschettenrohr mit hohem Druck in den Ringraum und das anstehende Gebirge eingepresst wurde. Die Verpressung diente der Ausbildung von über die Bohrlochwand hinausgehenden Dichtungsschirmen, um die beim Bohrprozess angeschnittenen Kluftebenen und bevorzugten Gasaufstiegsbereiche im unmittelbaren Bohrlochumfeld zu schließen (Abb. 6).

Neben den Eintragselementen ist die Injektionslanze mit Überwachungselementen für Grundwasser und Bodenluft ausgestattet, um für die Prozessuntersuchungen während des Feldversuchs zeitnah die Wirkung des Gaseintrags dokumentieren zu können.

Außerdem wird die Wirkung des Sauerstoffeintrags durch 6 Überwachungsmessstellen im näheren Umfeld der Injektionslanze erfasst. Auf einem inneren und einem äußeren Überwachungsring wurden jeweils 3 Messstellen installiert, die 2 bzw. 3 GW-Überwachungsebenen (Filterlänge 1 m) besitzen und mit einem Bodenluftelement ausgestattet sind. In den GW-Überwachungsebenen kamen Mini-Doppelventilpumpen (MDP) zum Einsatz, deren Funktionsprinzip in Abb. 6 dargestellt ist.

Die kurzen Filterlängen und die geringe GW-Entnahme mit den MDP bei der Probenahme bedingen, dass die GW-Proben punktförmige Information liefern und nahezu keine räumliche Integration der Information erfolgt. Vorteil des gewählten Ausbaus für den Versuch ist die Anordnung mehrerer Überwachungsebenen in einem Bohrloch bei gleichzeitig sicherer hydraulischer Trennung der Horizonte untereinander.

3.4 Versuchsdurchführung

Nach Abschluss der Versuchsvorbereitungen und der erfolgreichen Funktionstests an den Gaseintragselementen konnte mit dem kontinuierlichen Gaseintrag begonnen werden ($t = 0$ d, Abb. 7). Die Versuchsphase 1 (0 - 72 d) ist durch den Sauerstoffeintrag in das untere Eintragselement (IL-36.2), beginnend mit 7 NL-O₂/min und weiterführend mit 16 NL-O₂/min, gekennzeichnet.

In der Versuchsphase 2 wurde der Eintrag im unteren Element auf 12 NL-O₂/min reduziert und das obere Eintragselement (IL-18.2) mit 8 NL-O₂/min dazugeschaltet, so dass seither insgesamt 20 NL-O₂/min (1,2 Nm³-O₂/h) in den Grundwasserschadensbereich kontinuierlich eingetragen wurden. Das Q-t Diagramm in Abbildung 7 verdeutlicht den durchflussgesteuerten Eintrag in den beiden Versuchsphasen.

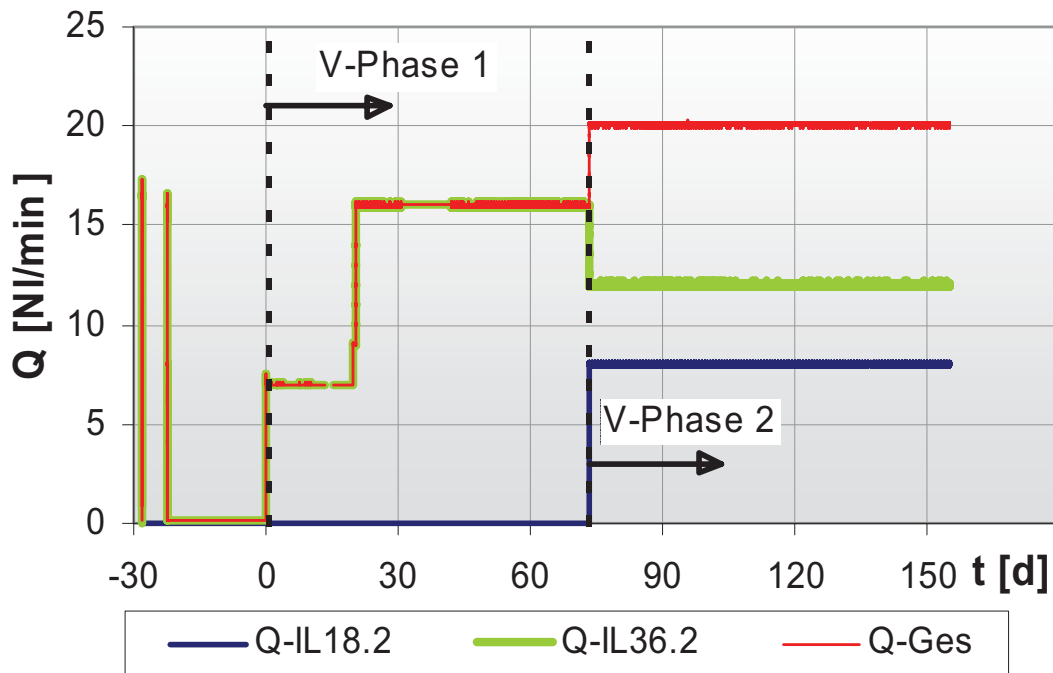


Abbildung 7 Sauerstoffeintrag in Versuchsphase 1 und 2

Neben den Durchflüssen werden die Gaseintragsdrücke kontinuierlich aufgezeichnet. Im Mittel liegen die Gaseintragsdrücke in der Versuchsphase 2 im Eintragsselement IL-36.2 bei 2,5 bar und bei IL-18.2 bei 1,02 bar. Sie liegen damit geringfügig über dem am Eintragungspunkt vorherrschenden hydraulischen Druck, so dass sich anhand der bekannten Höhendifferenzen zwischen den Eintragungspunkten ein signifikant nach unten gerichteter hydraulischer Gradient schlussfolgern lässt.

Bisher (Stand: 22.02.2006) wurden mit diesem Versuchsregime in das untere Gaseintragungselement (IL-36.2) $2650 \text{ Nm}^3 = 3,8 \text{ t}$ und in das obere Gaseintragungselement (IL-18.2) $850 \text{ Nm}^3 = 1,2 \text{ t}$ und somit insgesamt $3500 \text{ Nm}^3 = 5,0 \text{ t}$ Sauerstoff eingetragen.

3.5 Bisherige Ergebnisse

Ausgangssituation

Die Abbildung 8 zeigt die Analysenwerte der 0-Beprobung. Die Milieuparameter Redoxpotential und Sauerstoff sowie die Konzentrationen der Hauptproblemstoffe sind entsprechend ihrer Tiefe und ihrer Zuordnung (Injektionslanze, Innen- und Außenring) aufgetragen.

Anhand dieser Abbildung lassen sich für das Redoxpotential im Mittel etwa 100mV ableiten. Die Sauerstoffkonzentrationen (gelöst) lagen in dem reduzierten GWL-Bereich bei $< 1,5 \text{ mg/l}$. Zwischen 390 und 395 mNN wurden erhebliche TOC Konzentrationen ($> 500 \text{ mg/l}$) analysiert. Die Ammoniumkonzentrationen wiesen im Grundwasser-

schwankungsbereich (400 - 405 mNN) die höchsten Werte auf. Nitrat konnte bei der 0-Beprobung in keiner Messstelle nachgewiesen werden.

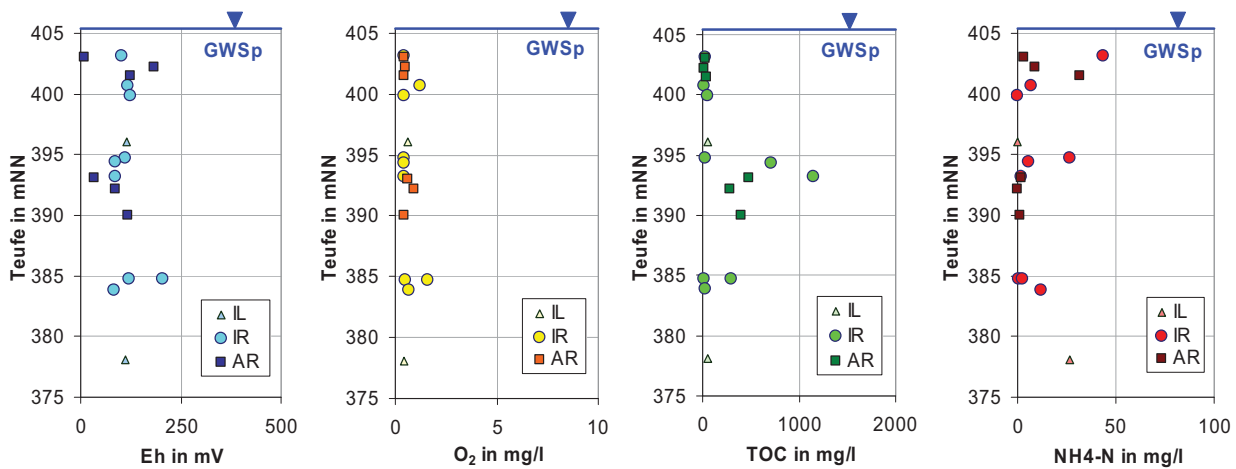


Abbildung 8 Beschaffenheit in den Überwachungspunkten des Feldversuchs vor Versuchsbeginn

Gaseintrag und Beschaffenheitsveränderung im Grundwasser

Das injizierte Gas breitet sich unabhängig vom hydraulischen Gradient des Grundwassers im Festgesteinsgrundwasserleiter entlang vorhandener Klufflächen und heterogen verzweigter Gaskanäle aus. Der gasförmige Transport des Sauerstoffs wird an einigen Überwachungsmessstellen im Innen- und Außenring mit dem sprunghaften Anstieg des Redoxpotentials auf etwa 350 mV und der Sauerstoffkonzentration auf Sättigungskonzentrationen von 50 - 60 mg-O₂/l deutlich. Die Abbildung 9 reflektiert die Änderungen der Milieuparameter an der Messstelle IR2.

Die bereits in Versuchsphase 1 beobachteten Milieuänderungen im Überwachungspunkt IR2-30.0 lassen sich auf den Gaseintrag in den unteren Eintragshorizont (IL-36.2) zurückführen. Demgegenüber waren die Milieuänderung im Überwachungspunkt IR2-12.0 mit Beginn der Versuchsphase 2 festzustellen, so dass die Reaktion mit dem Gaseintrag in das obere Eintragselement (IL-18.2) korreliert (siehe Abb. 9). Im mittleren Horizont der Messstelle verblieben die Milieuwerte unverändert, so dass bisher offensichtlich weder gasförmiger noch gelöster Sauerstoff den Überwachungspunkt erreicht hat.

Anhand der auch im Außenring (AR2-13.9) detektierten charakteristischen Milieuänderung wird deutlich, dass mit dem O₂-Eintrag in den oberen Horizont (IL-18.2) das Gas im GWL über eine Entfernung von > 20 m mit einer signifikanten Horizontalkomponente transportiert wird.

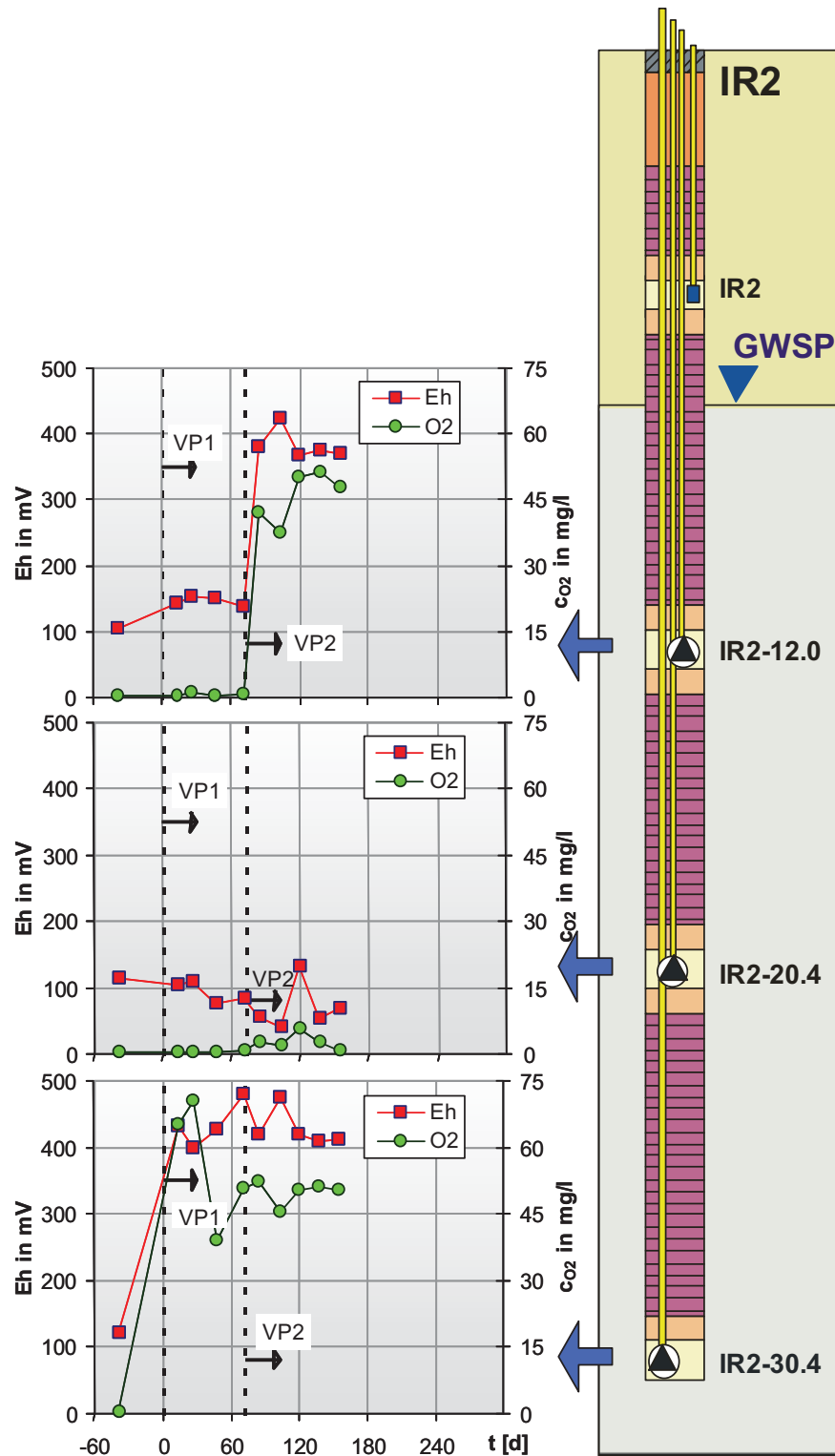


Abbildung 9 Milieuentwicklung in der Messstelle IR2

Die Abb. 10 zeigt die Beschaffenheitsentwicklung im Überwachungspunkt IR2-30.4. Deutlich sichtbar ist der TOC Konzentrationsrückgang von 300 auf etwa 5 mg/l. Sinkende NH_4^+ - und steigende NO_3^- Konzentrationen indizieren die Nitrifikation. Somit konnten am Überwachungspunkt IR2-30.4 die Zielprozesse der Stimulation im Feld überzeugend nachgewiesen werden.

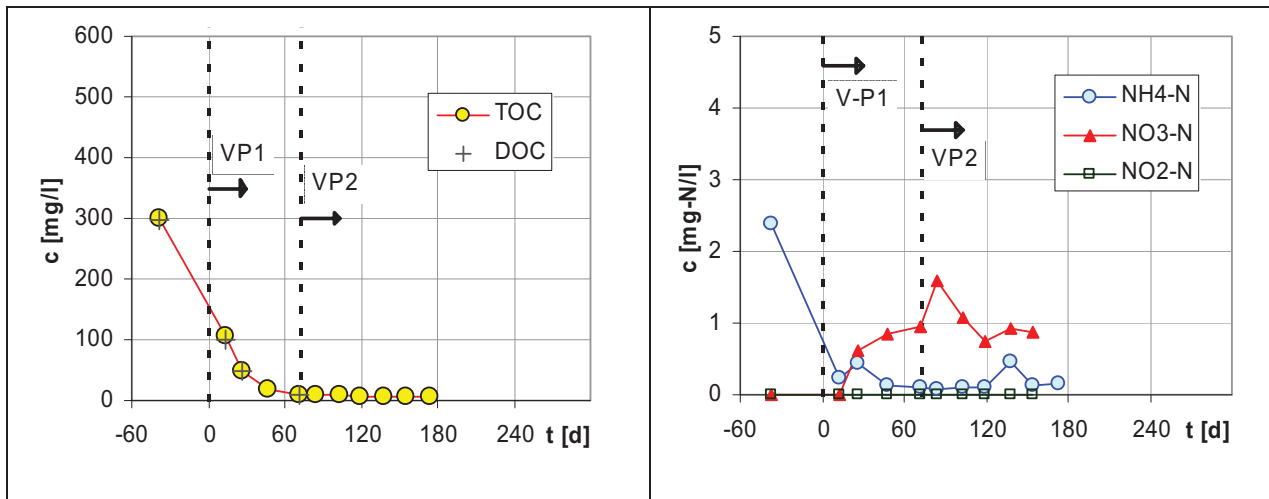


Abbildung 10 Konzentrationsentwicklung von C und N am Überwachungspunkt IR2 -30.0

Zur Steuerung des Einflussbereiches der Injektionslanze und der Menge des Oxidationsmittels soll im Weiteren als Trägergas für den Sauerstoff Luft eingesetzt werden. Luft eignet sich hierfür in besonderem Maße, weil es neben dem inertem Anteil (Stickstoff) bereits einen Anteil Oxidationsmittel (Sauerstoff) besitzt, so dass in Abhängigkeit der benötigten Sauerstoffkonzentration der Sauerstoffanteil nur zudosiert werden muss. Neben dem Vorteil der Steuerung ergibt sich gleichzeitig ein reduzierter Einsatz des Oxidationsmittels Sauerstoff.

Bodenluft:

An den 7 Bodenluftmessstellen werden die Bodenluftanteile O_2 , CH_4 , CO_2 und H_2S vor Ort mit dem Probenahmesystem meta BLPS 304-II der Fa. Meta bestimmt. Die Gaszusammensetzung ist dabei durch die im Deponiekörper und in der darunterliegenden Aerationzone ablaufenden, anaeroben Abbauprozesse mit bedeutender Methan- und der CO_2 -Bildung gekennzeichnet.

Das Verhältnis zwischen Methan und Kohlendioxid lag zu Versuchsbeginn bei etwa 2,0; wobei die Messwerte (CH_4 (18 - 50 Vol-%) und CO_2 (15 - 30 Vol-%)) eine große Bandbreite aufwiesen. Der Sauerstoffanteil war nahe 0 Vol-% (siehe Abb. 11). Der nichtanalytierte Anteil der Bodenluft, der dem Stickstoff zugeordnet wurde, wies einen ebenfalls großen Wertebereich, im Mittel etwa 45 Vol-%, auf.

In der Versuchsphase 1 ließ sich ein Anstieg der CH_4 - und der CO_2 -Anteile verzeichnen, wobei das Verhältnis der beiden Gase weitgehend unverändert blieb. Am O_2 -Anteil konnten keine Veränderungen festgestellt werden, so dass es für den Bilanzraum in dieser Versuchsphase keinen Nachweis zu Gasaustritten über die Grundwasseroberfläche in die Aerationzone gibt. Somit ist davon auszugehen, dass der eingetragene Sauerstoff im Grundwasserleiter eingespeichert und verbraucht werden konnte.

Die Änderungen der Bodenluftzusammensetzung sind in der derzeit laufenden Versuchsphase 2 indifferent. In den Messstellen IR1, IR2, AR2, AR3 wurde ein weiterer Anstieg des CO₂-Anteils auf teilweise > 40 Vol-% bei Rückgang des Methananteils, der auf eine Methanoxidation hinweist, beobachtet. In den Messstellen IR1 und AR2 ließen sich nach 154 Versuchstagen (82 d nach Beginn der Versuchsphase 2) nennenswerte O₂ Konzentrationen (> 10 Vol-%) nachweisen (siehe Abb. 11).

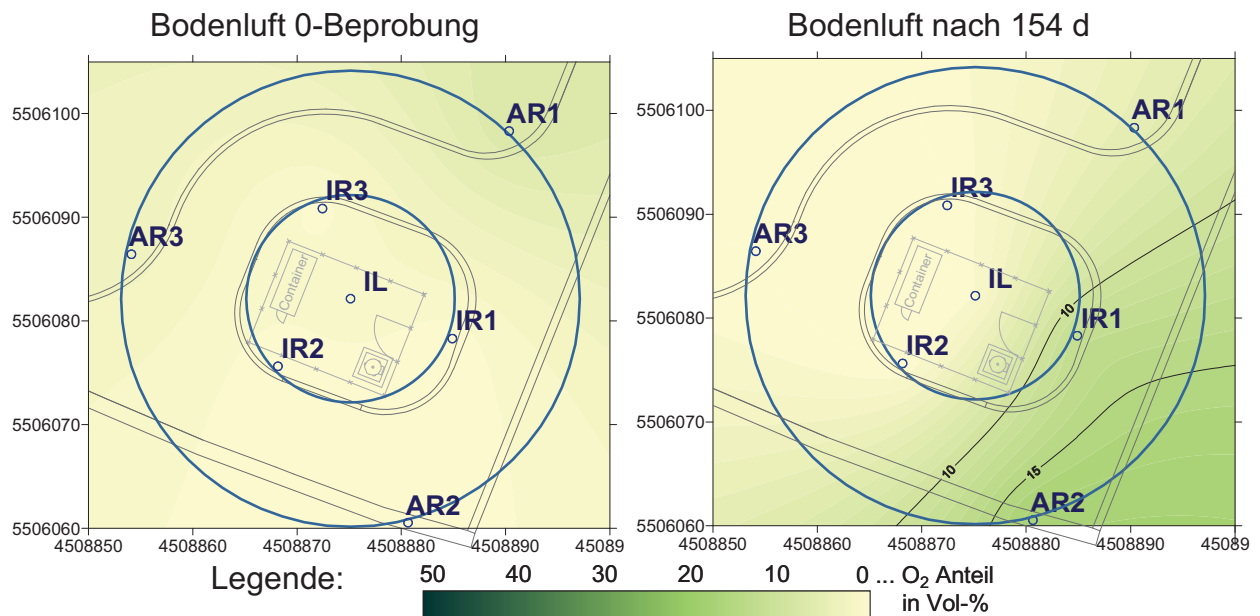


Abbildung 11 Sauerstoffanteil der Bodenluft in Vol-%

4 Zusammenfassung

Die bisherigen Überwachungsdaten aus den regelmäßigen Beprobungen der Grundwassermessstellen im Quell- und Abstrombereich der Deponie zeigen, dass die derzeit anaeroben Stoffwandlungsprozesse nicht ausreichen (Limitation von Elektronenakzeptoren oder -donatoren), eine Gefährdung von Schutzgütern, insbesondere des noch ungeschädigten Grundwassers und der Grundwasserfassung der Stadtwerke Weiden auszuschließen.

Mit dem Eintrag eines Oxidationsmittels lassen sich hingegen die natürlichen Selbstreinigungsprozesse nachweislich stimulieren und das Gefährdungspotential des Grundwasserschadens signifikant reduzieren. Anhand laborativer Voruntersuchungen konnte die Wahl des gasförmigen Oxidationsmittels getroffen werden.

Die ersten Ergebnisse des Feldversuchs verdeutlichen die Anwendbarkeit eines gasförmigen Eintrags von Reaktanten in einen Festgesteinsgrundwasserleiter. Im Gegensatz zum Lockergestein lässt sich in diesem Versuch durch den realisierten Ausbau der Gasinjektionslanze kein vertikaler Gasaufstieg im unmittelbaren Bohrlochumfeld feststellen. Somit kann der Sauerstoff über Entfernungen von >20 m lateral transportiert

werden. Die Überwachung der Bodenluft zeigte bisher, dass die Gaseinspeicherung und der Gasverbrauch im Grundwasserleiter gegenüber der Ausgasung in die Aerationzone dominieren. Die in die gesättigte Grundwasserzone eingespeicherten Gasvolumina werden durch den Phasenübergang Gas - Wasser ins geschädigte Grundwasser eingelöst und infolge der ablaufenden, oxidativen Prozesse verbraucht. An einem Überwachungspunkt konnten die Zielprozesse TOC Abbau und Nitrifikation bereits festgestellt werden.

5 Literatur

- | | | |
|----------------------------------------------------------|------|---------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| Luckner L., Luckner Th.,
Schinke R. | 2004 | Natural Attenuation in der Deponienachsorge, in Stegmann R., Rettenberger G., Bidingmaier W., Ehrig H.-J., Fricke K. (Hrsg.), Deponietechnik 2004, 4. Hamburger Abfallwirtschaftstage, Verlag Abfall aktuell, Stuttgart, ISBN 3-9808180-5-5 |
| H. Ehbrecht, L. Luckner | 2004 | BIOXWAND - Entwicklung und Erprobung einer Bio-oxidationswand im Abstrom eines hoch mit Ammonium kontaminierten Grundwasserleiters, Forschungsbericht, Berliner Wasserbetriebe, Berlin, Februar 2004. |
| Schinke R., Luckner Th. | 2005 | Gaseintrag in den Grundwasserschadensbereich der Deponie Weiden-West; Hrsg. DECHEMA e.V., ISBN 3-89746-071-X; 2005 |
| Th. Luckner, L. Luckner,
W.D. Sondermann, B.
Hejma | 2006 | Grundlagen zum Umgang mit deponiebürtigen Grundwasserschäden; Altlastenspektrum, Erich Schmidt Verlag; ISSN 0942-3818; 15. Jg.; Feb. 06 |

Anschrift der Verfasser

R. Schinke	Dr. Th. Luckner
Telefon +49 (0)351 / 40 50 671	Telefon +49 (0)351 / 40 50 666
Email rschinke@dgfz.de	Email tluckner@dgfz.de
DGFZ Dresdner Grundwasserforschungszentrum e.V.	
Meraner Str. 10; D-01217 Dresden	
Website: www.dgfz.de	

Der Beitrag entstand im Rahmen des vom BMBF geförderten und von der Stadt Weiden i.d. OPf. cofinanzierten Projektes (Förderkennzeichen: 0330502) mit dem Titel

„Stimulation der natürlichen Selbstreinigungsprozesse in der Aeration- und Grundwasserzone unter der stillgelegten Deponie Weiden-West zur Unterbindung der Gefährdung der Schutzgüter im Grundwasserabstrom der Deponie“.

Dem Projektträger des BMBF und BMWi und der Stadt Weiden i. d. OPf. sei für die Unterstützung gedankt.

Abfallforschungstage 2006 www.wasteconsult.de

Standortsbeurteilung auf Deponien mithilfe der Vegetationsökologie

Johannes Tintner und Brigitte Klug

Institut für Abfallwirtschaft bzw. Institut für Botanik, Universität für Bodenkultur, Wien

Habitat assessment on landfill sites by vegetation ecology

Abstract

It is well known that plant species occur only on specific sites that match their environmental demands. Especially landfill sites create a number of very different habitats. Parameters like the seed bank in the soil, seed rain and seed dispersal, but mainly different top covers (material and/ or thickness of layer), gas emissions, and leachate produce a highly inhomogenous, small scale pattern of habitats. By mapping the vegetation this pattern is displayed for a certain period of time, which is definitely longer than obtained by results of conventional chemical or physical parameters. This paper presents the vegetation analysis of two landfill sites. The vegetation was mapped and mean indicator values were calculated for each area. Modified indicator values of Karrer et al. (based on ELLENBERG ET AL., 1992) were used. Furthermore, the life-spans of the species were evaluated at a rough scale. These studies allowed different statements about the actual distribution of habitats on the landfills.

Abstract deutsch

Es ist allgemein bekannt, dass Pflanzen nicht über den Raum gleichverteilt wachsen, sondern dass sich Arten auf gewissen ihnen zusagenden Standorten konzentrieren. Insbesondere Deponien sind meist in ihren standörtlichen Eigenschaften sehr heterogen. Einflüsse wie Samenvorrat, -nachschieb und -verteilungsmöglichkeiten vor allem aber unterschiedliche Abdeckstärken, unterschiedliches Abdeckmaterial, Gasemissionen oder Sickerwasser schaffen ein sehr kleinräumiges Muster. Mithilfe vegetationsökologischer Aufnahmen können diese Muster meist genauer wiedergegeben werden als mit chemischen oder physikalischen Punktmessungen. Präsentiert wird die vegetationskundliche Bearbeitung zweier Deponiestandorte in Ostösterreich. Es wurde jeweils die Vegetation kartiert und für die kartierten Flächen gemittelte Zeigerwerte errechnet. Als Zeigerwerte wurden die für den pannonischen Raum modifizierten Zeigerwerte von Karrer et al. verwendet, die auf ELLENBERG ET AL., 1992 basieren. Weiters wurden die Daten zur Lebensdauer der Arten mit einer groben Skala ausgewertet. Dadurch konnten verschiedene Aussagen über die aktuelle Standortssituation auf beiden Deponien getroffen werden.

Keywords

Deponie, Habitatbeurteilung, Vegetationsökologie, Zeigerwerte, Störungszeiger, landfill sites, habitat assessment, vegetation ecology, indicator values, indicator of disturbance

1 Einleitung

Die Verbreitung von Pflanzen ist von zahlreichen Faktoren abhängig. Zum einen spielen klimatische Einflüsse eine wesentliche Rolle, zum anderen sind substratbezogene Parameter entscheidend. Selbstverständlich gibt es auch mehr oder weniger zufällige Einflüsse wie beispielsweise den Samennachschub, der durch das Vorkommen von Artgenossen in benachbarten Flächen bzw. durch die Verbreitungsstrategie (Wind, Wasser, Tiere, etc.) der Art maßgeblich beeinflusst wird. Für einige besonders wichtige, klimatische und substratbezogene Parameter existieren Zeigerwerte für sämtliche Pflanzen Mitteleuropas (ELLENBERG ET AL., 1992). Für die Beurteilung eines konkreten Standortes sind die klimatischen Einflüsse weniger bedeutsam. Man kann sich daher auf die statistische Auswertung der Faktoren Nährstoff (N- Zahl), Feuchtigkeit (F- Zahl) und Bodenreaktion (R- Zahl) beschränken.

Gerade auf Deponien stellt sich oftmals das Problem, dass Parameter wie Verdichtungsgrad, Art und Mächtigkeit der Abdeckschicht, Gasemissionen, Sickerwasseranfall oder Materialbewegungen lokal stark variieren.

Mithilfe von Vegetationsaufnahmen kann eine Vegetationskarte erstellt werden, die Flächen mit ähnlichen Standortfaktoren ausweist. Der Vorteil liegt einerseits in der flächendeckenden Aussagekraft, die durch die Erhebung von Punktdaten oft nur mit großer Unsicherheit möglich ist. Zum anderen geben die Ergebnisse eine Mittelung über die durchschnittliche Lebensdauer der Vegetationsgesellschaft wieder, während chemische oder physikalische Parameter meist auch zeitlich nur Punktmessungen darstellen. Insbesondere für Fragen der Rekultivierung und Nachsorge ist es meist viel entscheidender, wie die chemischen und physikalischen Parameter in ihrer Gesamtheit und in ihrer Gesamtheit auf die Vegetation wirken. Die Bedeutung des punktuellen Messwertes, worauf die Einhaltung von Grenzwerten basiert, tritt hier in den Hintergrund.

2 Material, Methoden

Bei einer Vegetationsaufnahme wird zuerst eine Probenfläche ausgewählt. Diese Fläche muss einen homogenen Bereich der Vegetation umfassen und so groß sein, dass alle Pflanzenarten des homogenen Bereichs in der Aufnahme erfasst werden. Die Habitatbedingungen müssen auf der ganzen Fläche gleich bleiben (PFADENHAUER, 1997). Richtwerte für Aufnahmegrößen können aus der Erfahrung angegeben werden und sind vom Vegetationstyp abhängig. Für Mähwiesen liegt die Aufnahmegröße zwischen 10 und 25 m², für Segetal- (Acker-) und Ruderalfluren sind meist mehr als 25 m² nötig (WESTHOFF, V.D. MAAREL, 1973).

Bei der Erhebung werden sämtliche Arten der Fläche notiert und mit ihrer Deckung gewichtet. Für die Abschätzung der Deckung wurde eine Kombination der Skalen von

Londo und Braun-Blanquet gewählt (BRAUN-BLANQUET, 1964, LONDO, 1976). Die Skala erlaubt besonders im Bereich mit geringer Deckung eine sehr hohe Auflösung. Da besonders bei frühen Sukzessionsstadien (d. h. am Anfang der Entwicklung einer Pflanzengemeinschaft) die Artenzahl enorm hoch sein kann, decken die einzelnen Arten oft nur wenig. Daher hat sich diese Skala gerade bei Sukzessionsbeobachtungen bewährt:

r	-	1-3 Exemplare (rarus = selten)
+	-	mehrere Exemplare, aber kaum deckend
0.1	-	< 1 % Deckung
0.2	-	1 – 3 % Deckung
0.4	-	3 – 5 % Deckung
1	-	5 – 15 % Deckung, oder weniger deckend, aber hohe Individuenzahl
2	-	15 – 25 % Deckung, oder weniger deckend, aber hohe Individuenzahl
3	-	25 – 35 % Deckung
4	-	35 – 45 % Deckung
5	-	45 – 55 % Deckung
6	-	55 – 65 % Deckung
7	-	65 – 75 % Deckung
8	-	75 – 85 % Deckung
9	-	85 – 95 % Deckung
10	-	95 – 100 % Deckung

Bei der Datenauswertung wurde auf die in der Pflanzensoziologie übliche Gliederung der Aufnahmen nach pflanzensoziologischen Artengruppen verzichtet, da sie mehr oder weniger infolge ökologisch ähnlicher Ansprüche der Arten entstehen und einer ökologische Gruppierung der Vorrang gegeben werden sollte. Daher wurde eine direkte Auswertung der Zeigerwerte nach ELLENBERG ET AL., 1992, vorgenommen. Ellenberg ermittelte Zeigerwerte für sämtliche Pflanzen Mitteleuropas, und zwar zum einen klimatische (Lichtzahl, Temperaturzahl, Kontinentalitätszahl) zum anderen edaphische, also substratbezogene. Da für die Standortserkundung hauptsächlich diese von Interesse sind, werden die klimatischen nicht weiter besprochen.

Folgende Werte wurden zur statistischen Auswertung herangezogen: Bodenfeuchte – wiedergegeben in der F- Zahl, Bodenreaktion (R- Zahl), Nährstoff (N- Zahl). Diese sind wie folgt definiert:

F- Feuchtezahl

- 1 Starktrockniszeiger
 - 2 zwischen 1 u. 3 stehend
 - 3 Trockniszeiger
 - 4 zwischen 3 u. 5 stehend
 - 5 Frischezeiger, Schwergewicht auf mittelfeuchten Böden
 - 6 zwischen 5 u. 7 stehend
 - 7 Feuchtezeiger, Schwergewicht auf gut durchfeuchteten, aber nicht nassen Böden
 - 8 zwischen 7 u. 9 stehend
 - 9 Nässezeiger, Schwergewicht auf oft durchnäßigten (luftarmen) Böden
 - 10 Wechselwasserzeiger, Wasserpflanze, die längere Zeit ohne Wasserbedeckung des Bodens erträgt
 - 11 Wasserpflanze, zumindest zeitweise über der Oberfläche, oder Schwimmpflanze
 - 12 Unterwasserpflanze
- ~ Zeiger für starken Wechsel
= Überschwemmungszeiger
x indifferent gegenüber Feuchtigkeit

R- Reaktionszahl (Reaktionszahl ist NICHT gleich pH-Wert!)

- 1 Starksäurezeiger
 - 2 zwischen 1 u. 3 stehend
 - 3 Säurezeiger
 - 4 zwischen 3 u. 5 stehend
 - 5 Mäßigsäurezeiger, auf stark sauren bis alkalischen Böden selten
 - 6 zwischen 5 u. 7 stehend
 - 7 Schwachsäure- bis Schwachbasenzeiger, niemals auf stark sauren Böden
 - 8 zw.7 u. 9 stehend, d.h. meist auf Kalk zeigend
 - 9 Basen- und Kalkzeiger, stets auf kalkreichen Böden
- x indifferent gegenüber der Bodenreaktion

N- Stickstoffzahl

- 1 stickstoffärmste Standorte anzeigend
 - 2 zwischen 1 u. 3 stehend
 - 3 auf N-armen Standorten häufiger als auf mittelmäßigen
 - 4 zwischen 3 u. 5 stehend
 - 5 mäßig N-reiche Standorte anzeigend
 - 6 zwischen 5 u. 7 stehend
 - 7 an N-reichen Standorten
 - 8 ausgesprochener Stickstoffzeiger
 - 9 an übermäßig N-reichen Standorten konzentriert
- x indifferent gegenüber dem Nährstoffgehalt des Bodens

Gemäß dem Gesetz der relativen Standortskonstanz nach Walter (WALTER, BRECKLE, 1991) gelten die Zeigerwerte nur für jenes Gebiet, indem sie erstellt wurden. In anderen Gebieten verändern sie sich entsprechend den klimatischen Randbedingungen. Da die beiden Deponien in pannonischen Bereich Ostösterreichs liegen, wurden für die Auswertung daher die von Karrer modifizierten Ellenberg'schen Zeigerwerte verwendet (z. B.: KARRER, KILIAN, 1990).

Es wurden nun für sämtliche Arten, die in einer Aufnahme fläche vorkamen, ihre Deckungsgrade mit der oben beschriebenen Skala erhoben. Für die edaphischen Zeigerwerte wurden gewichtete Mittelwerte errechnet, wobei die Deckungsgrade als Gewichte verwendet wurden. Die Einträge „x“ (indifferent) oder „0“ (ohne Zeigerwert, wie z. B. bei Zierpflanzen oder Arten, die noch nicht ausreichend erforscht wurden) wurden nicht miteinbezogen (und deren Deckungswert der Gesamtdeckung abgezogen). Bei jedem gemittelten Zeigerwert wird aber angegeben, wieviel Prozent der Deckung von Pflanzen mit Zeigerwerten ungleich „0“ oder „x“ stammen. Darüber hinaus wurde die Standardabweichung des gemittelten Zeigerwertes errechnet. Damit kann abgeschätzt werden, wie homogen die Vegetation der Fläche zusammengesetzt ist. Insbesondere Mikrohabitatunterschiede können so erkannt werden.

Außerdem wurde der Prozentsatz an Arten ermittelt, die wechselfeuchte Bedingungen bzw. staunasse Bereiche anzeigen.

Schließlich wurde errechnet, wieviel Prozent der Fläche von ein-, zwei-, mehrjährigen oder holzigen Arten bedeckt sind.

Auf Basis der Vegetationsaufnahmen wurden dann die Deponieflächen (bzw. Teile davon) kartiert. Die Flächen wurden in homogene Teilflächen unterteilt. Diese wurden einer bestimmten Vegetationsaufnahme zugeordnet. Wenn sich nur geringe Unterschiede ergaben, wurden diese Unterschiede zusätzlich erhoben und anschließend rechnerisch berücksichtigt. Auf Flächen, die nur von wenigen hochdominanten Arten bewachsen waren, wurden nur diese Arten notiert (Das war bei jungen Anhäufungen von Erde oder Müll auf der Oberfläche der Abdeckschicht der Fall, die kaum von Interesse für die Interpretation der Emissionen bzw. der Deponiestandortsbedingungen sind, da sie nur durch Probenahmen zustande gekommen waren).

Da nun jeder Fläche gemittelte Zeigerwerte zugeordnet wurden, konnten auf dieser Basis Flächen mit gemeinsamen Charakteristika ausgewiesen werden, beispielsweise Flächen mit einem Anteil an Wechselfeuchtezeigern größer 10 % oder Flächen mit einer F-Zahl kleiner/ gleich 4. Schließlich können auch bestimmte Zeigerarten speziell herausgegriffen werden und beispielsweise Flächen ausgewiesen werden, wo *Elymus repens* (Quecke) einen Deckungsgrad größer 3 % erreicht.

Kurze Charakteristik der beiden Deponiestandorte

Die eine größere Deponie liegt im Osten der Stadt Wien. Es herrscht ein pannonisches Klima, der Jahresniederschlag im besonders trockenen Jahr 2003 lag bei 374 mm (Station Donauefeld der Zentralanstalt für Meteorologie und Geodynamik, Jahrbuch 2003). Der Jahresmittelwert der 14 Uhr- Temperatur betrug 15,2 °C, das Maximum 30,3 °C. Der kartierte Bereich befindet sich am östlichen Randwall, der aus verfestigter Müllverbrennungsschlacke besteht. Da das angrenzende Marchfeld morphologisch flach ist, stellt die Deponie die höchste Erhebung dar. Entsprechend verstärkt sind die Einflüsse von Wind und Sonneneinstrahlung. Die Temperatur der obersten Bodenschichten kann daher leicht 50 °C überschreiten. Der Untergrund besteht, wie erwähnt, aus verfestigtem Schlackenbeton, auf dem Erdmaterial aufgebracht wurde. Aufgrund der Neigung von stellenweise 30° und mehr wurde und wird dieses allerdings teilweise in beträchtlichem Ausmaß verfrachtet, sodass unterhalb der Bermen die Erdauflage bis zum völligen Verschwinden ausdünnen kann. Als Rekultivierungsmaßnahme wurde eine Saatgutmischung aufgebracht, die großteils an eher trockene Standorte angepasste Arten enthält. Außerdem wurden zahlreiche Sträucher und einige Bäume gepflanzt. Die Flächen werden zweimal im Jahr gemäht.

Die zweite Deponie liegt im Südosten Niederösterreichs am Fuße des Leithagebirges zwischen den Ortschaften Mannersdorf und Hof am Leithagebirge. Es herrscht ebenfalls pannonisches Klima, der Jahresniederschlag lag 2003 bei 399 mm (Station Schwechat der Zentralanstalt für Meteorologie und Geodynamik, Jahrbuch 2003). Der Jahresmittelwert der 14 Uhr-Temperatur betrug 14,4 °C, das Maximum: 29,2 °C. Das Deponiegelände befindet sich in einem alten Steinbruch. Bis 1995 wurde auf der Deponie überwiegend kommunaler Restmüll abgelagert, wobei sich die Deponiefläche in zwei Verfüllabschnitte gliedert, die nacheinander befüllt wurden. Als Abdeckung diente Aushubmaterial. Die Durchlässigkeit ist gering, es konnten über der Abdeckung kaum signifikante Deponiegasemissionen gemessen werden. Rund um die mehr oder weniger ebene Plateaufläche, die kartiert wurde, schließt zum größten Teil Eichen- Hainbuchen-Wald an, an einigen Stellen reicht Halbtrockenrasen bis an den Zaun des Deponiegeländes. An wenigen Stellen grenzen noch kleinere Abbrüche des ehemaligen Steinbruchs die Deponiefläche ab. Auf der Deponie selbst befinden sich zum einen ein abgegrenztes Versuchsfeld, das nicht kartiert werden konnte, zum anderen eine Versuchsanlage zur In-situ-Aerobisierung eines Teiles des Deponiekörpers. Im Zuge dieses Versuches wurden in den letzten beiden Jahren mehrere Bohrlöcher gegraben. Dadurch kam es kleinräumig immer wieder zu Vegetationsstörungen, die sich auch in der Kartierung wieder finden.

3 Ergebnisse

Auf beiden Deponien ließen sich mithilfe der Vegetationsanalysen Sukzessionsfolgen ablesen. Diese sind allerdings weniger mit dem Zeitpunkt gekoppelt, an denen die Flächen zum ersten Mal besiedelt wurden, sondern deuten eher auf episodische oder periodische Störungen des Standortes hin. Auf der Wiener Deponie zeigt sich, dass auf den obersten Hangbereichen einjährige Arten mit Deckungsgraden größer 50 % dominieren. Zwar sind diese Bereiche wohl die jüngsten, allerdings eindeutig älter als ein Jahr. Tatsächlich sind aber diese Bereiche am stärksten von extremen Witterungseinflüssen betroffen. Durch die erhöhte Steigung verfrachtet sich auf diesen Flächen auch die Erdauf-lage am stärksten nach unten. Die Vegetationsperiode gliedert sich in zwei Teile. Von April bis Juni entfalten sich sehr kurzlebige Arten, die im Winter keimen können und rasch ihren Lebenszyklus abschließen können. Erst im Frühsommer entwickeln sich die sommerkeimenden Einjährigen aus der Familie der Gänsefußgewächse (*Chenopodiaceae*) bzw. die Wiener Rauke (*Sisymbrium loeselii*, die auch bereits im Frühjahr auftritt). Dazwischen sind die Flächen meist braun. Diese beiden Vegetationsdecken sind aus Sicht des Erosionsschutzes ziemlich unwirksam, da das ausgebildete Wurzelsystem verhältnismäßig kümmerlich ist. Über eine Vegetationskarte konnte schnell gezeigt werden, welche Stellen von diesem Problem besonders betroffen sind. An den Unterhängen schließen Pflanzengesellschaften an, die von kurzlebigen Arten dominiert sind, die ihren Lebenszyklus normalerweise in zwei, unter Stressbedingungen aber auch in einem Jahr abschließen können. Auch diese Arten sind als Erosionsschutz unbrauchbar.

In der Kartierung kann dieser Effekt zum einen in der Verteilung der Lebensdauer visualisiert werden. Zum anderen sind die einjährigen und zweijährigen Arten auch weniger auf Feuchtigkeit angewiesen als die mehrjährigen Arten, die auf den weiter unten gelegenen Hangbereichen dominieren. Somit zeigt sich der Vegetationsunterschied auch in der Karte mit Flächen, deren gemittelte Feuchtezahl einen Wert kleiner/ gleich 4 erreicht.

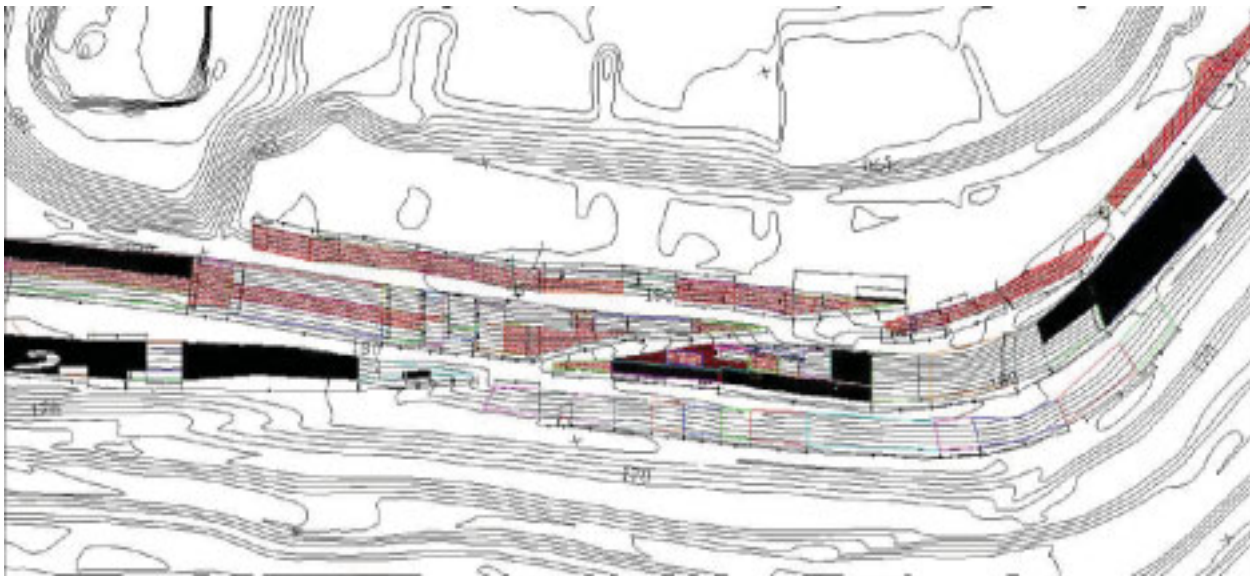


Abbildung 1 heller markiert sind Flächen, in denen einjährige (annuelle) Arten einen Deckungsgrad größer 50 % erreichen, in dunkel markierten Flächen erreichen zweijährige (bienne) Arten einen Deckungsgrad größer 40 %

Wo die Schlacke zu knapp an der Oberfläche ansteht, kommt auch ein direkt wuchshemmender Effekt zum Tragen. Im Keimversuch zeigte sich eindeutig, dass Schlacke als Keimsubstrat ungeeignet ist und die gekeimten Pflanzen darüber hinaus in der Entwicklung klar zurückbleiben.

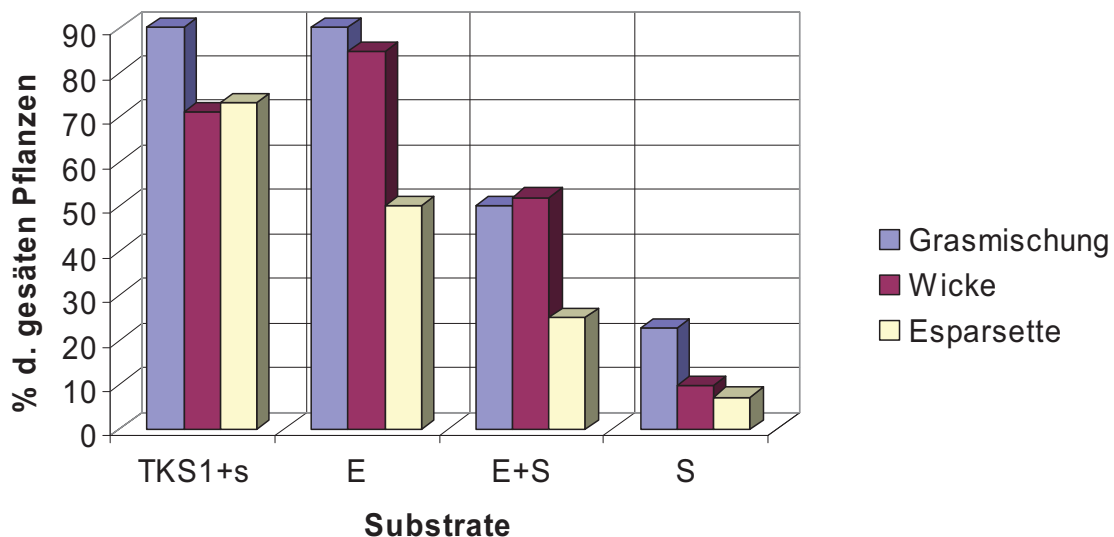


Abbildung 2 Keimerfolg verschiedener Pflanzen auf verschiedenen Substraten

Die Graphik stellt den Keimerfolg nach 20 Tagen Anzucht im Glashaus und weiteren 45 Tagen bei Freilandaufstellung von drei Vegetationstypen dar. Als Grasmischung wurde tatsächlich ausgesäte Trockenmischung getestet. Weiters wurden Wicken (*Vicia* sp.) und Esparsette (*Onobrychis viciifolia*) verwendet. Als Substrate wurden zwei Referenzsubstrate herangezogen (TKS1+s = Torf-Kultursubstrat mit Sand gemischt, E = Erde).

Weiters wurde Erde mit Schlacke gemischt (E+S im Verhältnis 1:1) und schließlich Schlacke alleine getestet (S). Es zeigte sich, dass in den Referenzsubstraten Erde und TKS1+s über 80 % der Grassamen sowie 60 – 80 % der Wicken bzw. 50 - 70 % der Esparsetten ohne besonders aufwändiges Gießen auch die heißen trockenen Tage zu Sommerbeginn überlebten. In Schlacke konnten nur etwa 20 % der gesäten Gräser und jeweils unter 10 % der gesäten Wicken und Esparsetten überleben.

Als weiterer Parameter wurde die durchschnittliche Gesamthöhe der Pflanzen bei Versuchsende herangezogen.

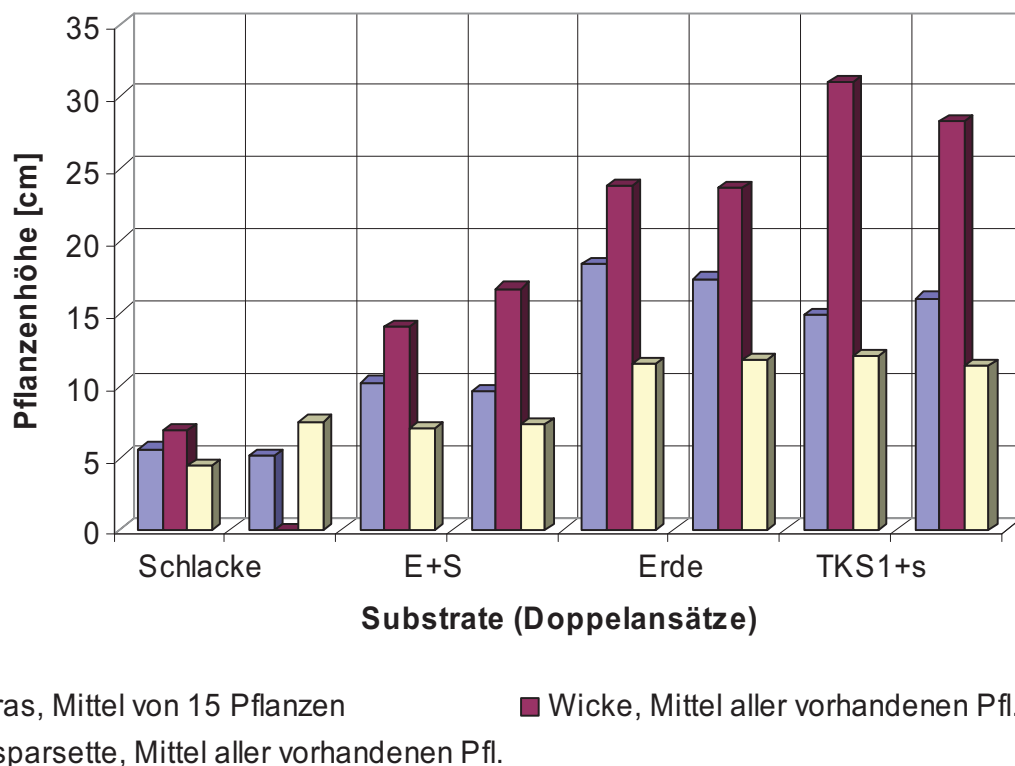


Abbildung 3 Wuchserfolg verschiedener Pflanzen auf verschiedenen Substraten

Hier zeigt sich der wuchshemmende Effekt eindeutig. Während die überlebenden Gräser und Esparsetten in der Schlacke kaum eine mittlere Höhe von 5 cm erreichen konnten, waren die Gräser in den schlackefreien Varianten zwischen 14 und 17 cm hoch, die Esparsetten knapp über 10 cm hoch, und die Wicken zwischen 23 und 30 cm.

Auf der zweiten Deponie konnten anhand der Verteilung der Lebensdauer zwei Bereiche unterschiedlichen Alters kartographisch getrennt werden.

Die dicht schraffierten Flächen sind durch eine Vegetationsaufnahme abgesichert. Die schwach schraffierte Fläche umfasst die in Kap. 2 erwähnte Versuchsfläche, zu der kein Zutritt möglich war, sodass die Vegetation nur von außen abgeschätzt werden konnte. Dem Augenschein nach dürfte sie aber mit den angrenzenden Flächen vergleichbare Standortsbedingungen teilen.



Abbildung 4 markiert sind Flächen, in denen bienen (zweijährige) Arten einen Deckungsanteil größer 10 % erreichen

Tatsächlich wurde die Deponie in zwei Abschnitten befüllt, wobei der ältere Teil (im Bild rechts oben) ziemlich exakt dort aufhört, wo der Biennenanteil stark zurückgeht. Das Abdeckmaterial des älteren Teils dürfte weniger stark verdichtet und undurchlässig sein, als jenes, das auf dem neueren Teil aufgebracht wurde. Die Flächen im neueren Teil mit höherem Anteil an bienen Arten erklären sich durch punktuelle Störungen im Zuge von Probenahmen (s. Kap. 2). Dabei wurde die Fläche mit schwereren Maschinen befahren, die teilweise die Vegetationsdecke zerstörten. Dort entwickelte sich eine relativ natürliche Sukzession, die nach zwei Jahren größtenteils das Biennenstadium erreicht hatten. Wo die Vegetationsdecke nicht massiv zerstört wurde, blieb die Vegetation in einem mehrjährigen Stadium, das von Arten dominiert wird, die wechselfeuchte Bedingungen anzeigen. Derartige Bedingungen finden sich nur in den Randbereichen im älteren Teil. Als eine der dominantesten Arten ist hier die Quecke (*Elymus repens*) zu nennen, die auf vielen Deponien eine wichtige Rolle spielt. Durch ihr flaches, weit verzweigtes Wurzelwerk kann die Art Emissionen scheinbar gut ausweichen. Die Art ist in Dominanzgesellschaften anderer Arten (z.B. von Schilf – *Phragmites australis* oder Landschilf – *Calamagrostis epigejos*) im Unterwuchs stark vertreten, kommt aber auch unter gewissen Bedingungen selbst zur Dominanz.

Auch auf der anderen Deponie kennzeichnet die Quecke Bereiche, die weniger stark gestört sind. Sie kann hier wohl als eine der ersten mehrjährigen Arten gelten, die sich überhaupt etablieren können. Selbstverständlich wirkt das Wurzelwerk bereits deutlich besser als Erosionsschutz als, wie erwähnt, jenes, der einjährigen oder zweijährigen Arten. Gerade bei geringen Auflagemächtigkeiten scheint sich das relativ flache Geflecht aus Ausläufern zu bewähren. Bei direktem Kontakt mit Schlacke konnte sich allerdings auch diese Art nicht durchsetzen. Andere bekannte Ruderalarten, wie die Acker- Kratzdistel (*Cirsium arvense*) oder Ampferarten (*Rumex* sp.) kommen allerdings erst auf deutlich tiefgründigeren Flächen verstärkt auf. Dieser Effekt zeigt sich auf beiden Deponien gleichermaßen.

Die gemittelten Zeigerwerte variieren auf den beiden Deponiestandorten stark. So liegt auf der Wiener Deponie der niedrigste Wert der F-Zahl bei 3,1, der höchste bei 9,6. Der Wert von 5 wird allerdings nur in 3 von 33 Vegetationsaufnahmen überschritten. Dies belegt die grundsätzlich trockenen Verhältnisse. Lokal scheinen aber über bevorzugte Wasserwegigkeiten höhere Feuchtegehalte aufzutreten. Die N-Zahl variiert von 3,2 bis 7,1, wobei nur 3 Werte kleiner 5,0 sind.

Auf der zweiten Deponie variiert bei 21 Vegetationsaufnahmen die F-Zahl von 4,2 bis 5,6, ein Wert liegt bei 9,3. Die N-Zahl variiert von 4,8 bis 7,1. Auf den angrenzenden Halbtrockenrasen wurden ebenfalls Vegetationsaufnahmen durchgeführt. Die gemittelten Zeigerwerte unterscheiden sich statistisch signifikant von den Aufnahmen auf der Deponiefläche.

Die relativ hohe Variabilität weist klar darauf hin, dass eine Deponie niemals als ein einziger Standort betrachtet werden darf, da sich die Substratverhältnisse oft recht kleinräumig stark verändern können.

Neben den verwendeten Zeigerwerten spiegelt sich auch der Parameter Salzbelastung in der Vegetation wieder. Hier dürften allerdings nicht nur Veränderungen der Artenzusammensetzung sondern auch die Bevorzugung entsprechender Ökotypen eine große Rolle spielen. Aus der Sicht der Autoren wären eingehendere Untersuchungen zu diesem Thema notwendig, um diese Effekte mathematisch in Form eines Zeigerwertes fassbar zu machen.

Weitere Untersuchungen wären auch wünschenswert, um den genauen Einfluss von Deponiegasemissionen auf Spontanvegetation besser abschätzen zu können.

4 Zusammenfassung

Vegetationsökologie stellt eine Methode zur Standortserkundung dar, die zwar in der Abfallwirtschaft bis dato kaum Verwendung gefunden hat, allerdings großes Potential

aufweist. Die flächendeckende Aussage sowie der verlängerte Zeithorizont bieten entscheidende Vorteile im Vergleich zu einer konventionellen Beurteilung anhand physikalischer oder chemischer Parameter. Anhand zweier Deponien wurde beispielhaft gezeigt, wie mithilfe von Vegetationsaufnahmen, der statistischen Auswertung von Zeigerwerten und der anschließenden Übertragung der Informationen in die Fläche eine Abschätzung der Substratverhältnisse erfolgen kann. Unterschiede in der Abdeckung die auf Deponiebereiche unterschiedlichen Alters schließen lassen konnten erkannt werden. Über die Auswertung der Lebensdauer der Arten konnte auch beurteilt werden, wie stark Störungen auf die einzelnen Flächen einwirken. Beachtenswert ist die Tatsache, dass die beiden Deponien in sich sehr heterogene Standortseigenschaften aufweisen; durch Unterschiede im Substrat und diverse (deponiespezifische) Störungen ergibt sich ein oft kleinräumiges Muster in der Zeigerwertverteilung. Durch entsprechende Generalisierung können aber auch Unterschiede im größeren Maßstab erfasst werden.

Zahlreiche weitere, detaillierte Aussagen werden durch eine intensivere Untersuchung der Wechselwirkungen von Deponiegas bzw. Sickerwasser auf die Vegetation möglich sein. Da die Anwendung der Methodik aber wie erwähnt erst am Anfang steht, ist hier weiterer Forschungsbedarf vorhanden.

5 Danksagung

Zu danken sind der Stadt Wien – Magistratsabteilung 48 (MA 48) sowie der Niederösterreichischen Umweltanstalt (NUA), die durch ihre finanzielle Unterstützung die Arbeit ermöglicht haben. Weiters ist Fr. Dipl.-Ing. U. Boisits für die Mitarbeit bei den Vegetationsaufnahmen auf der Wiener Deponie zu danken.

6 Literatur

- | | | |
|----------------------------------------------------------------------------|------|-------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| Braun-Blanquet, J. | 1964 | Pflanzensoziologie. 3. Aufl., Springer, Wien, New York. |
| Ellenberg H., Weber H. E.,
Düll R., Wirth V., Werner W.,
Paulißen D. | 1992 | Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. 2. Aufl., Scripta Geobotanica 18, Göltze, Göttingen. |
| Karrer G., Kilian W. | 1990 | Standorte und Waldgesellschaften im Leithagebirge Revier Sommerein. - Mitt.Forstl.Bundesversuchsanst.Wien, 165: 1-244. (incl. 2 Tab., 1 Karte). |
| Londo, G. | 1976 | The decimal scale for relevés of permanent quadrats. Vegetatio 33, S. 61 – 64. |
| Pfadenhauer J. | 1997 | Vegetationsökologie – ein Skriptum. 2. Aufl., IHW, Eching. |
| Walter H., Breckle S. | 1991 | Ökologie der Erde. Band 1, Gustav Fischer, Stuttgart. |

- Westhoff V., van der Maarel E. 1973 The Braun-Blanquet-Approach. Ordination and classification of communities, in: R.H. Whittaker (Hrsg.): Handbook of Vegetation. Science 5, S. 617 – 726.
- Zentralanstalt für Meteorologie und Geodynamik 2003 Jahrbuch 2003. Wien.

Anschrift der Verfasser(innen)

Dipl.-Ing. Johannes Tintner
Institut für Abfallwirtschaft
Universität für Bodenkultur, Wien
Muthgasse 107, A-1190 Wien
Telefon +43-1 318 99 00-344
Email: johannes.tintner@boku.ac.at
Website: www.wau.boku.ac.at/abf.html

Ao. Univ.-Prof. Dr. Brigitte Klug
Institut für Botanik
Universität für Bodenkultur, Wien
Gregor Mendel Strasse 33, A-1180 Wien
Telefon +41-1 47654-3158
Email: brigitte.klug@boku.ac.at
Website: www.dib.boku.ac.at/381.html

