

Konrad Soyez, Tim Hermann, Matthias Koller, Daniela Thrän (Hrsg.)

Die Zukunft der mechanisch- biologischen Abfallbehandlung

Potsdamer Abfalltage, 22.-23. Mai 2000

Die **Brandenburgischen Umwelt Berichte** sind eine gemeinsam herausgegebene Schriftenreihe des Zentrums für Umweltwissenschaften der Universität Potsdam und des Brandenburgischen Umweltforschungszentrums in Neuruppin.
Sie erscheint unregelmäßig.

Anschriften der Herausgeber:



Universität Potsdam
Zentrum für Umweltwissenschaften
Forschungsgruppe Ökotechnologie
Park Babelsberg
14482 Potsdam

Mit freundlicher Unterstützung von:



UP TRANSFER
Gesellschaft für Wissens- und Technologietransfer mbH
an der Universität Potsdam
Am Neuen Palais 10
14469 Potsdam

Alle Rechte, insbesondere das Recht auf Vervielfältigung und Verbreitung über diese Reihe hinaus sowie der Übersetzung liegen bei den Autoren. Kein Teil der Schriftenreihe darf in irgendeiner Form ohne schriftliche Genehmigung der Autoren reproduziert oder unter Verwendung elektronischer Systeme verarbeitet, vervielfältigt oder verbreitet werden.

Die Herausgeber der Schriftenreihe übernehmen keine Gewähr für die Richtigkeit, die Genauigkeit und die Vollständigkeit der Angaben.

Die in den Beiträgen geäußerten Meinungen und Ansichten müssen nicht mit denen der Herausgeber der Schriftenreihe übereinstimmen.

Bezugsbedingungen:

Der Bezug der Schriftenreihe erfolgt über die Geschäftsstelle des Zentrums für Umweltwissenschaften der Universität Potsdam, Park Babelsberg 14, 14482 Potsdam.

Hergestellt auf Umweltpapier

ISSN 1434-2375

Inhalt

Zum Geleit	5
------------------	---

I. Rechtlicher und politischer Rahmen

C.-A. Radde: Entwicklung des Regelungsrahmens und Anforderungen an die MBA.....	7
F. Petersen: Allgemeine Verwaltungsvorschrift zum Abfallbegriff sowie zur Abfallverwertung und Abfallbeseitigung nach dem Kreislaufwirtschaft und Abfallgesetz (AbfallVwV) - Ausgangslage, Inhalt, Verfahrenstand und Ausblick -	13
R. Bleicher: Künftige Abfallwirtschaft aus der Sicht der Kommunalpolitik	18
S. Asmussen: Position der ATV-DVWK zur Novellierung der TASI.....	24
B. Remde: Die Zukunft der mechanisch-biologischen Abfallbehandlung in der Abfallwirtschaft des Landes Brandenburg.....	32

II. Anforderungen und Leistungsvermögen

B. Bilitewski: EU-Deponierichtlinie und deren Umsetzung in Europa.....	38
K. Soyez, D. Thrän, M. Koller, T. Hermann Ergebnisse von Forschungsvorhaben zur mechanisch-biologischen Behandlung von zu deponierenden Abfällen.....	44

III. Emissionen aus der MBV

C. Cuhls: Emissionspotenziale und Verfahren zur Abluftreinigung	55
C. Cuhls, B. Knoth: Lufttechnische Anlagen an MBA - Verbesserte Minderung von Emissionen aus Biofiltern bei Einsatz einer vorgeschalteten Ammoniakwäsche sowie von inertem Trägermaterial.....	70
R. Kahn: MBA-Abluftreinigung mittels nichtkatalytischer Oxidation - Kosten und Optimierungs- potentiale	83
K. Wengenroth: Thermisch-regenerative Abluftbehandlung	91

IV. Deponiebetrieb

J. Dach: Anforderungen an die Deponierung von MBA-Abfällen.....	98
A. Bockreis, C. Brockmann, J. Jäger: Testmethoden für die Bewertung der Ablagerungseignung von MBA-Abfällen.....	114

G. Rettenberger: Anforderungen an eine sichere Deponie - mögliche Nachsorgestrategien am Beispiel der Deponie Halle-Lochau	127
--	-----

V. Stoffstrommanagement

M. Koller, D. Thrän, T. Hermann, S. Plickert, K. Soyez: Ökologische Potentiale der Wertstoffausschleusung	149
W. Müller, G. Heckenkamp, M. Niesar, K. Fricke: Wertstoffgewinnung in der mechanischen Aufbereitung.....	160
B. Gallenkemper, K. Wiemer, S. Flamme: Stand und Perspektiven der Gütesicherung von Sekundärbrennstoffen durch die Bundesgüte- gemeinschaft Sekundärbrennstoffe e. V.....	172
M. Wilczek, C. Wolf, J. Bertling, R. Kümmel: Gewinnung von feinteiligem Brennstoff aus Abfällen.....	178

IV. Umsetzung

E. Bröker, A. Nieweler, E. Tegtmeyer: Status der niedersächsischen Anlagen.....	191
G.-R. Vollmer: Erfahrungen mit anaeroben Anlagen	207
J. Franke, P. Spillmann, H. Eschkötter, G. Morscheck: Ergebnisse der Biopuster-Demonstrationsanlage der BMA Stendal.....	214
A. Puchelt: Trockenstabilisierung von Restabfällen Anlagenbeispiel Rennerod / Westerwaldkreis	228
K. Ketelsen, E. Fehre: Kosten der mechanisch-biologischen Behandlung	237
K.-U. Heyer, K. Hupe, R. Stegmann: Aerobe in situ Stabilisierung von Altdeponien	253
E. Hüttner, F. Kebekus: Einsatzpotentiale der mechanisch-biologischen Abfallbehandlung in Entwicklungsländern.....	266

Zum Geleit

Die mechanisch-biologische Behandlung von Abfällen hat eine lange Geschichte. Sie drohte, in eine unendliche Geschichte auszuarten, als sich die Fachpositionen und die Haltung des Ordnungsgebers um die Zulässigkeit und ökologische Verträglichkeit dieser Behandlungstechnologie unvereinbar gegenüberzustehen schienen.

Dabei hatte sich sowohl eine beachtliche industrielle Basis der MBA mit einer Tonnage von über einer Million Tonnen bereits etabliert. Mit dem Wissenszuwachs aus zahlreichen Forschungsvorhaben war auch deutlich geworden, daß zwar bestimmte Parameter der Technischen Anleitung Siedlungsabfall durch die MBA nicht zu erreichen sind, aber dennoch sowohl Kostenvorteile als auch nachweisbare ökologische Effekte für die MBA sprechen - wohlgerne nicht als alleinige Technologie und auch nicht als Einbahnstraße ausschließlich für die Behandlung des Restabfalls vor der Ablagerung, wohl aber als eine Option mit und neben der MVA, in Stoffstrommanagement-Varianten mit der Ausschleusung von Wertstoffen, der Gewinnung von Sekundärbrennstoffen, in modular aufgebauten flexiblen kleinen und in großen Anlagen, als Übergangslösungen vor besseren Techniken, als möglicher Exportschlager für die schnelle Verbesserung im Umweltsektor vieler weniger industrialisierter Länder.

Eine gewisse Lähmung und das Verschleppen von Entscheidungen, nicht zuletzt vor dem heranrückenden magischen Datum des Jahres 2005, war unverkennbar, zum Nachteil der Umwelt und der hochtechnisierten mit großem Aufwand erstellten Behandlungsanlagen.

Das hat sich geändert, seit das "Eckpunktepapier für die Zukunft der Entsorgung von Siedlungsabfällen" des Bundes-Umweltministeriums vom 20.8.1999 feststellte, daß "zur Vorbehandlung der Siedlungsabfälle neben thermischen Verfahren auch hochwertige mechanisch-biologische Vorbehandlungsverfahren zugelassen (werden)". Damit steht jetzt nicht mehr die

grundsätzliche Genehmigungsfähigkeit in Frage. Nun ist auszugestalten, was unter hochwertigen Anlagen zu verstehen ist.

Das können nur Anlagen sein, die die hohen Standards der Abfallbehandlung, wie sie die TASI vorsieht, einhalten und die alle zum Stand der Technik gehörenden Komponenten berücksichtigen. Abstriche am Erreichten können nicht Ziel der MBA sein. Richtschnur muß sein, was die Bundesregierung für ganz Deutschland zur Meßlatte der weiteren Entwicklung, nicht nur im Umweltbereich gemacht hat: die Umsetzung der Forderungen der Nachhaltigkeit in allen Bereichen. Das ist die schon in der TASI von 1993 enthaltene Aufgabe, zukünftige Generationen nicht mit den Problemen zu belasten, die wir heute schaffen. Not tut die gleichzeitige Beachtung von ökologischer Verträglichkeit, wirtschaftlicher Tragfähigkeit und sozial gerechter Umsetzbarkeit.

Grundlage der konkreten Umsetzung können nur die vorliegenden praktischen Erfahrungen und die wissenschaftlichen Erkenntnisse der vielfältigen Forschungsaktivitäten sein. Sie müssen in die Regelungen einfließen, die die Bundesregierung für die Umsetzung dieser Forderungen gerade ausarbeitet - in die "Verordnung über die umweltverträgliche Ablagerung von Siedlungsabfällen (AbfAbIV)" und die "Verordnung über mechanisch-biologische Behandlungsanlagen für Siedlungsabfälle und andere Abfälle mit biologisch abbaubaren Anteilen (29.BImSchV)" - beides derzeit im Entwurfsstadium auf dem gesetzlich vorgeschriebenen Wege der Anhörungen und Expertendiskussionen.

Die Tagung Zukunft der MBV will hierzu einen Beitrag leisten. Behandelt werden die gesetzlichen Grundlagen und deren Entwicklungen in unserem Land, aber auch mit Blick auf die europäische Integration. In einem zweiten Block werden die absehbaren Forderungen aus den Entwürfen der Bundesregierung an den erzielten wissenschaftlichen Ergebnissen, nicht zuletzt des BMBF-geförderten Verbundes, gemessen. Hier werden auch Potentiale aufgezeigt, wie die bestehenden technologischen Grenzen zum Beispiel in der Abgasreinigung weiter verschoben werden können. Schließlich zeigen Anlagenbetreiber ihre praktischen Erfahrungen und die entstehenden Kosten. Debattiert werden auch neuartige Einsatzmöglichkeiten im In- und Ausland.

Die Veranstalter sind sicher, daß diese vierte Potsdamer Tagung zur MBA für die Tagungsteilnehmer und die Leser der hier zusammengefaßten Fachartikel Erkenntnisgewinn erbringt und in ihrer Vielfalt und fachlichen Fundierung ein Signal an die Öffentlichkeit und die Politik setzt, wie die MBV als Element einer nachhaltigen Abfallwirtschaft eingesetzt werden kann.

Daß dieser Tagungsband gerade in der Reihe Brandenburger Umwelt Berichte des Zentrums für Umweltwissenschaften erscheint, soll deutlich machen, daß auch die MBA-Technologie der integrativen Bearbeitung durch viele Wissensdisziplinen bedarf, wie sie an diesem Zentrum betrieben wird.

Dr. Konrad Soyez

Entwicklung des Regelungsrahmens und Anforderungen an die MBA

C.-A. Radde

1 Vorbemerkung

Zentraler Punkt der TA Siedlungsabfall ist die langfristig sichere und weitestgehend nachsorgefreie Deponie. Um dieses Ziel zu erreichen, müssen nach geltender Fassung der TA Siedlungsabfall insbesondere Hausmüll, hausmüllähnliche Gewerbeabfälle, aber z. B. auch Klärschlämme vor der Ablagerung behandelt werden, um sie soweit zu inertisieren, dass sie die Deponiezuordnungskriterien der TA Siedlungsabfall einhalten. Dabei schreibt die TA Siedlungsabfall kein Behandlungsverfahren, sondern lediglich die Behandlungsziele in Form von Ablagerungsparametern und Grenzwerten vor (u.a. Deponiezuordnungskriterien).

Schon frühzeitig spitzten sich bei der Erarbeitung der TA Siedlungsabfall die Diskussionen auf die Frage zu, welche Verfahren zur Abfallbehandlung vor einer Ablagerung eingesetzt werden dürfen – nur thermische Verfahren oder auch die mechanisch-biologische Restabfallbehandlung, die Anfang der 90er Jahre großtechnisch überhaupt noch nicht eingesetzt wurde. Dieses Verfahrenskonzept erfüllte seinerzeit die formellen Voraussetzungen der TA Siedlungsabfall – die Festlegung von Verfahren, die dem Stand der Technik entsprechen - noch nicht. Stellvertretend für die Diskussion um die Verfahrensalternativen „thermisch“ oder „mechanisch-biologisch“ wurde erbittert um den Parameter „Glühverlust“ gerungen.

Auch nach Verabschiedung der TA Siedlungsabfall, die in der derzeitigen Fassung mittelbar den Einsatz von mechanisch-biologischen Verfahren zur Abfallvorbehandlung vor einer Ablagerung ausschließt, setzten sich diese Diskussionen fort.

Nach einem entsprechenden Prüfauftrag der Umweltministerkonferenz vom 19./20. November 1998 bereitet das Bundesumweltministerium derzeit Rechtsregelungen vor, die auch mechanisch-biologische Restabfallbehandlungsverfahren berücksichtigen.

2 Einbeziehung mechanisch-biologischer Verfahren in die Restabfallentsorgung

In der Koalitionsvereinbarung der neuen Bundesregierung wurde angesichts der Inbetriebnahme von mehreren Anlagen im großtechnischen Maßstab und der Erkenntnisse aus einem Verbundvorhaben des Bundesforschungsministeriums die Absicht geäußert, dass zukünftig auch mechanisch-biologische Verfahren zur Restabfallbehandlung eingesetzt werden sollen.

Ergänzend hierzu haben die Umweltminister von Bund und Ländern anlässlich der 51. Umweltministerkonferenz (UMK) am 19./20. November 1998 in einem Beschluss u.a. deutlich gemacht, dass es auch im Falle einer Novellierung der TA Siedlungsabfall an deren hohen ökologischen Standards keine Abstriche geben soll, und dass am Ziel der emissionsarmen und weitestgehend nachsorgefreien Deponie sowie am Zeitrahmen der Umsetzung der TA Siedlungsabfall uneingeschränkt festgehalten wird.

Der Beschluss der UMK vom 19./20.11.1998 enthält u.a. folgende Bestandteile:

1. Die Umweltministerkonferenz ist der Auffassung, dass die hohen, auf dem Vorsorgegrundsatz beruhenden Anforderungen an eine umweltverträgliche Abfallbeseitigung gemäß der TA Siedlungsabfall weiterhin beibehalten werden müssen. Es darf an den ökologischen Standards keine Abstriche geben.
2. Die TA Siedlungsabfall darf eine Fortentwicklung der einsetzbaren Technologien nicht verhindern. Unvorbehandelte bzw. nicht den Gesichtspunkten der Langzeitsicherheit entsprechend vorbehandelte Abfälle dürfen nicht deponiert werden, Ausnahmen können bis längstens 2005 erteilt werden.
3. Die Novellierung der TA Siedlungsabfall muss am Ziel einer emissionsarmen und weitgehend nachsorgefreien Deponie festhalten. Dies schließt die Deponierung unvorbehandelter Abfälle aus und verlangt eine Vorbehandlung, die ein den bisherigen Kriterien ökologisch gleichwertiges Deponiegut erzeugt.
4. Am Zeitrahmen zum Inkrafttreten der letzten Stufe der TA Siedlungsabfall wird festgehalten. Die bestehenden TASI-Anforderungen dürfen nicht durch eine über die Vorgaben der TA Siedlungsabfall hinaus gehende Praxis der Ausnahmeerteilung aufgeweicht werden.
5. Es dürfen nur Anlagen zur Vorbehandlung von Abfällen eingesetzt werden, die die Anforderungen des Umweltschutzes (insbesondere der Luftreinhaltung und des Gewässerschutzes) sowie des Arbeits- und Gesundheitsschutzes erfüllen.
6. Soweit es notwendig ist, die Entscheidungsmöglichkeit zwischen konkurrierenden Vorbehandlungsverfahren bei gesicherter Gleichwertigkeit der Vorbehandlungsprodukte mit den hohen ökologischen Anforderungen der TA Siedlungsabfall rechtlich weiter abzusichern, soll dieses so schnell als möglich erfolgen. Der Bund wird hierzu mit den Ländern in Beratung zu treten.

In einer Protokollnotiz erklärten die Länder Baden-Württemberg, Bayern und Sachsen, dass sie eine Novellierung der TA Siedlungsabfall nicht für notwendig hielten. Die übrigen Länder erklärten dagegen, dass auch die Prüfung einer Ergänzung der Parameter in Anhang B der TA Siedlungsabfall um alternative Parameter (z.B. Atmungsaktivität, Gasbildungsrate) erforderlich sei.

Mit ihrer Erklärung haben die Umweltminister deutlich gemacht, dass sie eine Öffnung der TA Siedlungsabfall um jeden Preis ebenso ablehnen wie ökologisch fragwürdige Restabfallbehandlungsverfahren.

Die UMK beauftragte damit den Bund, die TA Siedlungsabfall einer Prüfung zu unterziehen, u.a. im Hinblick auf eine Ergänzung der TA Siedlungsabfall um Vorgaben für die Ablagerung mechanisch-biologisch behandelte Abfälle.

3 UBA-Bericht zur mechanisch-biologischen Restabfallbehandlung

Als Grundlage für die Überprüfung der TA Siedlungsabfall wurde das Umweltbundesamt (UBA) um einen umfassenden Bericht über den aktuellen Sachstand zur mechanisch-biologischen Restabfallbehandlung gebeten, insbesondere unter Berücksichtigung der Ergebnisse des Verbundforschungsvorhabens des Bundesforschungsministeriums (BMBF) und vorliegender Praxiserfahrungen.

Der Bericht des Umweltbundesamtes liegt seit Juli 1999 vor.

Das Umweltbundesamt differenziert in dem Bericht gemäß den mittlerweile üblichen Unterscheidungen zwischen

1. Mechanisch-biologischer Restabfallbehandlung vor Ablagerung der gesamten Abfallmenge.
2. Mechanisch-biologischer Restabfallbehandlung der abzulagernden Teilströme des Restabfalls; andere Teilströme werden zur stofflichen oder energetischen Verwertung ausgeschleust (sog. „stoffstromspezifische Behandlung“).
3. Mechanisch-biologische Behandlung des Restabfalls mit anschließender thermischer Behandlung des gesamten Materials - Trockenstabilisierungsverfahren.

Zusammenfassend kommt das UBA zu dem Ergebnis, dass die mechanisch-biologische Behandlung der gesamten Restabfälle und deren Ablagerung unter den Rahmenbedingungen des UMK-Beschlusses nicht umsetzbar sind. Ebenso werden offene Extensivrotten (i.d.R. auf Deponien) abgelehnt.

Das UBA hält darüber hinaus das langfristige Risiko bei der thermischen Behandlung einschließlich Ablagerung wegen der höheren stoffinhärenten Sicherheit der Rückstände für grundsätzlich geringer als bei einer lediglich mechanisch-biologischen Vorbehandlung. Unter Berücksichtigung der im Bericht aufgestellten zusätzlichen Anforderungen an mechanisch-biologische Behandlungsanlagen (MBA), Deponien und Rückstände wird es jedoch für grundsätzlich möglich gehalten, sowohl mechanisch-biologische Trockenstabilisierungsverfahren als auch die Ablagerung einer Teilfraktion als Stand der Technik in der TA Siedlungsabfall zu berücksichtigen.

4 Änderung der TA Siedlungsabfall

Auf der Grundlage des UBA-Berichts und in Umsetzung der Koalitionsvereinbarung hat das BMU am 20. August 1999 in einer Presseerklärung Eckpunkte der zukünftigen Siedlungsabfallentsorgung in Deutschland vorgestellt. Darin heißt es u.a.:

1. Die Ablagerung unbehandelter Siedlungsabfälle in Siedlungsabfalldeponien soll so schnell wie möglich beendet werden.
2. Zur Vorbehandlung der Siedlungsabfälle werden neben thermischen Verfahren auch hochwertige mechanisch-biologische Vorbehandlungsverfahren zugelassen. Die Anforderungen an derartige Anlagen und die bei der Ablagerung zu beachtenden Vorkehrungen sollen in einer Ergänzung der TA Siedlungsabfall sowie in einer Rechtsverordnung nach dem Bundes-Immissionsschutzgesetz in Anlehnung an die Anforderungen der 17. Bundes-Immissionsschutzverordnung für Verbrennungsanlagen festgelegt werden.
3. Die heizwertreiche Teilfraktion aus der mechanisch-biologischen Vorbehandlung ist energetisch zu nutzen.
4. Nicht oder nur mit unverhältnismäßigem Aufwand nachrüstbare Deponien sollen schrittweise geschlossen werden.
5. Bis spätestens 2020 sollen die Behandlungstechniken so weiterentwickelt und ausgebaut werden, dass alle Siedlungsabfälle in Deutschland vollständig und umweltverträglich verwertet werden.

Angesichts der Aussage des Umweltbundesamtes, dass es möglich ist, unter bestimmten Voraussetzungen mechanisch-biologische Verfahren in die zukünftige Siedlungsabfallentsorgung einzubeziehen, wurden im Bundesumweltministerium die Entwürfe von Regelungen erarbeitet, die zur Umsetzung der Ziffern 1 bis 3 der o.g. Eckpunkte erforderlich sind. Dabei wurde durch den Beschluss der 51. UMK, wonach es im Zuge einer Änderung der TA Siedlungsabfall nicht zu einer Abschwächung bestehender Umweltstandards kommen darf, der Rahmen gesetzt.

Ziel ist, für die entsorgungspflichtigen Körperschaften möglichst rasch Rechtssicherheit im Hinblick auf die zur Abfallvorbehandlung zulässigen Verfahren zu schaffen. Aus leidvoller Erfahrung im Zusammenhang mit dem Vollzug (bzw. Nichtvollzug) der TA Siedlungsabfall als Verwaltungsvorschrift ist nunmehr vorgesehen, eine Rechtsverordnung über die Ablagerung von Abfällen zu erlassen und nicht wie ursprünglich vorgesehen, die TA Siedlungsabfall zu ändern bzw. zu ergänzen. Das wichtigste Ziel dieser Verordnung soll sein, die Ablagerung unbehandelter Abfälle ab Juni 2005 zu verbieten. Hierzu wurden in den Entwurf dieser Verordnung zum einen die bisherigen Deponiezuordnungskriterien der TA Siedlungsabfall (Anhang B) übernommen ; zum anderen wurden diese ergänzt um Deponiezuordnungskriterien für mechanisch-biologisch behandelte Abfälle sowie um Vorgaben für deren Einbau auf Deponien.

Ergänzend sollen in einer Rechtsverordnung nach dem Bundes-Immissionsschutzgesetz (in Anlehnung an die 17. Bundes-Immissionsschutzverordnung für Verbrennungsanlagen) für mechanisch-biologische Behandlungsanlagen anspruchsvolle Anforderungen an die Errichtung, die Beschaffenheit und den Betrieb festgelegt werden. Diese Anforderungen sollen so anspruchsvoll sein, dass emissionsseitig keine Umweltbeeinträchtigungen von derartigen Anlagen ausgehen und auch den Erfordernissen des Arbeits- und Gesundheitsschutzes Rechnung getragen wird. Schließlich soll die Abwasserverordnung durch einen neuen Anhang, Anhang 59, ergänzt werden, der Anforderungen an die Einleitung des anfallenden Abwassers aus mechanisch-biologischen Behandlungsanlagen enthält.

Das Verordnungsvorhaben besteht somit aus drei getrennten Verordnungen, deren Entwürfe Ende März vorgelegt wurden. Wesentliche Regelungsschwerpunkte sind:

a) Verordnung über die umweltverträgliche Ablagerung von Siedlungsabfällen
(Verordnungsermächtigung: § 12 KrW-/AbfG)

- Die Deponiezuordnungskriterien (Anhang B) und die Anforderungen an Standort, Bau (Abdichtung) und Betrieb von Deponien der geltenden TASI werden in die Verordnung übernommen (verrechtlicht).
- Die Ablagerung von unbehandelten Abfällen, die die Deponiezuordnungskriterien nicht einhalten, wird grundsätzlich verboten. Es wird rechtlich verbindlich vorgegeben, dass spätestens bei Ablauf der Übergangsregelung der TASI die Ablagerung nicht ausreichend vorbehandelter Abfälle beendet werden muss. Diese Übergangsregelung der TASI beinhaltet, dass eine Ablagerung nicht ausreichend vorbehandelter Abfälle längstens bis zum 01.06.2005 zugelassen werden kann, sofern in zumutbarer Entfernung keine ausreichenden Behandlungskapazitäten vorhanden sind.

- Für die Ablagerung von mechanisch-biologisch behandelten Abfällen gelten folgende Bestimmungen:
 - Glühverlust oder TOC : $\leq 30 \%^{1)}$ / $\leq 18 \%^{1)}$
 - TOC im Eluat : $\leq 250 \text{ mg/l}$
- Darüber hinaus werden vorgegeben:
 - Atmungsaktivität : $\leq 5 \text{ mg O}_2/\text{gTS}$
 - Gasbildung : $\leq 20 \text{ l/kg TS}$
 - k_f -Wert (Durchlässigkeitsbeiwert) : $\leq 10^{-8} \text{ m/s}$ (bestimmt im Laborversuch)
- Heizwertreiche Bestandteile sind vor der Ablagerung abzutrennen und unter Einhaltung der Anforderungen der 17. BImSchV energetisch zu nutzen oder stofflich zu verwerten. (Bei der industriellen Mitverbrennung soll dabei der Nachweis geführt werden, dass für den Teil des Abgasstromes, der bei der Verbrennung des höchstzulässigen Anteils der Abfälle entsteht, die Grenzwerte der 17. BImSchV, § 5 Abs. 1 eingehalten werden.)
- Die Ablagerung von mechanisch-biologisch behandelten Abfällen soll im Grundsatz nur auf Monodeponien oder Monoabschnitten von Deponien erfolgen. Ausnahmen im Einzelfall sind möglich
- Zur Erreichung der ökologischen Gleichwertigkeit mit der Ablagerung „TASi-konformer“ Abfälle, werden zusätzliche Einbauanforderungen vorgegeben, wie z.B. hochverdichteter Dünnschichteinbau bei optimalem Wassergehalt.
- Nach Verfüllung eines Deponieabschnittes sind Maßnahmen gegen Methanemissionen zu treffen.
- Um einen bundeseinheitlichen Vollzug zu gewährleisten, werden hinsichtlich der Deponiezuordnungskriterien keine neuen Ausnahmemöglichkeiten eröffnet.
- Für den Weiterbetrieb von Altdeponien sind hinsichtlich der Anforderungen an die Deponien Ausnahmemöglichkeiten festgeschrieben.

b) Verordnung über mechanisch-biologische Behandlungsanlagen für Siedlungsabfälle und andere biologisch abbaubare Abfälle - [29.] BImSchV
(Verordnungsermächtigung: § 7 (1) BImSchG)

Die Verordnung soll nur für genehmigungsbedürftige Anlagen zur mechanisch-biologischen Behandlung von Siedlungsabfällen oder Gemischen von Siedlungsabfällen mit anderen biologisch abbaubaren Abfällen gelten, nicht aber für Kompostierungsanlagen und ähnliche Anlagen.

Sie enthält Anforderungen an die Errichtung, die Beschaffenheit und den Betrieb von mechanisch-biologischen Behandlungsanlagen, wie z.B.:

- Mindestabstand zu Wohnbebauungen 300 m,
- die Einrichtungen zur Abfallannahme, mechanischen Aufbereitung, physikalischen Stofftrennung, Lagerung, Transport und biologischen Behandlung sind zu kapseln oder einzuhäusen,
- die Abluft ist nach Möglichkeit durch Mehrfachnutzung zu minimieren und ist vollständig einer Abluftreinigung zuzuführen; Ableitung über Kamin.

¹⁾ Bezogen auf den Trockenrückstand der Originalsubstanz

- Gemäß Vorgaben der 51. UMK anspruchsvolle Emissionsgrenzwerte:
 - Geruchsstoffe 300 GE/m³
 - Gesamtstaub 10 mg/m³ (Tagesmittelwert)
30 mg/m³ (Halbstundenmittelwert)
55 g/t Abfall (Monatsmittelwert)
 - organische Stoffe 20 mg/m³ (Tagesmittelwert)
 (ohne Methan; angegeben als 40 mg/m³ (Halbstundenmittelwert)
 Gesamtkohlenstoff) 55 g/t Abfall (Monatsmittelwert)
- Für Altanlagen soll es Übergangsregelungen geben. (5 Jahre nach Inkrafttreten der Verordnung)

c) Vierte Verordnung zur Änderung der Abwasserverordnung
 (Verordnungsermächtigung: § 7 a WHG)

In einem neuen Anhang [Anhang 59] sollen gemäß § 7a Abs. 1 Satz 3 WHG Anforderungen für das Einleiten von Abwasser aus Anlagen zur mechanisch-biologischen Behandlung von Siedlungsabfällen entsprechend dem Stand der Technik festgelegt werden. Dabei bedurfte es keiner Festlegung von abweichenden Anforderungen von vorhandenen Einleitungen, da vorhandene Abwassereinleitungen auf die dem Stand der Technik entsprechenden Anforderungen in angemessenen Fristen angepasst werden können und der mit ihrer Erfüllung verbundene Aufwand nicht außer Verhältnis zum angestrebten Erfolg steht. Die Anforderungen orientieren sich an Anhang 51 der Abwasserverordnung.

5 Zeitplan:

Die Entwürfe der Verordnungen sind Ende März fertiggestellt worden und an die Bundesressorts, die Länder sowie die beteiligten Kreise verschickt worden. Damit wurde das Abstimmungs-/Anhörungsverfahren eingeleitet.

Weiteres Vorgehen:

- Anhörungen und Besprechungen im Mai 2000,
- neuer Entwurf im Juni/Juli 2000,
- Kabinettsbeschluss: Juli 2000,
- Bundesratsberatungen und -plenarbeschluss: ab August/September 2000,

Inkrafttreten: noch im Jahr 2000.

Anschrift des Autors:

Dr. C.-André Radde
 BMU, Referat WA II 4
 PF 12 06 29
 53 048 Bonn

Allgemeine Verwaltungsvorschrift zum Abfallbegriff sowie zur Abfallverwertung und Abfallbeseitigung nach dem Kreislaufwirtschaft und Abfallgesetz (AbfallVwV)

- Ausgangslage, Inhalt, Verfahrenstand und Ausblick - ¹

F. Petersen

1 Ausgangslage

Die Rechtsunsicherheiten um die Auslegung des Abfallbegriffs, die Abgrenzung zwischen Verwertung und Beseitigung sowie die nur unzureichende Konkretisierung von Anforderungen an die schadlose Verwertung beeinträchtigen die Umsetzung der umweltverträglichen Kreislaufwirtschaft (Vermeidung und Verwertung von Abfällen). Die bisherigen Konkretisierungsversuche haben nicht zum gewünschten Erfolg geführt. Das 1996 - gegen das Votum einiger Länder und des BMU - verabschiedete **LAGA-Papier** ist von den Gerichten als nicht rechtskonforme Auslegung des Gesetzes verworfen worden. Das daraufhin maßgeblich vom BMU konzipierte und von der UMK gebilligte **„Bundesländer-Papier“** konnte jedoch ebenfalls keine hinreichende Klarheit schaffen, weil die Ausführungen insbesondere zur Abgrenzung Verwertung/Beseitigung zu unbestimmt sind, keine eindeutige Zielrichtung verfolgen und auch formal den Vollzug nicht binden. Die von der UMK erbetene **Beispielliste** konkreter Fallösungen scheiterte schließlich an den teilweise sehr kontroversen abfallwirtschaftlichen Interessen von Bund und Ländern.

2 Ziel der Bundesverwaltungsvorschrift

Rechtssicherheit und Vollzugssicherheit kann nur aufgrund einer **Bundesverwaltungsvorschrift** gewährleistet werden, die eine rechtskonforme, inhaltlich eindeutige Zielrichtung verfolgt.

¹ Siehe dazu ausführlich Petersen, „Mit der Kreislaufwirtschaft Ernst machen“ – Überlegungen zur Konkretisierung des deutschen Abfallrechts, Zeitschrift für Umweltrecht (ZUR) 2000, 61 ff.

2.1 Erlassverfahren - Berücksichtigung aller Interessen

Die Verwaltungsvorschrift ist von der **Bundesregierung** zu erlassen. Die **beteiligten Kreise** sind dabei anzuhören. Sie bedarf der Zustimmung der **Mehrheit der Länder im Bundesrat**, nicht aber des Einvernehmens aller Länder. Beteiligt sind die Länderregierungen, nicht lediglich die Umweltminister. Hierdurch werden die heterogenen Interessen bereits im Erlassverfahren berücksichtigt.

2.2 EG-Rechtskonforme Auslegung

Die Verwaltungsvorschrift gewährleistet die rechtskonforme Auslegung der zentralen Vorschriften des KrW-/AbfG zum Abfallbegriff sowie zur Abfallverwertung und Abfallbeseitigung (norminterpretierende Verwaltungsvorschrift). In die Interpretation werden - neben den bisher vorliegenden Verwaltungsgerichtsentscheidungen - vor allem **auch EG-rechtliche Vorgaben** einbezogen.

Die Interpretation basiert auf dem **geltenden** deutschen und europäischen Abfallrecht. Die gegenwärtig im TAC diskutierte Weiterentwicklung des Anhangs II B wird nicht aufgegriffen.

Die Generaldirektion XI (Umwelt) hat im technischen Ausschuß zur Anpassung der Anhänge an den technischen und wissenschaftlichen Fortschritt (TAC) am 28.1.1999 einen Vorschlag vorgelegt. Ziel ist es, die energetische Verwertung von Abfällen wesentlich einzuschränken. Danach soll die Verbrennung von Hausmüll („municipal waste“) oder PCB/PCT-haltigen Abfällen nach der Richtlinie 95/59/EC grundsätzlich als Abfallbeseitigung anzusehen sein. Das Gleiche gilt für die Verbrennung von Abfällen mit einem geringeren Heizwert als von 17.000 kJ/kg. Dies soll auch für Abfälle gelten, die durch Mischung mit den vorstehend genannten Abfällen erzeugt wurden. Im übrigen soll eine Verbrennung nur dann als energetische Verwertung qualifiziert werden, wenn der Betreiber der Anlagen nachweist, daß Regelbrennstoffe ersetzt werden oder elektrische Energie für andere Zwecke als den Betrieb der Anlage erzeugt werden.

Sollte es zur Änderung der europäischen Rechtslage kommen, müßte auch das KrW-/AbfG und damit auch die Verwaltungsvorschrift angepaßt werden. Ein Erfolg des TAC-Verfahrens ist gegenwärtig nicht absehbar, der Ausgang des Verfahrens kann nicht abgewartet werden. Im übrigen betrifft die EG-Initiative nur die energetische Verwertung, die übrigen Abgrenzungsbestimmungen bleiben unberührt.

2.3 Rechtssicherheit und Bindungswirkung

An die Verwaltungsvorschrift sind alle das Abfallrecht anwendenden **Bundes- und Landesbehörden gebunden** (Innenwirkung, vgl. Art 84 Abs. 2 GG). Da die Verwaltungsvorschrift im Gegensatz zu Gesetzen und Verordnungen keine rechtliche Außenwirkung hat, sind **Bürger und Gerichte rechtlich nicht an sie gebunden**. Gleichwohl ist abzusehen, daß sich die Gerichte in Streitverfahren an dieser Verwaltungsvorschrift **orientieren** werden, da sie aufgrund des Sachverstandes der erlassenden Behörde (BMU/Bundesregierung) und des Erlassverfahrens (Anhörung beteiligter Kreise, Zustimmung des Bundesrates) fachliche Autorität genießt. Dies zeigen bereits Gerichtsentscheidungen, die sich auf das **Bund-Länder-Papier** stützen.

3 Wesentliche Inhalte einer Bundesverwaltungsvorschrift

3.1 Regelungsbereiche

Die Verwaltungsvorschrift interpretiert die zentralen Vorschriften des KrW-/AbfG zum Abfallbegriff und zur Abfallverwertung und Abfallbeseitigung und nimmt zu folgenden Themen Stellung:

- Beginn der Abfalleigenschaft

- Ende der Abfalleigenschaft
- Abgrenzung Abfallverwertung und Abfallbeseitigung
- Wahl zwischen stofflicher und energetischer Verwertung

Darüber hinaus werden auch die Anforderungen für eine hochwertige, ordnungsgemäße und schadlose Verwertung rechtlich interpretiert.

3.2 Unterschiede zum Bund-Länder-Papier

Die Verwaltungsvorschrift baut auf dem von der UMK gebilligten Bund-Länder-Papier auf. Sie enthält jedoch **ergänzende Regelungen und ist rechtlich stringenter durchstrukturiert**. Einige Aussagen werden im Lichte der neueren Rechtsprechung deutscher Verwaltungsgerichte wie des EuGH und der EG-rechtlichen Entwicklung **erheblich modifiziert**:

a) Beginn der Abfalleigenschaft

Im Anschluss an Aussagen des EuGH (insbes. auch den Schlussantrag des Generalanwalts in den EuGH-Verfahren C-418/97 (ARCO Chemie) und C-419419/97 (EPON)) werden stringente Kriterien insbesondere zur Konkretisierung des „Entledigungswillens“ (Abgrenzung Abfall/Nebenprodukt) entwickelt: Entscheidend für die Anerkennung als „Nebenprodukt“ wird zukünftig der positive **Marktwert** sowie eine **Produktqualität** sein, mit der das Umweltgefährdungspotential von Abfällen (vgl. o.g. EuGH-Verfahren) ausgeschlossen werden kann.

b) Dauer der Abfalleigenschaft

Entscheidend ist die vollständige Erfüllung der abfallrechtlichen Pflichten, im Falle der Verwertung also der **Abschluss des Verwertungsverfahrens** und die Gewährleistung einer **ordnungsgemäßen und schadlosen Verwertung**. Für die Frage der Dauer des Verwertungsverfahrens wird im Anschluss an eine neuere Entscheidung des BVerwG (Entscheidung zu den Haderlumpen) und Aussagen des EuGH und des Generalanwalts (insbes. EuGH-Verfahren C-418/97 (ARCO Chemie) und C-419419/97 (EPON)) die in den Anhängen II A und II B genannten Verwertungs- und Beseitigungsverfahren stärker in die Betrachtung auch der Dauer der Abfalleigenschaft einbezogen. Da die Anhänge nur beispielhaft sind, wird der Rückgriff auf die Definitionen des § 4 Abs. 3 und 4 KrW-/AbfG jedoch erlaubt. Auch eine Sortierung von Abfällen kann somit unter bestimmten Umständen die Abfalleigenschaft aussortierter Stoffe beenden.

c) Definition des Erzeugers und Besitzers von Abfällen

Die Verwaltungsvorschrift enthält Aussagen zum Kreis der Verpflichteten des KrW-/AbfG. Gerade der Erzeugerbegriff hatte im Vollzug zu Problemen geführt, insbesondere im Bereich von Reparatur- und Abbruchmaßnahmen.

d) Abgrenzung Verwertung und Beseitigung von Abfällen

Das Bund-Länder-Papier enthält zur Abgrenzung zwischen Verwertung und Beseitigung eine wenig eindeutige **Abwägungsklausel**, nach der eine Verwertung nur dann angenommen werden kann, wenn Aufwand und Nutzen einer Maßnahme in einem „wirtschaftlich vernünftigen“ Verhältnis zueinander stehen. Dabei wird den im Abfall vorhandenen **Verunreinigungen bzw. dem Schadstoffpotential** ein hoher Stellenwert bei der Gesamtabwägung zugemessen.

Die Verwaltungsvorschrift legt die Abgrenzungsvorschriften stärker EG-konform aus und vereinfacht damit die Betrachtungsweise:

- Der Nutzungscharakter einer Maßnahme kann durch eine hohe Kostenbelastung des Besitzers angesichts der Vorschrift des § 5 Abs. 4 KrW-/AbfG (Unverhältnismäßigkeit der Verwertung) nur in extremen Ausnahmefällen in Frage gestellt werden.
- Auch ein hohes Schadstoffpotential kann nur in extremen Ausnahmefällen (vgl. dazu den Vorschlag der Kommission im TAC) die Beseitigungsnatur der Maßnahme begründen. Da die

Verwertung nach § 5 Abs. 3 KrW-/AbfG ohnehin schadlos sein muß, kann das Schadstoffpotential im Abfall nur dann den Beseitigungscharakter einer Maßnahme begründen, wenn es von vornherein zweifelhaft ist, daß die Verwertung schadlos erfolgen kann.

Im Ergebnis wird daher der **Verwertung von Abfällen mehr Raum** gegeben. Da die Weichenstellung wesentlich eindeutiger ist, dürfte kein **Bedarf für Einzelfallabgrenzungen mehr bestehen**. Andererseits muss jedoch die **Umweltverträglichkeit der Verwertung** stärker geregelt werden (s. unten IV.).

e) Hausmüllklausel

Die von einer Vielzahl von Ländern im Sinne einer Bestandsschutzsicherung ausgelegte Hausmüllklausel („Hausmüll ist stets Abfall zur Beseitigung“) wird entsprechend einer schon bislang vom BMU vertretenen und von der Rechtsprechung und Literatur gestützten Linie revidiert. Hierdurch wird eine Kollisionslage mit dem EG-Recht ausgeräumt.

f) Anforderungen an die hochwertige, ordnungsgemäße und schadlose Verwertung

Die - maßgeblich vom BMU konzipierten - Ausführungen des Bund-Länder-Papiers werden im wesentlichen übernommen und im Lichte neuerer Gerichtsentscheidungen weiter präzisiert. Dies gilt insbesondere für die Schadlosigkeitsbetrachtung, die nicht nur das Verwendungsrisiko des hergestellten Verwertungsprodukts, sondern auch das Entsorgungsrisiko umfasst. Die Verwaltungsvorschrift enthält darüber hinaus auch Ausführungen, unter welchen Umständen zur Bestimmung der Schadlosigkeit auf Produktnormen zurückgegriffen werden kann.

g) Getrennthaltung von Abfällen

Es herrscht gegenwärtig erhebliche Rechtsunsicherheit, ob die nachträgliche Vermischung von Abfällen zur Verwertung mit Abfällen zur Beseitigung das gesamte Gemisch zum - überlassungspflichtigen - Abfall zur Beseitigung macht (vgl. hierzu etwa die Entscheidungen der VG Sigmaringen und Regensburg, des VGH Baden-Württemberg sowie des OVG Koblenz), ob auch nachträgliche vermischte Abfälle verwertbar sind (so etwa OVG Lüneburg und OVG Münster und BayVGH unter Aufgabe seiner bisherigen Rechtsprechung). Erstmals entwickelt die Verwaltungsvorschrift Aussagen zu Anforderungen und Grenzen der Getrennthaltungspflicht und zu den Rechtsfolgen bei einer unzulässigen Vermischung.

4 Anforderungen an die umweltverträgliche Verwertung

Aufgrund des erweiterten Verwertungsbegriffs wird ein Schwerpunkt der Arbeit des BMU zukünftig in der Konkretisierung von Anforderungen an eine umweltverträgliche (ordnungsgemäß, schadlos und möglichst hochwertig) Verwertung von Abfällen liegen. Rechtliche Aussagen zur Interpretation der Schadlosigkeit der Verwertung trifft bereits die Bundesverwaltungsvorschrift, der Vollzug hat damit bereits eine Auslegungshilfe. Die konkrete Festlegung von Anforderungen für bestimmte Abfallarten oder Verwertungsverfahren durch technische Bestimmungen oder Grenzwerte etc. wird jedoch insbesondere durch **Rechtsverordnung nach den §§ 7 und 12 KrW-/AbfG** erfolgen. Im BMU ist gegenwärtig eine **Rechtsverordnung zur Verwertung von Altholz** in Arbeit. Sie wird Vorgaben für Beginn und Ende der Abfalleigenschaft, Bedingungen für die Verwertung und Beseitigung sowie Anforderungen an die schadlose und stoffliche und energetische Verwertung enthalten. Mit der Altholzverordnung soll ein Schema festgelegt werden, mit der in Zukunft auch weitere problematische Abfallarten geregelt werden können. Prioritär sind dabei insbesondere die Gemischtabfälle, Bauabfälle und Altpapier.

5 Verfahrensstand und Ausblick

Der Arbeitsentwurf der Allgemeinen Verwaltungsvorschrift ist mittlerweile intensiv mit den obersten Abfallbehörden der Länder, den Kommunalen Spitzenverbänden und sonstigen betroffenen Kreisen erörtert worden. Dabei hat sich gezeigt, dass die EG-konforme, verwertungsoffenerere Auslegung der

deutschen Rechtsvorschriften bei einer Reihe von Ländern und der Wirtschaft zwar Zustimmung findet, bei der Mehrheit der Abfallbehörden der Länder sowie den kommunalen Spitzenverbänden jedoch, insbesondere was die Auslegung der Hausmüllklausel angeht, auf grundsätzliche Bedenken gestoßen ist. Hintergrund ist die Befürchtung der Kommunen, dass die kommunale Entsorgung bei einer Öffnung des Hausmülls und hausmüllähnlichen Gewerbeabfalls für eine Verwertung unplanbar und in ihrer Funktion gefährdet werde.

Jenseits der rechtlichen Detailfragen der Gesetzesauslegung ist von den Ländern daher die Frage aufgeworfen worden, ob die kommunalen Überlassungspflichten nicht von der Differenzierung Verwertung/Beseitigung abgekoppelt werden sollten und – unbeschadet dieser Differenzierung – unmittelbar auf Abfälle aus privaten Haushaltungen wie auch auf hausmüllähnlichen Gewerbeabfall erstreckt werden können. Hierfür bedarf es jedoch unstreitig einer Änderung des Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetzes. Zweifelhaft ist überdies die EG-Konformität einer derartigen Gesetzesänderung. Nach der vorliegenden Rechtsprechung des EuGH und der bekannten Haltung der EG-Kommission dürfte das EG-Recht einer Gesetzesänderung entgegenstehen, soweit sich die Überlassungspflichten auch auf Abfälle zur Verwertung erstrecken (Bsp.: Überlassungspflicht für hausmüllähnlichen Gewerbeabfall, der nach dem Verfahren R 1 des Anhangs II B der EG-Abfallrahmen-RL als Brennstoff energetisch werden soll). Überlassungspflichten schränken die Warenverkehrsfreiheit ein und können nur auf die Entsorgungsautarkie wie das Näheprinzip gestützt werden. Diese Prinzipien gelten jedoch – wie der EuGH im Dusseldorf-Urteil ausgeführt hat – grundsätzlich nur für Abfälle zur Beseitigung.

Die EG-rechtlichen Probleme sind den Ländern bereits verdeutlicht worden. Die 54. Umweltministerkonferenz (UMK) hat daher beschlossen, dass zunächst von den Länder gesetzgeberische Vorschläge erarbeitet werden sollen, die dann gemeinsam mit dem BMU der zuständigen EG-Kommission vorgebracht und im Hinblick auf ihre Vereinbarkeit mit dem EG-Recht erörtert werden sollen. Vor dem Hintergrund der großen gesetzgeberischen Lösung hat der BMU das Verfahren zum Erlass der Verwaltungsvorschrift zunächst zurückgestellt und wird die Diskussion mit den Ländern ergebnisoffen führen.

Das Verfahren zum Erlass der Verwaltungsvorschrift ist damit zunächst unterbrochen. Dennoch können die anstehenden Vollzugs- und Rechtsfragen nicht auf eine große gesetzgeberische Lösung warten, sondern müssen kurzfristig beantwortet werden. Nach wie vor gibt es einen divergierenden Vollzug und eine divergierende Rechtsprechung, auch die Kollisionslage des Gesetzesvollzugs mit dem EG-Recht ist nicht abgewendet. Der BMU weist daher darauf hin, dass er inhaltlich nach wie vor zu den in der Verwaltungsvorschrift getroffenen Rechtsauslegung des Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetzes steht. Sie ist bereits die Auslegungsbasis für den vorgelegten Entwurf der AltholzVO wie auch für den der BergversatzVO. Vor diesem Hintergrund dürfte die Kontroverse über die Auslegung des Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetzes und über die Inhalte der Verwaltungsvorschrift noch lange nicht beendet sein.

Anschrift des Autors:

Ministerialrat Dr. jur. Frank Petersen
Leiter des Referates „Recht der Abfallwirtschaft“
Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, Bonn
11055 Berlin

Künftige Abfallwirtschaft aus der Sicht der Kommunalpolitik

R. Bleicher

Die kommunale Abfallwirtschaft befindet sich an einem Scheideweg. Durch das am 7. Juni 1996 in Kraft getretene Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetz sollte das Recht der Abfallbeseitigung zu einem Recht der Kreislaufwirtschaft fortentwickelt werden. Durch die in den §§ 5 Abs. 2 und 11 Abs. 1 KrW-/AbfG getroffenen Regelungen sind die Abfallerzeuger und -besitzer in die Verantwortung genommen worden. Ihnen ist nach Maßgabe des Verursacherprinzips die Aufgabe der Verwertung und Beseitigung von Abfällen als eigene zugewiesen worden. Die öffentlich-rechtlichen Entsorgungsträger sollen lediglich dort tätig werden, wo das Prinzip der privaten Verantwortung für die Abfallverwertung und -beseitigung nicht zu sachgerechten Ergebnissen führt. Daher ist insbesondere die Abfallbeseitigung und die Verwertung von Abfällen aus privaten Haushaltungen - flankiert durch Überlassungspflichten - nach wie vor den öffentlich-rechtlichen Gebietskörperschaften übertragen (vgl. §§ 13 Abs. 1, 15 Abs.1 KrW-/AbfG).

6 Verwerten oder beseitigen - das "Verschwindeln" von Abfällen

Diese Aufgabenabgrenzung zwischen privater und öffentlicher Verantwortung hat, was viele schon bei der Verabschiedung des Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetzes geahnt haben, ihre praktische Bewährungsprobe nicht bestanden. Vordergründig ist zwar das Aufkommen der zu beseitigenden Abfälle drastisch zurückgegangen. Das gilt insbesondere für Abfälle aus gewerblichen Herkunftsbereichen. Dieser Rückgang der Beseitigungsmengen hat die Abfälle allerdings in vielen Fällen nicht in hochwertige und schadlos arbeitende Verwertungsanlagen gelenkt, wie dies eigentlich das Ziel des Gesetzgebers war. Vielmehr entscheiden in erster Linie Kostengesichtspunkte darüber, ob und in welchen Verfahren Abfälle verwertet werden. Der Müll sucht und findet immer den billigsten Weg.

Hierzu ein Beispiel aus Nordrhein-Westfalen: In einem Kreis mit einer kürzlich nachgerüsteten und deshalb zu Entsorgungspreisen von weit über 300 DM je Tonne Abfall für die Beseitigung angebotenen Müllverbrennungsanlage ist seit In-Kraft-Treten des Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetzes das Aufkommen an Abfällen aus gewerblichen Herkunftsbereichen bis 1997 nahezu auf Null zurückgegangen; nur noch 1 % der ursprünglich aus diesem Herkunftsbereich beseitigten Abfälle werden dort

heute mit dem Ziel einer Beseitigung angeliefert. In einem benachbarten Kreis hingegen, der Abfälle noch deponiert, und zwar für einen Preis von unter 100 DM je Tonne, hat es hingegen im gleichen Zeitraum eine Steigerung der zur Ablagerung und damit zur Beseitigung kommenden Abfälle aus gewerblichen Herkunftsbereichen um mehr als 1000 % gegeben. Dieses Ergebnis, das sich nicht auf eine ungleich höhere wirtschaftliche Aktivität dieses Kreises zurückführen lässt, ist um so erstaunlicher, als sich in diesem Kreis keine Sortieranlage befindet. Zu vermuten ist, dass unter großzügiger Anwendung abfallrechtlicher Vorschriften dort - sicherlich mit Zustimmung des deponierenden Kreises - Abfälle beseitigt worden sind, die nach der Entsorgungsordnung des Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetzes dort nicht hätten entsorgt werden dürfen. Für diesen Vorgang hat Uwe Lahl vor einiger Zeit den anschaulichen Begriff des "Verschwindelns" von Abfällen geprägt.

Es kann in der Tat nicht hingenommen werden, dass aus einem großen Container mit Mischabfällen eine lächerliche Menge Metall oder Holz aussortiert wird, nur um den weitaus größeren Anteil als Sortierrest an die wohlfeilste Deponie am anderen Ende der Republik karren zu können. Gerade die hochwertigen und damit teuren Anlagen sind unausgelastet, so dass der hohe Fixkostenanteil ausschließlich oder doch überwiegend über die Hausmüllgebühren abzurechnen ist. Steigende Abfallgebühren in diesen Kommunen sind die Folge.

Ich habe auch ernstliche Zweifel daran, ob auf der Grundlage des vor kurzem bekannt gewordenen Entwurfs der Altholzverordnung die geradezu klassischen Konfliktfälle gelöst werden können: Unterfällt der Container, der, um in der Übertreibung das Problem deutlich zu machen, 1 % Altholz enthält und zu 99 % Mischabfälle dem Regime der künftigen Altholzverordnung? Kann der clevere und kostenbewusste Abfallbesitzer die zwei aussortierten Schalbretter nach allen Regeln der künftigen Altholzverordnung verwerten und die übrigen abgetrennten Störstoffe weiterhin kostensparend auf die Reise zur billigsten Deponie schicken? Nach meinem Eindruck beantwortet der Entwurf der Altholzverordnung diese Frage nicht oder jedenfalls nicht in dem Sinne, dass der beschriebene Container insgesamt als Beseitigungsabfall einzustufen ist. Wenn dieser Eindruck richtig ist und das Ergebnis nicht innerhalb der künftigen Altholzverordnung korrigiert werden kann, würde dies voraussichtlich auch für die weiteren angekündigten stoffstrombezogenen Verordnungen gelten.

Insgesamt ist festzustellen, dass jahrelange Bemühungen der Europäischen Kommission zur Konkretisierung ihres Abfallbegriffs bis heute ebenso erfolglos geblieben sind wie die Anstrengungen verschiedener Gremien des Bundes und der Länder bei der Erarbeitung von Abgrenzungspapieren zum deutschen Abfallbegriff. Möglicherweise liegt die Ursache für diese Schwierigkeiten in dem Abfallbegriff selbst, der gegebenenfalls auf den Prüfstand des europäischen und des deutschen Gesetzgebers gehört. Insoweit begrüßt der Deutsche Landkreistag den inzwischen auch von der 54. Umweltministerkonferenz im April 2000 unterstützten Vorstoß des Bundesumweltministers gegenüber der Europäischen Kommission, dem Problem der Abgrenzung zwischen Verwertung und Beseitigung seine Schärfe dadurch zu nehmen, dass durch eine Änderung des Rechtsrahmens eine Andienungspflicht und Entsorgungsautarkie für Siedlungsabfall (zur Verwertung und zur Beseitigung) sowie für hausmüllähnlichen Abfall festgeschrieben werden soll. Parallel dazu bedarf es aber eines zur privaten Entsorgung klar abgegrenzten Auftrages (vgl. Art. 86 Abs. 2 EGV) des deutschen Gesetzgebers an die öffentlich-rechtlichen Entsorgungsträger zur Entsorgung aller Abfälle aus Haushaltungen und Gemischen aus gewerblichen Beseitigungs- und Verwertungsabfällen im Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetz im Sinne der Beschlüsse der 53. und 54. Umweltministerkonferenz.

7 Allgemeine Verwaltungsvorschrift zum Abfallbegriff sowie zur Abfallverwertung und Abfallbeseitigung - auf Eis gelegt

Dagegen war der inzwischen nicht mehr weiterverfolgte Arbeitsentwurf des Bundesumweltministeriums zum Erlass einer Allgemeinen Verwaltungsvorschrift zum Abfallbegriff sowie zur Abfallverwertung und Abfallbeseitigung aus Sicht der Kommunen nicht zielführend. Er hätte weder die gewünschte Rechtssicherheit noch die dringend erforderliche Planungs- und Investitionssicherheit gebracht.

Überaus fraglich ist bereits, ob der zunächst verfolgte Weg des Erlasses einer lediglich mit Innenwirkung ausgestatteten Verwaltungsvorschrift tunlich ist. Insbesondere wären die Gerichte, die sich in der jüngsten Vergangenheit des öfteren und mit unterschiedlichem Ergebnis mit dieser Abgrenzungsfrage befassen mussten, in keiner Weise an diese staatliche Norminterpretation gebunden. Es bedarf vielmehr einer grundsätzlichen Klarstellung der dargestellten Abgrenzungsfragen im Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetz selbst, da auch eine mit Außenwirkung ausgestattete Rechtsverordnung kaum geeignet sein dürfte, die bereits im Gesetz angelegten Abgrenzungsschwierigkeiten zu beseitigen.

Zu befürchten war auch, dass mit der im Entwurf der Verordnung angelegten Aufweichung der sogenannten "Hausmüllklausel" des § 15 Abs. 1 KrW-/AbfG das Ende der kommunalen Entsorgungswirtschaft eingeleitet werden sollte, und zwar unter Hinweis auf entgegenstehendes europäisches Abfallrecht. Dabei fordern aber die EU-Verträge auch für die Abfallwirtschaft hohe ökologische Standards und eine nachhaltige Entwicklung. Dieser Grundsatz konkurriert mit der Forderung nach freiem Warenverkehr. Bei einer Ausbalancierung beider Prinzipien ist aber zu berücksichtigen, dass der neu geschaffene Artikel 16 des Amsterdamer Vertrages "Dienstleistungen von allgemeinem wirtschaftlichen Interesse", zu denen zweifellos die kommunale Abfallwirtschaft gehört, im Interesse der Daseinsvorsorge vor unerwünschten Beeinträchtigungen durch die marktöffnenden Prinzipien besonders schützt. Die Behauptung des Bundesumweltministeriums, dass gerade das EU-Recht eine ausschließlich wertungsorientierte Betrachtungsweise und damit ein Zurückdrängen der kommunalen Entsorgungswirtschaft verlange, ist vor diesem Hintergrund nach Auffassung der kommunalen Spitzenverbände nicht tragfähig. Auch die 54. Umweltministerkonferenz hat in ihrer Sitzung im April 2000 mit großer Klarheit eingefordert, der Zielsetzung des Art. 16 EGV zukünftig im Interesse einer Bestandssicherung der kommunalen Entsorgungswirtschaft den gebührenden Stellenwert einzuräumen.

Im Übrigen enthielt der Entwurf weder eindeutige Kriterien für den Einsatz bestimmter Abfälle in der energetischen Verwertung und der thermischen Beseitigung noch Vorgaben für die Schadlosigkeit der Verwertung bestimmter Abfälle und keine konkretisierenden Regelungen zu einzelnen Massenabfällen. Gerade den Erlass solcher Regelungen hatte aber die Umweltministerkonferenz bereits im Oktober 1999 gefordert. Die für die Praxis problematischen Fragestellungen, etwa danach, welche Abfälle schadlos außerhalb von Müllverbrennungsanlagen thermisch verwertet werden dürfen, wurden im Entwurf der Verwaltungsvorschrift überhaupt nicht angesprochen. Es bedarf aber dringend konkreter Regelungen zu einzelnen Abfällen, mit denen anhand der Bewertung des Schadstoffpotenzials Möglichkeiten zur Lenkung von Abfallströmen in die für die Verwertung bzw. Beseitigung solcher Abfälle geeigneten Anlagen eröffnet werden. Um auf den Entwurf der Altholzverordnung zurückzukommen: Im Grundsatz leistet der Entwurf diese Abgrenzung für einen Stoffstrom, auch wenn über Einzelheiten noch gestritten werden mag. Er schützt allerdings für sich genommen nicht vor dem Verschwinden von Abfällen.

Schließlich bedarf es einer Präzisierung der Abgrenzung zwischen Abfällen und Produkten und - nicht zuletzt im Hinblick auf die ökologisch zweifelhafte Abfallverwertung in belgischen Zementöfen, mit deren Prüfung derzeit der Europäische Gerichtshof befasst ist - einer verbindlichen Festschreibung der technischen Standards der Verwertung. In diesem Zusammenhang ist auch zweifelsfrei zu regeln, wann der Vorrang der Verwertung vor der Beseitigung entfällt. Die Getrennthaltungs- und Überlassungspflichten müssen mit dem Ziel präzisiert werden, die Sortierung an der Anfallstelle zu fördern.

8 Die Öffnung der Technischen Anleitung Siedlungsabfall - eine unendliche Geschichte

Und ein Weiteres:

Seit Jahren wird über eine Öffnung der Technischen Anleitung Siedlungsabfall (TASi) für hochwertige biologisch-mechanische Vorbehandlungsverfahren diskutiert. Brandenburg hat ein Verfahren zum Nachweis der Gleichwertigkeit biologisch-mechanischer Verfahren im Verhältnis zur thermischen Vorbehandlung akzeptiert. Das vom Bundesumweltministerium im Herbst 1999 auf der Grundlage eines Gutachtens des Umweltbundesamtes vorgestellte Eckpunktepapier zur Fortentwicklung der TASi und der inzwischen nicht mehr verfolgte Entwurf einer Allgemeinen Abfallverwaltungsvorschrift ent-

halten wesentliche Elemente dieses Gleichwertigkeitsnachweises. In Niedersachsen wird unter Anwendung des Verhältnismäßigkeitsgrundsatzes und der Ausnahmeregelungen der TASI (Ziffer 2.4) die Ablagerung nicht oder jedenfalls nicht thermisch vorbehandelter Abfälle bis weit über das Jahr 2005 hinaus geduldet. Neben Ländern, die im Jahre 2005 ihre gesamten Abfälle mühelos thermisch vorbehandeln können, gibt es andere, die über keine thermischen Behandlungskapazitäten verfügen und zudem Deponien betreiben, von denen wenig mehr als 10 % der TASI entsprechen. Dementsprechend unterschiedlich ist die Interessenlage vor Ort und sind die Erwartungen der politisch Verantwortlichen.

Der Deutsche Landkreistag spricht sich grundsätzlich für eine Beibehaltung der anspruchsvollen Ziele der TASI aus. Er kann sich eine Zulassung gleichwertiger mechanisch-biologischer Vorbehandlungsanlagen vorstellen, wenn

- die Nachsorgefreiheit der Deponie sichergestellt ist,
- die Vorbehandlungstechnik umweltrechtlichen Anforderungen an Ablufttechnik sowie die Vermeidung von Abwasserbelastungen Rechnung trägt und
- die Anforderungen des Gesundheitsschutzes beachtet sind.

Es bedarf aber einer klaren Definition des Standes der Technik der mechanisch-biologischen Abfallvorbehandlung. Die Abfallverwertung in der Form der Abfallmitverbrennung (zum Beispiel in Zementöfen) darf nur auf dem Niveau der 17. BImSchV erfolgen.

Die Ablagerung von Abfällen, die den Kriterien der TASI nicht entsprechen, endet am 1. Juni 2005, soweit nicht in besonderen Fällen Bestandsschutzgesichtspunkte zwingend entgegenstehen. Dabei sind die Vorgaben der europäischen Deponierichtlinie zu berücksichtigen, aber auch deren tatsächlicher Vollzug in den Nachbarstaaten. Gleichzeitig sollten die technischen Standards zur Abdeckung der Deponien überarbeitet werden.

9 Rücknahmeverordnungen aus der Sicht der kommunalen Abfallwirtschaft

Schließlich belasten die jahrelangen Diskussionen über die Änderung vorhandener und die Schaffung neuer Rücknahmeverordnungen die kommunale Planungssicherheit über alle Maßen.

Streitfrage bei der Schaffung neuer und der Änderung vorhandener Rücknahmeverordnungen ist stets die Frage, wer die Kosten der Umsetzung dieser Verordnungen trägt. Der Deutsche Landkreistag hält es für wichtig, dass die hierauf bezogene schiefelastige Diskussion endlich beendet wird. Denn: Es sind nie „die Kommunen“ oder „die Industriebetriebe“, die die Entsorgungskosten ganz oder teilweise tragen, sondern es sind in jedem Fall die Bürgerinnen und Bürger, als Abfallgebührenzahler oder als Käufer eines Neugerätes, Neuautos usw. oder als Abgeber eines Altgerätes, Altautos usw.

Verursachergerecht sind und im Einklang mit der Herstellerverantwortung stehen nach Auffassung des Deutschen Landkreistages allein Lösungen, die die Entsorgungskosten dem Käufer eines neuen Produkts anlasten, und zwar die gesamten Kosten einschließlich der getrennten Sammlung, Erfassung, Sortierung, Verwertung und Restbeseitigung. Eine entsprechende Regelung sieht derzeit der Vorschlag der Generaldirektion Umwelt der Europäischen Kommission für einen Entwurf einer europäischen Richtlinie über Elektro- und Elektronikschrott vor. Auch die faktische Umsetzung der deutschen Verpackungsverordnung durch die Schaffung des Dualen Systems ist diesem Ansatz gefolgt.

Entsprechend dem eingangs Gesagten sollte auch bei der Schaffung einer deutschen Elektroaltgeräteverordnung auf eine Kostenregelung hingewirkt werden, auf deren Grundlage der Käufer eines Neugerätes die gesamten Kosten für die Entsorgung eines entsprechenden Altgerätes aufbringt. Es ist zudem nicht vermittelbar, dass die Gesamtheit aller Gebührenzahler auch nur die Kosten der getrennten Sammlung, Bereitstellung und Sortierung zum Beispiel von Heimcomputern, Wäschetrocknern, Bügelmaschinen und Geschirrspülmaschinen tragen soll, mit denen ausweislich des Statistischen Jahrbuchs lediglich 2,9 bis 10,7 % der sozial schwachen Haushalte ausgestattet sind.

Es bedarf auch keiner langen Übergangsfristen oder einer unterschiedlichen Behandlung von Produkten, die vor In-Kraft-Treten einer Rücknahmeverordnung auf den Markt gebracht worden sind, und solchen, die nach In-Kraft-Treten verkauft worden sind, da kein Grund ersichtlich ist, warum nicht mit dem Geld, das heute beim Verkauf eines neuen Produktes als Entsorgungskostenbeitrag „eingesammelt“ wird, die Entsorgung eines heute zurückgegebenen unbrauchbaren Produktes finanziert werden könnte. Dies bestätigen Erfahrungen in den Niederlanden mit einer Elektroaltgeräte- und einer Altautoverordnung. Auch die nunmehr vorgetragenen Argumente gegen eine Übertragbarkeit des niederländischen Modells auf Deutschland verfangen nicht, da alle in Betracht kommenden Rechtsbereiche, auch das Kartellrecht, teilweise seit Jahrzehnten europarechtlich harmonisiert sind.

Die Verpackungsverordnung ist ökologisch und ökonomisch zu reformieren. Dabei muss es zu einer effektiven Kostenentlastung (der konsumierenden Bürger) durch eine Neuregelung für den Bereich der Leichtverpackungen sowie zu einer Stärkung der Abfallvermeidung kommen.

Ebenso ist die vorhandene Altautoverordnung zu novellieren. Insbesondere ist zu vermeiden, dass – wie derzeit – bei der Annahme von Verbleibsnachweisen in den Straßenverkehrszulassungsstellen lediglich unnötiger Verwaltungsaufwand getrieben wird, denen kein sichtbarer ökologischer oder ökonomischer Nutzen gegenübersteht. Bei der Novellierung der deutschen Altautoverordnung und der Schaffung einer europäischen Altauto-Richtlinie spricht schließlich unter Heranziehung des niederländischen Modells nichts dagegen, den Käufer eines Neufahrzeugs im Zeitpunkt des Kaufs mit den Kosten der Entsorgung zu belasten. Ebenso wenig sind lange Übergangsfristen erforderlich.

Zudem hält der Deutsche Landkreistag die in der Batterieverordnung getroffene Regelung, die Gebührenzahler mit den Kosten der Sammlung von Batterien aus privaten Haushalten zu belasten, nicht für systemgerecht.

10 Planungs- und Investitionssicherheit - ein Gebot der Stunde

Was die kommunale Entsorgungswirtschaft in der allernächsten Zukunft am dringendsten benötigt, ist eine dauerhafte Planungs- und Investitionssicherheit. Das bedeutet vor allem eine verlässliche Grundlage für die Prognose der in den kommenden Jahren an den kommunalen Entsorgungsanlagen zu erwartenden Abfallmengen und Abfallarten. Dutzende von öffentlich-rechtlichen Entsorgungsträgern, die verfolgen, in welcher ständiger Bewegung die Diskussion über das zukünftige Abfallrecht ist, warten mit Vergabeentscheidungen ab. Obwohl der 1. Juni 2005 immer näher rückt, wäre es in vielen Fällen unverantwortlich, zum jetzigen Zeitpunkt weitreichende Investitionsentscheidungen zu treffen, weil gar nicht abzuschätzen ist, ob und welche Müllmengen überhaupt an den Beseitigungs- oder Vorbehandlungsanlagen zu erwarten sind.

Klarheit muss auch bestehen hinsichtlich der einzuhaltenden technischen Standards. Wenn selbst das Niedersächsische Umweltministerium in einem Schreiben an die Regierungspräsidenten zum jetzigen Zeitpunkt vor der Errichtung möglicher biologisch-mechanischer Anlagen warnt, weil nach dem derzeitigen Diskussionsverlauf unter Umständen nach einer Übergangsfrist mit immensen Nachrüstkosten zu rechnen ist, die jegliche Kostenkalkulation obsolet machen können, beschreibt dies den Ernst der Lage.

Wir brauchen aber nicht nur einzuhaltende technische Standards, sondern darüber hinaus ihre flächendeckende Einhaltung, nicht nur in allen Bundesländern, sondern auch in den Nachbarstaaten. Auch eine unterschiedliche Verwaltungspraxis kann zu starken Unterschieden in der Höhe der Entsorgungskosten führen, und diese Kostenunterschiede werden immer wieder dazu führen, dass die Phantasie der Abfallerzeuger angeregt wird, kreativ nach kostengünstigen Entsorgungslösungen zu suchen. Natürlich kennen die Betreiber von längst nicht ausgelasteten Deponien die Standorte, an denen über das Jahr 2005 hinaus auf der Grundlage erteilter Genehmigungen nicht thermisch vorbehandelter Abfall abgekippt werden darf. Mit diesen Beispielen werden die Betreiber ihre Landesumweltminister traktieren und versuchen, gleiche Rechte für sich zu reklamieren. Und die Bürgermeister und Landräte ken-

nen auch den Zustand der Entsorgungsanlagen in ihren europäischen Partnerkommunen, wo doch eigentlich dasselbe europäische Abfallrecht umzusetzen und anzuwenden wäre.

Volkswirtschaftlich am besten und damit für die Gesamtheit der Gebührenzahler am günstigsten wären Lösungen, die - soweit dies ökologisch vertreten werden kann - zu einer gleichmäßigen Auslastung der vorhandenen Entsorgungsanlagen führen und eine Nutzung der aufgebauten Kapazitäten gewährleisten. Das wird gerade im Bereich der Deponien nicht einfach sein, wenn in den kommenden Jahren große Deponiekapazitäten "vom Netz" genommen werden sollen. Zweifellos könnte ein Deponiestilllegungsprogramm, das den betroffenen Betreibern die Stilllegung finanziell erleichtert, vor Ort zur Befriedung beitragen, weil eben hierdurch die als Folge der Stilllegung zu erwartenden Gebührensteigerungen abgefedert werden könnten. Da nun einmal die kommunale Solidarität spätestens am Geldbeutel aufhört, werden sich allerdings diejenigen zu Wort melden, die seit 1992 erhebliche finanzielle Aufwendungen getätigt haben, um bis spätestens zum 1. Juni 2005 die zu beseitigenden Abfälle thermisch vorzubehandeln und dafür dann noch in den Gebührenvergleichen des Bundes der Steuerzahler gescholten werden. Dies wird die Bereitschaft zur Installierung eines Deponiestilllegungsprogramms nicht steigern.

Ähnlich verhält es sich mit der Einführung einer Deponieabgabe nach österreichischem Vorbild, die theoretisch ein Deponiestilllegungsprogramm finanziell speisen könnte. In Österreich werden Abfälle mit den höchsten Abgabesätzen belastet, die an den am schlechtesten ausgestatteten Deponien angeliefert werden. Die Höhe der Abgabe steigt im Laufe der Jahre. Der entscheidende Vorteil einer solchen Abgabelösung besteht darin, dass die Kostenunterschiede zwischen guten und schlechten Anlagen nivelliert oder im Laufe der Zeit sogar umgekehrt werden. So sehr ich mich persönlich für eine solche Lösung erwärmen kann, ist sie derzeit in meinem Verband wegen der völlig unterschiedlichen Interessenlagen vor Ort nicht mehrheits- oder gar konsensfähig.

Auch mit Blick auf unsere gegenwärtigen und künftigen Nachbarn in der Europäischen Gemeinschaft dürfen die vorhandenen Umweltstandards nicht, wie in der Vergangenheit üblich, weiter gesteigert werden, vielmehr ist Flexibilität beim Technikeinsatz gefragt. So stellt sich beispielsweise die Frage, ob es der deutschen Entsorgungswirtschaft und dem deutschen Gebührenzahler wirklich hilft, dass die Bundesregierung bei der Beschlussfassung über die europäische Deponierichtlinie zu Protokoll erklärt hat, an den strengeren deutschen Vorschriften festhalten zu wollen. An dieser Einstellung hat sich anscheinend auch nach dem zwischenzeitlichen Regierungswechsel nichts geändert. Vertreter der Generaldirektion Umwelt der Europäischen Kommission wagen seit langem die Prognose, dass dieser Weg aus ökonomischen Gründen kaum durchhaltbar sein dürfte.

Anschrift des Autors:

Dr. Ralf Bleicher
Deutscher Landkreistag
Lennéstraße 17
10785 Berlin

Position der ATV-DVWK zur Novellierung der TASI

S. Asmussen

11 Einleitung

Die TASI¹, Technische Anleitung zur Verwertung, Behandlung und sonstigen Entsorgung von Siedlungsabfällen, gilt seit Mai 1993. Neben Anforderungen an die stoffliche Verwertung und an die Behandlung formuliert die TASI vor allem Anforderungen an die Ablagerung von Siedlungsabfällen. Das Ziel der TASI in Bezug auf die Ablagerung von Siedlungsabfällen ist es, eine umweltverträgliche Behandlung und Ablagerung von Abfällen und eine weitestmögliche Nachsorgefreiheit von Deponien zu erreichen. Dieses Ziel wird seitens der ATV-DVWK uneingeschränkt unterstützt.

Das BMU überarbeitet die Technische Anleitung Siedlungsabfall (TASI) in Form einer "Verordnung zur umweltverträglichen Ablagerung von Siedlungsabfällen", kurz Ablagerungsverordnung, außerdem wird der Entwurf einer neuen 29. BImSchV erarbeitet, die die Abluft-Anforderungen für mechanisch-biologische Anlagen (MBA) regeln soll. Die Eckpunkte für die Ablagerungsverordnung und die Immissionsschutzverordnung legte das BMU im Februar 2000 vor. Als dritter Punkt in diesem Paket liegt derzeit ein neuer Anhang (Anhang 59) zur Abwasserverordnung als Entwurf vor, der die direkte und indirekte Einleitung von Abwasser aus MBAs regeln wird. Das Regelungspaket soll bereits Mitte 2000 verabschiedet werden.

Da sich aus der TASI keine zwingende Verpflichtung ergibt, Siedlungsabfälle¹ bereits vor Ablauf der Übergangsfrist der TASI (1. Juni 2005) über die genannten Mindestanforderungen (Zif. 12.1 : Erhöhung der Einbaudichte, Reduzierung der nativ-organischen Bestandteile) hinaus vorzubehandeln² werden zur Zeit Deponien, insbesondere mit Restlaufzeiten über das Jahr 2005 und Nicht-TASI-Standard, weitestmöglich erfüllt. Hierbei spielen wirtschaftliche Gründe eine primäre Rolle, da vor der starken Verminderung der abzulagernden Abfälle ab 2005 ein möglichst hoher Teil der Fix- und Nachsorge-

¹ gemeint sind hierbei: Hausmüll, hausmüllähnliche Gewerbeabfälle, Klärschlamm und andere organische Abfälle ohne die in der TASI mit erwähnten Bauabfälle

kosten der Deponie durch ausreichende Verfüllung gedeckt werden sollen. Das gegenwärtige Überangebot von Deponiekapazitäten führt zu niedrigen Deponierungspreisen und weiterhin dazu, daß keine neuen Deponiestandorte gesucht und ausgebaut werden.

Gleichzeitig stehen Kapazitäten in Verbrennungsanlagen aufgrund der Verlagerung und dem Rückgang der Abfallmengen leer. Da diese Anlagen i.d.R. jedoch nur unter Vollast kostenoptimal betrieben werden können, werden auch dort Beseitigungskapazitäten kostengünstig bis unter den Selbstkostenpreis angeboten.

Resultierend aus dieser Preissituation haben Anlagen mit hohem Standard und dementsprechend hohen Behandlungskosten, auf dem Entsorgungsmarkt nur geringe Chancen, obwohl diese i.d.R. die emissionsseitig positivere Bilanzen aufweisen können. Der Markt regelt die Entsorgung in dem Maße, daß insbesondere Entsorgungsträger, die keine Vorsorge bezüglich eigener Entsorgungskapazitäten geschaffen haben, ihre Abfälle zu „Dumpingpreisen“ beim billigsten Anbieter entsorgen können, während Entsorgungsträger mit ausreichenden Entsorgungskapazitäten große finanzielle Probleme haben.

Diese Entsorgungspraxis steht den Grundsätzen und Zielen der TASI nach umweltverträglicher Behandlung und Ablagerung von Abfällen entgegen.

Die Entsorgung von Resthaushaltsabfällen sollte anhand der vorliegenden örtlichen Randbedingungen konzipiert werden. Hierbei sind ökologische und wirtschaftliche Kriterien sowie die jeweiligen Standortbedingungen zu berücksichtigen. Die ATV-DVWK setzt sich dafür ein, dass bei der Entsorgung von Abfällen verschiedene Konzeptlösungen geprüft werden, bei denen thermische und mechanisch-biologische Verfahren Berücksichtigung finden.

12 Zu dem Eckpunktepapier zur Änderung der TASI des BMU

Die ATV-DVWK befürwortet im Sinne des Umweltschutzes und der Planungssicherheit für Kommunen und Anlagenbetreiber die Schaffung rechtlicher Randbedingungen für die mechanisch-biologische Aufbereitung von Restabfällen. Insbesondere ist sicherzustellen, daß die Ziele, die bereits innerhalb der TASI fest geschrieben sind, umgesetzt werden. Hierbei sollte gewährleistet sein, daß zukünftig keine unvorbehandelten Abfälle mehr deponiert werden, der "Mülltourismus" in Grenzen gehalten wird und Deponien, die nicht umweltgerechten Standards entsprechen, möglichst umgehend geschlossen und nachgesorgt werden. Weiterhin sollten bei einer Überarbeitung der TASI die Grundsätze und Inhalte der EU-Deponierichtlinie Berücksichtigung finden.

Die TASI beinhaltet seit 1993 umfangreiche Grundsätze und Zielvorstellungen zur Verbesserung der Umweltauswirkungen bei der Entsorgung von Abfällen. Diese Grundsätze wurden insbesondere bei der Ablagerung unvorbehandelter Abfälle auf ungesicherten Deponien in den letzten Jahren in hohem Umfang verletzt. Es wurde und wird sich hierbei auf die Übergangsregelungen der TASI „Ausnahmen von der Zuordnung bei Deponien“ bis zum Jahre 2005 berufen. Daß es sich hierbei um Ausnahmeregelungen handelt, wenn „.....absehbar ist, daß der Abfall aus Gründen mangelnder Behandlungskapazitäten die Zuordnungskriterien nach Anhang B nicht erfüllen kann.“, findet nur in seltenen Fällen Berücksichtigung. Weiterhin hat sich in den letzten Jahren gezeigt, daß derjenige, der nicht vorsorglich Anlagenkapazitäten geschaffen hat, diese günstig einkaufen konnte, ohne selber Anlagen zu bauen.

Anhand dieser Erfahrungen stellt sich die Frage, ob die Ziele der Schließung nicht umweltgerechter Deponien und der Nutzung vorhandener hochwertiger Entsorgungsanlagen bzw. des Baus zusätzlicher Anlagen mit einer Überarbeitung der Verwaltungsvorschrift TASI in eine neue TASI (2) erreicht werden. Nach Ansicht der ATV ist es notwendig die EU-Deponierichtlinie schnellstmöglich in eine Deponieverordnung umzusetzen, um Planungs- und Rechtssicherheit zu schaffen.

Dieses ist ein Auszug aus der Stellungnahme der ATV zum Bericht des Umweltbundesamtes zur „Ökologischen Vertretbarkeit der mechanisch-biologischen Vorbehandlung von Restabfällen einschließ-

lich deren Lagerung“ vom Oktober 1999. Bei Betrachtung des Eckpunktepapiers vom 9. Februar 2000 kann festgestellt werden, dass wesentliche Punkte in Übereinstimmung gebracht wurden. Hierbei sei insbesondere die Schaffung einer „Verordnung über die umweltverträgliche Ablagerung von Siedlungsabfällen“ genannt, um Rechtssicherheit zu schaffen.

Bei der Festlegung der Grenzwerte für die Ablagerung bzw. den Anlagenbetrieb sind in dem Eckpunktepapier des BMU sehr hohe Anforderungen aufgenommen worden. Diese liegen oberhalb der Werte, die bestehende Anlagen i.d.R. einhalten und damit oberhalb des Standes der Technik. Bei der abschließenden Festlegung der Grenzwerte sind vorliegende Forschungsergebnisse zu berücksichtigen. Es muß sichergestellt werden, dass neben den Anforderungen an die Emissionen der Anlagen auch die Gesamtauswirkungen der Verordnungen geprüft werden. Hierbei sind die Gesamtökobilanz, die Umsetzbarkeit und die Wirtschaftlichkeit verschiedener Entsorgungskonzeptionen zu betrachten.

12.1 Verordnung über die umweltverträgliche Ablagerung von Siedlungsabfällen

Wie bereits innerhalb der Einleitung aufgeführt, begrüßt die ATV-DVWK die Umsetzung der Verwaltungsvorschrift „Technische Anleitung Siedlungsabfall“ in eine rechtsverbindliche Verordnung. Hierdurch wird die Umsetzung der Ziele der TASI, welche bis heute unzufriedenstellend umgesetzt wird, gewährleistet. Eine Abtrennung heizwertreicher Bestandteile aus den Restabfällen und deren thermische Nutzung unter Einhaltung der 17. BImSchV sind zu unterstützen.

12.1.1 Standfestigkeit, Dichtigkeit und Wasserdurchlässigkeit des Deponiekörpers

Abfälle die langfristig abgelagert werden, sollen sicher lagern, so dass weder schädliche luft- noch wasserseitige Emissionen entstehen und der Deponiekörper setzungsunempfindlich ist.

Das UBA geht in seinem Bericht zur "Ökologischen Vertretbarkeit der mechanisch-biologischen Vorbehandlung von Restabfällen einschließlich deren Lagerung" wie auch das vom BMU vorgelegte Eckpunktepapier davon aus, dass über folgende zusätzliche TASI-Parameter die gewünschte Sicherheit erreicht werden kann:

- Der Durchlässigkeitsbeiwert soll $k_f = 10^{-8}$ m/s betragen (bestimmt im Laborversuch).
- Der Wassergehalt soll unterhalb des optimalen Proctor-Wassergehaltes ($w < w_{pr}$) liegen.
- Der Siebschnitt soll bei < 40 mm (Korngröße) liegen.
- Der Einbau soll als hochverdichteter Dünnschichteinbau erfolgen: Die Einbaudichte soll 95% Proctordichte betragen.

Durch das Einhalten dieser Parameter wird erwartet, einen gut händelbaren Abfall zu erhalten, eine setzungs-unempfindliche Deponie sicherzustellen und Emissionen auf ein Minimum einzuschränken.

Durchlässigkeitsbeiwert $k_f < 10^{-8}$ m/s

Der vorgeschlagene k_f -Wert von 10^{-8} m/s wurde aus einem ersten theoretischen Gleichwertigkeitsnachweis für eine ungedichtete Deponie (Lübben-Raths-Vorwerk) entnommen. Dieser Wert wurde bisher bei mechanisch-biologisch vorbehandelten Abfällen großtechnisch nicht eingehalten. Durchgeführte Laboruntersuchungen können hier keine belastbaren Prognosen ergeben, insbesondere wenn diese, wie im Verbundforschungsprojekt mit Material ausgeführt wurden, welches einen Siebschnitt aufwiesen (< 10 mm statt < 40 mm).

Siebschnitt < 40 mm

Ob ein Siebschnitt < 40 mm die guten physikalischen Ablagerungseigenschaften sicherstellt, ist großtechnisch nicht bewiesen. Vor dem Hintergrund der bisherigen Fachdiskussionen und der Zuord-

nungswerte des Anhangs B ist der Parameter Siebschnitt < 40 mm für die Beschreibung des MBA-Output und deren ökotoxikologisches Potential nicht aussagekräftig.

Es ist derzeit wissenschaftlich nicht geklärt, ob der geforderte Siebschnitt und der kf-Wert deponietechnische Vorteile bringen. Der aus dem theoretischen Gleichwertigkeitsnachweis übernommene Durchlässigkeitsbeiwert sollte für eine Novellierung der TASI nicht verallgemeinert werden. Ein niedriger kf-Wert garantiert zwar geringe Wasserdurchlässigkeit, könnte aber auch zu erhöhten Gasdrücken führen.

Eine umweltverträgliche Ablagerung der vorbehandelten Abfälle könnte durch die Forderung garantiert werden, dass in den Genehmigungsbescheiden zur Ablagerung von MBA-Abfällen für den Einzelfall Vorschriften bezüglich der Proctordichte, des Wassergehaltes und des Dünnschichteinbaus festgelegt werden.

12.1.2 Grad der biologischen Stabilität des Materials

Die biologische Stabilität eines Materials soll weitestgehend garantieren, dass langfristig keine Veränderungen chemischer oder physikalischer Art auftreten, die möglicherweise zu einem Austrag schädlicher Stoffe führen könnten. Der in der TASI in Anhang B festgeschriebene Glühverlust von $< 5\%$ ist i.d.R. durch mechanisch-biologische Behandlungsverfahren nicht zu erreichen.

Es soll ein geeigneter Parameter gefunden werden, der die biologische Stabilität des zu deponierenden Materials sicherstellt. Das UBA wie auch das BMU schlagen vor, den Grenzwert für den Glühverlust auf 30% zu erhöhen und die Kriterien für die Atmungsaktivität auf $AT_4 < 5$ mg O₂ / g TS in 4 Tagen und die spezifische Gasbildung auf $GB_{21} < 20$ l Gas / kg TS in 21 Tagen in Laborversuchen festzulegen.

Bei den beiden Parametern AT_4 und GB_{21} handelt es sich um biologische Bestimmungsverfahren, die naturgemäß größere Standardabweichungen aufweisen als chemische Bestimmungsmethoden.

Die jetzige Diskussion scheint darauf hinaus zu laufen, den $AT_4 < 5$ mg O₂ / g TS als Parameter zur Bestimmung der biologischen Stabilität zu wählen. Der GB_{21} könnte als Kontrollparameter aufgenommen werden, da er mit dem AT_4 korreliert, dafür aber die Nachteile einer längeren Versuchsdauer und größerer Standardabweichungen aufweist.

Die ATV-DVWK begrüßt es, dass Kontrollparameter in die Deponieverordnung aufgenommen werden, die an die tatsächlichen Rahmenbedingungen der MBA angepasst sind. Die Parameter sollten an den Ergebnissen des BMBF-Vorhabens zur mechanisch-biologischen Aufbereitung orientiert werden.

12.2 Verordnung über mechanisch-biologische Behandlungsanlagen für Siedlungsabfälle und andere biologisch-abbaubare Abfälle, 29. BImSchV

Die ATV-DVWK begrüßt es, Anforderungen an die Luftreinhaltung von MBA zu definieren und hierbei den Schutzkonventionen für die Reinhaltung der Luft Rechnung zu tragen. Eine Übertragung der Schutzziele der 17. BImSchV ist hierbei zu begrüßen, eine unmittelbare Übertragung der 17. BImSchV, die die Errichtung, die Beschaffenheit und den Betrieb von Anlagen regelt, in denen feste oder flüssige Abfälle verbrannt werden, ist für diese Zielstellung jedoch ungeeignet und kann dabei nur als Orientierung gelten. Für die Anlagen zur mechanisch-biologischen Aufbereitung von Restabfällen sind charakterisierende bzw. qualifizierende Untersuchungen und Parameter festzulegen, die Aussagen über den Betrieb der Anlagen und der vorliegenden Emissionen und der resultierenden Immissionen zulassen. Es ist zu berücksichtigen, daß bei den einzelnen Parametern auf die Eigenarten des jeweiligen physikalischen, chemischen und biologischen Prozesses Rücksicht genommen wird. Weiterhin sollten zur Festlegung der Parameter die Ökotoxizität und die Humantoxizität der gasförmigen Emissionen von

MBA und thermischer Abfallbehandlungsanlagen als charakterisierende Größen mit berücksichtigt werden.

12.2.1 Anforderungen an Bau und Standort von MBA

Bei dem Bau und der Standortwahl von Anlagen zur Abfallbehandlung sind aus Sicht der ATV-DVWK die Anforderungen der Emissionen, der Umwelthygiene, der Betriebs- und Seuchenhygiene und des Arbeitsschutzes zu berücksichtigen. Anhand der jeweiligen spezifischen Bedingungen des Standortes sind diese Anforderungen auszulegen. Die ATV-DVWK hat in ihrem Merkblatt ATV-M 365 „Hygiene bei der biologischen Abfallbehandlung – Hinweise zu baulichen und organisatorischen Maßnahmen sowie zum Arbeitsschutz“³ entsprechende Empfehlungen, die insbesondere bei der Planung und beim Bau von Anlagen berücksichtigt werden sollten, die aber auch bei Betrieb und Umbau bestehender Anlagen wichtig sind, aufgestellt. Hieraus ist ersichtlich, dass z.B. entsprechend des Arbeitsschutzes und entsprechend der Umwelthygiene (z.B. Geruch-, Keimemissionen) unterschiedliche Anforderungen an Anlagen zu stellen sind. Eine offene Anlage bietet z.B. für den Arbeitsschutz Vorteile gegenüber geschlossener Varianten; solche Anlagen können jedoch nur unter entsprechenden Standortbedingungen Realisierung finden. In Bezug auf Anlagen zur mechanisch-biologischen Aufbereitung von Restabfällen wird häufig eine unmittelbare Nähe zu Deponien vorhanden sein. Aus diesem Grunde sollten bei solchen Standortbedingungen die Umweltauswirkungen des Gesamtbauwerkes berücksichtigt werden.

Bei neu zu errichtenden Anlagen, die sich nicht in unmittelbarer Nähe von Deponien befinden, sind die im Eckpunktepapier aufgeführten Anforderungen (z.B. 300 m Mindestabstand zu Wohnbebauungen) zu begrüßen. Bei Altanlagen und Anlagen, die eine kurzfristige Vorbehandlung von Abfällen zur Deponierung erreichen sollen, sind die Anforderungen an den jeweiligen Standort und die gesamten Umweltbedingungen anzupassen.

Eine Kapselung oder Einhausung von Einrichtungen zur Abfallannahme, mechanischen Aufbereitung, physikalischen Stofftrennung, Lagerung, Transport und biologischer Behandlung wie dieses im Eckpunktepapier gefordert wird, ist prinzipiell zu begrüßen, wobei hierbei die Gesamtheit der Anlage MBA-Deponie, gesehen werden sollte. Die Vorgaben sollten, neben der Erfüllung der Umweltverträglichkeit, in der Praxis durchführbar sein und ebenfalls unter wirtschaftlichen Anforderungen betrachtet werden. Bei der weiteren Spezifizierung der Anforderungen, ist zu erläutern, was im Einzelnen eine „Kapselung“ bedeutet, oder ob in verschiedenen Bereichen eine Überdachung ausreichend sein kann, etc. Eine Forderung z.B. nach Einbau von Material in eine Deponie ausschließlich bei trockenem Wetter, wie dieses in vorherigen Papieren gefordert wurde ist für die Praxis nicht umsetzbar.

12.2.2 Emissionsgrenzwerte

Der Grundsatz der Mehrfachnutzung bzw. Minimierung von Abluft einer mechanisch-biologischen Anlage und vollständigen Nutzung, sowie Ableitung über einen Kamin ist prinzipiell zu begrüßen. Es ist jedoch zu hinterfragen, ob dieser Grundsatz, der bereits Festlegungen für die technische Ausführung einer Anlage bedeutet innerhalb der Bundesimmissionsschutz-Verordnung festgelegt werden soll. Alternativ ist es möglich, nur die maximal zulässigen Emissionen fest zu schreiben. Hierbei wäre die Agententechnik und damit der Fortschritt der Technik in der Ausführung der Umweltziele flexibler umsetzbar.

Die innerhalb des Eckpunktepapieres aufgeführten Grenzwerte stellen anspruchsvolle Ziele dar. Die Erreichung dieser Ziele ist für zukünftige, großtechnische Anlage erstrebenswert. Im Rahmen der Realisierung von mechanisch-biologischen Anlagen stellt sich die Frage, ob Anforderungen über dem Stand der Technik in diesem Bereich gefordert werden sollen. Die Einhaltung der angeführten Grenzwerte ist technisch machbar, dem gegenüber gestellt werden muss immer auch der technische und der wirtschaftliche Aufwand, um letztendlich die Umweltverträglichkeit dieser Forderungen abschätzen zu können. Die ATV-DVWK ist der Ansicht, dass durch die Festschreibung der Emissionsgrenzwerte

keine Verhinderung der MBA-Technik erfolgen sollte; dieses ist insbesondere für den kurzfristigen Bedarf an MBA-Anlagen zur Vorbehandlung von Abfällen vor der Ablagerung notwendig, solange keine ausreichenden anderen Behandlungskapazitäten bestehen.

12.3 Abwasserrechtliche Regelung, 59. Anhang zur AbwV

Bei der mechanisch-biologischen Vorbehandlung der Abfälle wird Prozessabwasser entstehen, das schädliche Stoffe enthält. Im MBA-Prozess ist mit Prozess-Abwasser zu rechnen, welches die vergleichbare Inhaltsstoffe besitzt, wie sie aus Deponiesickerwasser bekannt sind. Die Quantität des Sickerwassers ist erheblich von der Fahrweise der Anlage abhängig.

Um die Abwassermenge zu minimieren fordert das UBA in seinem ersten Vorschlag einen abwasserfreien Betrieb für MBA. Dieses ist in Anbetracht der Tatsache, dass auch anaerob-betriebene Anlagen für MBA künftig möglich sein sollten, nicht Ziel führend. Sinnvoll ist es, wie in dem vorgelegten Entwurf des 59. Anhanges der AbwV Bedingungen an die Qualität der Wässer zu stellen, welche direkt bzw. indirekt eingeleitet werden sollen.

Die ATV-DVWK hat zu den beiden Entwürfen des Anhanges 59 „Mechanisch-biologische Abfallbehandlungsanlagen für Siedlungsabfälle“ Stellung bezogen. Tenor der Stellungnahmen ist es, dass die gemeinsame Behandlung von Deponiesickerwässern und Sickerwässern aus MBA möglich sein muss, um eine ökologische und ökonomische Reinigung der Sickerwässer zu erreichen. Die Orientierung der Werte für die Direkt- und Indirekteinleitung der Abwässer sollte an denen des Anhanges 51 „Oberirdische Ablagerung von Abfällen“ erfolgen, da dieses Wässer eine vergleichbare Zusammensetzung aufweisen. Wie bereits innerhalb der TASI (Punkte 5.4.1.3.2, 7.1.4 und 7.1.5) festgelegt, sollten anfallende Wässer möglichst im Prozess geführt werden und in entsprechend gedichteten Behältern getrennt gehalten werden und den Anforderungen des jeweils gültigen Wasserrechts unterliegen.

In dem Entwurf vom 24. März 2000 werden allgemeine Anforderungen zur Minimierung der anfallenden Abwässer gestellt.

.....

- 1. Weitgehende Kreislaufführung und Mehrfachnutzung von wässrigen Abfällen,*
- 2. Einhausung, Überdachung oder Abdeckung der Abfalllager- und Abfallbehandlungsflächen....*

Die ATV-DVWK ist der Ansicht, dass Anforderungen an Bau und Verfahren der MBA nicht innerhalb eines Anhanges der AbwV geregelt werden sollten. Es sollte hier kein Vorgriff auf das Genehmigungsrecht zum Anlagenbau genommen werden.

Weiterhin werden strenge, dem Stand der Technik entsprechende, Anforderungen (siehe Tabelle 1) an die direkte Einleitung der Wässer in ein Gewässer gestellt. Dieses wird seitens der ATV-DVWK befürwortet.

Tab. 1 Anforderungen an das Abwasser für die Einleitungsstelle – Direkteinleitung in ein Gewässer (Entwurf 59. Anhang der AbwV, 24. März 2000)

	Qualifizierte Stichprobe o-der 2-Stunden-Mischprobe	
CSB	mg/l	200
BSB ₅	mg/l	20
N-ges (Summe NH ₄ , NO ₂ , NO ₃) oder: TN _b (ges. gebundener Stickstoff)	mg/l	70
NH ₄	mg/l	10
P-ges	mg/l	2
Kohlenwasserstoffe-ges. (Stichprobe)	mg/l	10
Fischgiftigkeit	G _F	2

Die Anforderungen an eine gemeinsame Behandlung der Sickerwässer aus MBA z.B. mit kommunalen Abwässern oder mit Deponiesickerwässern wurden in dem 2. Entwurf an den Werten des Anhan- ges 51 „Oberirdische Ablagerung von Abfällen“ entsprechend der Vorschläge der ATV-DVWK orien- tiert. Untersuchungsergebnisse von Sickerwässern zeigen⁴, dass eine Einhaltung des AOX-Wertes eher schwierig ist.

Tab. 2 Anforderungen an das Abwasser vor der Vermischung mit anderem Abwasser zur gemeinsamen Behandlung (Entwurf 59. Anhang der AbwV, 24. März 2000 und 51. Anhang) im Vergleich zur Zusammensetzung von Deponiesickerwasser

Alle Angaben in mg/l	Qualifizierte Stichprobe oder 2-Stunden-Mischprobe			Zusammensetzung von Sickerwässern aus Siedlungsabfalldeponien	
	Entwurf 59 MBA	Anhang	Anhang 51 Depo- nien	ATV-Arbeitsbericht, 3/93 ⁵	
				Mittelwert	Bereich
AOX	0,5		0,5	2	0,32 – 3,5
Quecksilber (Hg)	0,05		0,05	0,01	0,0002 - 0,01
Cadmium (Cd)	0,1		0,1	0,006	0,0005 - 0,14
Chrom (Cr)	0,5		0,5	0,3	0,03 – 1,6
Chrom IV (Cr VI)	0,1		0,1		
Nickel (Ni)	1		1	0,2	0,008 – 1,02
Blei (Pb)	0,5		0,5	0,09	0,03 – 1,6
Kupfer (Cu)	0,5		0,5	0,08	0,004 - 1,4
Zink (Zn), Saure Gärung- [Methangärung]	2		2	5 [0,6]	0,1 - 120 [0,03 – 4]
Arsen (As)	0,1		0,1	0,16	0,005 - 1,6
Cyanid, leicht freisetzbar	0,2		0,2		0,04 - 90
Sulfid	1		1		

Gemeinsam mit anderen Abwässern darf entsprechend des vorliegenden Entwurfes das Abwasser aus MBA nur behandelt werden, wenn zusätzlich die Anforderungen an die Fischgiftigkeit oder ein DOC- Eliminationsgrad von 75 % oder das Abwasser weist vor einer Behandlung eine CSB-Konzentration

von weniger als 400 mg/l auf. Diese Nachweise sind alle 2 Jahre bzw. bei wesentlichen Änderungen der Anlage zu führen.

Wie bereits oben angeführt, ist die ATV-DVWK der Ansicht, dass eine gemeinsame Behandlung von Sickerwässern aus der MBA und Deponiesickerwässern unbedingt möglich sein sollte. Als Vergleich ist in der obigen Tabelle die Zusammensetzung von Deponiesickerwasser aufgenommen.

13 Literaturverzeichnis

- 1 Dritte allgemeine Verwaltungsvorschrift zum Abfallgesetz (TA Siedlungsabfall), Technische Anleitung zur Verwertung, Behandlung und sonstigen Entsorgung von Siedlungsabfällen, 14. Mai 1993
- 2 RA H. Gaßner, RA W. Siederer, Ablagerung biologisch-mechanisch vorbehandelter Abfälle nach dem 1. Juni 2005, Müll und Abfall 5/97
- 3 ATV-M 365, „Hygiene bei der biologischen Abfallbehandlung - Hinweise zu baulichen und organisatorischen Maßnahmen sowie zum Arbeitsschutz“, November 1999, ISBN 3-927729-82-5
- 4 U. Loll, „Mengen, Qualität und Aufbereitungstechnik von Prozessabwässern aus der anaeroben Abfallbehandlung“, in: Bio- und Restabfallbehandlung IV, Wiemer, Kern, 2000, Verlag Witzhausen-Institut
- 5 Arbeitsbericht der ATV-Arbeitsgruppe 7.2.26 „Abwässer aus Abfalldponien“, „Deponiesickerwasserbehandlung“, Korrespondenz Abwasser 3/93, S. 365-404

Anschrift der Autorin:

Dipl.-Ing. Silke Asmussen
ATV-DVWK
Abteilungsleiterin Abfall
Theodor-Heuss-Allee 17
53773 Hennef
Tel. 02242/872-121
FAX: 02242/872-135
email: asmussen@atv.de

ATV-DVWK Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall

Die ATV-DVWK ist der deutsche Repräsentant der in den Bereichen Abwasser, Abfall und Wasserwirtschaft tätigen Fachleute. Zu den Haupttätigkeitsgebieten des Verbandes zählen technisch-wissenschaftliche Themen und die wirtschaftlichen sowie rechtlichen Belange des Umweltschutzes. Die politisch und wirtschaftlich unabhängige Vereinigung arbeitet national und international in den Bereichen Gewässerschutz, Abwasser, wassergefährdende Stoffe, Abfall, Wasserbau, Wasserkraft, Hydrologie, Bodenschutz und Altlasten. Die ca. 16.000 Mitglieder sind in Kommunen, Ingenieurbüros, Behörden, Unternehmen und Verbänden sowie Hochschulen tätig. Davon besteht bei 10.000 Fachleuten eine persönliche Mitgliedschaft; dies sind Ingenieure, Naturwissenschaftler, Juristen, Kaufleute, Betriebspersonal und Techniker. Über die fördernde Mitgliedschaft in der ATV-DVWK werden ca. 160.000 Fachleute erreicht. Jedes ATV-DVWK-Mitglied ist einem der sieben Landesverbände zugeordnet. Zentrale Aufgaben sind die Erarbeitung und Fortschreibung des ATV-DVWK-Regelwerkes, die Durchführung der beruflichen Bildung und die umfassende Information der Mitglieder.

Die Zukunft der mechanisch-biologischen Abfallbehandlung in der Abfallwirtschaft des Landes Brandenburg

B. Remde

14 Vorbemerkungen

Dass die mechanisch-biologische Abfallbehandlung der zentrale Gegenstand dieser Tagung sowie einer Vielzahl von Fachdiskussionen in den vergangenen Wochen ist, zeigt, welche Bedeutung dem Verfahren als **einem** Weg der Abfallbehandlung beigemessen wird.

Gestatten Sie mir jedoch einige grundsätzliche Bemerkungen vorab:

Das Abfallrecht legt seit vielen Jahren schon die Zielhierarchie Vermeiden vor Verwerten vor Beseitigen fest und es hat sich in diesem Bereich auch viel entwickelt. Das möchte ich am Beispiel der Entwicklung der Abfallbilanz der öffentlich-rechtlichen Entsorgungsträger im Land Brandenburg kurz darstellen. Das Gesamtaufkommen entwickelte sich in den Jahren von 1993 bis 1998 von 3,095 Mio. t zu 2,021 Mio. t. Dabei sind die Entwicklung der Abfallmengen, die einer Verwertung zugeführt werden konnten gegenüber denen, die der Beseitigung zugeführt wurden, gegensätzlich. Wurden 1993 600.000 t Siedlungsabfälle verwertet, betrug diese Menge 1998 schon 655.000 t. Demgegenüber ging die Beseitigung von 2,495 Mio. t in 1993 auf 1,366 Mio. t in 1998 zurück.

Dass diese Entwicklungstendenz der Siedlungsabfallwirtschaft erfreulich ist, kann nicht darüber hinwegtäuschen, dass es noch sehr viel zu tun gibt, um alle Vermeidungs- und Verwertungspotentiale auszuschöpfen. Da ist zum einen der Bereich der Produktverantwortung, wo in Bereichen wie Elektronikschrott und Druckerzeugnissen noch ein erheblicher Regelungsbedarf besteht, wo es Regelungsentwürfe gibt, es allerdings noch nicht zu einem politischen Konsens und einer Verabschiedung dieser Regelungen kam. Zum anderen muss bei allen Verwertungswegen darauf geachtet werden, dass es sich auch wirklich um hochwertige Abfallverwertungen handelt und kein Umweltdumping gerade auch über die in der Zielhierarchie der Abfallwirtschaft vorrangige Abfallverwertung realisiert wird. Wie groß diese Gefahr ist, zeigt sich in Brandenburg daran, dass zur Zeit etwa 60 solcher "Verwertungsanlagen" existieren, die sich heute in der Liquidation befinden oder bei denen die Verantwortli-

chen nicht auffindbar sind. In diesen Anlagen sind Abfälle mit der Behauptung einer Verwertung angenommen worden, das von den Abfallbesitzern gezahlte Geld wurde eingenommen und ist letztendlich der Abfallwirtschaft entzogen. Wenn man sich die Größenordnung der in diesen Anlagen lagernden Abfälle einmal anschaut - es handelt sich hier um mindestens 1 Mio. t Abfälle, die auch entsprechenden Behandlungs- und Verwertungswegen zugeführt werden könnten - dann wird damit deutlich, welcher Schaden für die Abfallverwertungswirtschaft und die Unternehmen entstanden ist, die Abfälle ordnungsgemäß behandeln, um dann zumindest Teilfraktionen einer wirklichen Verwertung zuzuführen. Es ist also höchste Zeit, dass die Verwertung auch im Sinne des Anspruches der Kreislaufwirtschaft als das definiert wird, was sie auch tatsächlich sein sollte, die Führung von Stoffen in einen Wirtschaftskreislauf, d. h. den Einsatz dieser Stoffe zu Zwecken, die maßgeblich durch die stofflichen Eigenschaften der Abfälle bestimmt werden, die einmal für die Produkteigenschaften des Stoffes, bevor er Abfall wurde, bestimmend waren.

Trotz der unbestreitbaren Erfolge, insbesondere bei der Abfallverwertung, gibt es heute, und ich behaupte auch in der ferneren Zukunft, erhebliche Abfallmengen, die ordnungsgemäß und schadlos beseitigt werden müssen. Ich betone das auch vor dem Hintergrund der vom Bundesumweltminister im August letzten Jahres in den "Eckpunkten für die Zukunft der Entsorgung von Siedlungsabfällen" getroffenen Aussage, dass bis 2020 alle Siedlungsabfälle vollständig und umweltverträglich verwertet werden sollen. Das heißt also, dass es für die Abfallbeseitigung und selbstverständlich auch für die Abfallvorbehandlung vor der Beseitigung auch für die fernere Zukunft noch erhebliche Aufgaben geben wird.

Die Planung dieser Abfallbeseitigung muss sich insbesondere an folgenden Kriterien ausrichten:

- a) Welche Anlagen stehen heute zur Verfügung?
- b) Entsprechen diese Anlagen dem Stand der Technik bzw. mit welchem Aufwand können sie nachgerüstet werden?
- c) Welche Neuanlagen sind nötig?
- d) Welche Kosten verursacht das alles?

Über diesen Kriterien stehen selbstverständlich für alle Anlagen und Maßnahmen die Gewährleistung einer langfristigen Sicherheit für Mensch und Umwelt. Diese Fragen müssen mit den kommunalen Abfallwirtschaftskonzepten und dem darauf aufbauenden Abfallwirtschaftsplan für jedes Bundesland beantwortet werden. Auf Grund der unterschiedlichen Ausgangspositionen ist es dabei selbstverständlich, dass es hier zu deutlichen Unterschieden in den einzelnen Bundesländern kommen muss.

Auf der Grundlage der heutigen Situation in Brandenburg, wo zur Zeit ausschließlich Deponien zur Siedlungsabfallbeseitigung genutzt werden (es handelt sich dabei um 36 Deponien im kommunalen Eigentum und fünf sonstige, inklusive der Berliner Anlagen, die im Land Brandenburg stehen), wird die Deponie aller Voraussicht nach auch in der Zukunft für das Land eine bedeutende Rolle in der Abfallwirtschaft spielen. Daraus ergibt sich auch die große Bedeutung, die die Landesregierung den alternativen Behandlungsverfahren für Siedlungsabfälle beimißt.

Vor der Ablagerung der Restabfälle steht aber die Notwendigkeit einer qualifizierten Abfallbehandlung. Dabei sind Fragen der ökologischen Langzeitsicherheit von Deponien ebenso zu erörtern wie die wirtschaftlichen und sozialen Auswirkungen der einzelnen Behandlungsverfahren. Entscheidungen der öffentlich-rechtlichen Entsorgungsträger für bestimmte Entsorgungs- oder Abfallbehandlungsverfahren ziehen hohe Investitionen nach sich und werden für mindestens 20 Jahre kostenwirksam für die Abfallgebühren. Die Diskussion über die optimalen Abfallwirtschaftskonzepte stellt daher eine dringende Aufgabe für Politik, Wirtschaft und Wissenschaft dar. Fehlentscheidungen führen zu wirtschaftlichen und sozialen Belastungen.

Bei der Abfallvorbehandlung gibt es keine einfachen Konzepte, wodurch mit einem Verfahren alle Probleme gelöst werden können, sondern man muss den in den Restabfällen vorhandenen unterschiedlichen Stoffkomponenten bei der Wahl der Entsorgungsverfahren Rechnung tragen. Das bedeutet, dass

die Restabfälle sinnvollerweise in Stoffgruppen aufgetrennt und diese dann separat behandelt, verwertet oder beseitigt werden. Für diese Behandlung eignen sich je nach der jeweiligen Stoffgruppe sowohl biologische als auch thermische Verfahren. Während biologische Verfahren geeignet sind, die Umsetzungsprozesse der Organik vorwegzunehmen, sollten thermische Verfahren dann eingesetzt werden, wenn spezielle Schadstoffe zerstört werden müssen oder eine hohe Energieausbeute möglich ist.

Jede unnötige Behandlung von Stoffen, die dabei praktisch keine tatsächliche und sinnvolle Veränderung erfahren, führt demgegenüber zu ungerechtfertigten Kostensteigerungen der Abfallwirtschaft.

15 Die rechtlichen Grundlagen der mechanisch-biologischen Abfallbehandlung

Mit der Technischen Anleitung Siedlungsabfall wurden vor sieben Jahren die Anforderungen an eine langfristig sichere und nachsorgearme Deponie festgeschrieben. Die technischen Anforderungen wurden bei Neuanlagen oder neuen Deponieabschnitten erfolgreich umgesetzt, wobei inzwischen eine Reihe neuer Techniken erprobt und unter anderem vor kurzem von der LAGA auch empfohlen wurden, um bei zumindest gleichen Sicherheitsstandards kostengünstigere Lösungen zu erreichen. Hauptdiskussionspunkt der TA Siedlungsabfall war jedoch von Anfang an die Festlegung des Grenzwertes für den Glühverlust in Höhe von 5 %, der zwar den Erfolg einer Verbrennung beschreiben kann, nicht jedoch eine Aussage über die für die wesentlichen Probleme der Deponie bestimmende biologische Aktivität der Abfälle ermöglicht. Diese Diskussion hat zum einen dazu geführt, dass insbesondere über das Verbundforschungsvorhaben des Bundesministerium für Bildung, Wissenschaft, Forschung und Technologie aber auch durch viele Aktivitäten von Kommunen, Landesbehörden und Unternehmen, ein erheblicher Informationszuwachs erfolgte. Andererseits hat aber die in der Diskussion doch sehr lange anhaltende Diskriminierung der mechanisch-biologischen Abfallbehandlung auch verhindert, dass in dieser Zeit zumindest über einfache Vorbehandlungsanlagen ein erheblicher Teil der organikbedingten Deponieprobleme gelöst wurden. Denn wer investiert schon in Anlagen, wenn er immer wieder hört, dass dieser Weg angeblich in eine Sackgasse führt und demzufolge die Investition als Fehlinvestition abzubuchen ist. Die derzeitige, durchaus beklagenswerte Situation, dass dort, wo Deponien betrieben werden, weit überwiegend noch unvorbehandelte Abfälle auf die Deponie kommen, ist also auch der Tatsache geschuldet, dass hier die Gegner der MBA zu erheblichen Verunsicherungen beigetragen haben.

Dass der Weg der mechanisch-biologischen Abfallbehandlung auch langfristig gangbar ist, wurde mit dem Forschungsvorhaben und dem Bericht des UBA dazu prinzipiell geklärt, die rechtliche Umsetzung über die "Verordnung über die umweltverträgliche Ablagerung von Siedlungsabfällen", die "29. BImSchV" sowie den "Anhang 59 zur Abwasserverordnung" läuft. Und diese Rechtsetzungsverfahren sind nun die entscheidende Schlussetappe für die Zukunft der MBA.

In diesen Verfahren scheint allerdings ein Szenario abzulaufen, das schon 1993 bei der Diskussion und Verabschiedung der TA Siedlungsabfall vorkam. Damals wurde in der TA Siedlungsabfall kein Vorbehandlungsverfahren festgelegt, für biologische Verfahren wurden sogar Anforderungen unter Punkt 9.2 angerissen. Es wurde aber mit dem Grenzwert für den Glühverlust ein Parameter gewählt, der praktisch nur durch Verbrennung erreichbar ist.

Heute werden in den vorliegenden Verordnungs-Entwürfen an einigen Stellen die Forderungen so gestaltet, dass zwar einer technischen Realisierung nichts im Wege steht, die Kosten dabei aber soweit in die Höhe getrieben werden, dass eine Umsetzung der Regelungen aus wirtschaftlicher Sicht gefährdet wird. Lassen Sie mich dazu einige Beispiele nennen:

- Es wurden Grenzwerte für Glühverlust und TOC aufgenommen, obwohl diese Parameter keine Aussage über die Vollständigkeit des biologischen Abbaus ermöglichen und für diese Aussage eigene wissenschaftlich geprüfte Alternativparameter mit Atmungsaktivität und Gasbildungspotential im Anhang 2 der Deponieverordnung enthalten sind.
- Der Grenzwert für TOC im Eluat wurde von dem wissenschaftlich erarbeiteten Vorschlag von 300 mg/l, der mit dem Grenzwert für die Atmungsaktivität korreliert, auf 250 mg/l abgesenkt.

- Es wird die Ablagerung vorbehandelter Abfälle auf Monodeponien gefordert, obwohl das eigentliche Deponieproblem nicht der Bau neuer Deponien oder Deponieabschnitte sondern der Restbetrieb vorhandener Deponiekörper ist. Als Begründung dient die nicht ausgeschlossene Bildung von Sickerwasser, was für alle Deponien und alle deponiefähigen Materialien gleichermaßen gilt.
- Es wird ohne wissenschaftliche Begründung ein oberer Heizwert der behandelten Abfälle von 6.000 kJ/kg gefordert und damit auch die energetische Verwertbarkeit der hochkalorischen Fraktion deutlich behindert.
- Es werden Untersuchungen und Nachweise der Abfallbesitzer gefordert, die umfangreicher sind als bei der Deponie von Sonderabfällen.
- Für die mechanisch-biologischen Abfallbehandlungsanlagen werden die Anforderungen der 17. BImSchV auf die gesamte Anlage angewendet, obwohl der größte Teil der Emissionen innerhalb der ersten zwei Wochen der Intensivrotte entsteht.
- Die unterschiedliche Zusammensetzung der unter der TOC-Fracht summierten Stoffe bei thermischen und biologischen Verfahren wird nicht berücksichtigt.

Meine sehr verehrten Damen und Herren,

diese sehr unvollständige Liste an Kritikpunkten zeigt, dass es noch viele Diskussionen geben muss und sicher auch geben wird, um die Anforderungen der Verordnungen auf das für die Erreichung des Zieles einer langfristig umweltsicheren Behandlung und Deponierung der Siedlungsabfälle notwendige Maß abzustimmen und die in den Forschungsvorhaben gewonnenen Erkenntnisse auch praxisgerecht umzusetzen.

16 Stand der Planung und Realisierung von Abfallbehandlungskapazitäten für die Entsorgung von Siedlungsabfällen

Unter den gegebenen Bedingungen im Land Brandenburg wird ein flexibler, wirtschaftlich und ökologisch ausgewogener Weg zur Behandlung und Ablagerung der Restabfälle verfolgt, der aus einer Kombination von mechanisch-biologischer Abfallbehandlung und thermischer Behandlung der heizwertreichen Abfallanteile besteht. Die dafür erforderlichen Deponiekapazitäten sind vorhanden, die notwendigen Behandlungskapazitäten sind größtenteils noch zu schaffen.

Zur Reduzierung des Gehaltes an nativ-organischen Bestandteilen der abgelagerten Abfälle werden im Landkreis Havelland, im Abfallentsorgungsverband (AEV) "Schwarze Elster", im Landkreis Uckermark (Pilotanlage) und von der kreisfreien Stadt Cottbus mechanisch-biologische Behandlungsanlagen mit einer Kapazität von insgesamt 120.000 Mg/a betrieben. Diese Anlagen sind jedoch nur als Übergangsanlagen bis 2005 konzipiert.

Für die Ablagerung über das Jahr 2005 hinaus führte der KAEV "Niederlausitz" einen Gleichwertigkeitsnachweis nach Ziffer 2.4 der TA Siedlungsabfall. Die Errichtung einer mechanisch-biologischen Behandlungsanlage mit einer Kapazität von 37.000 Mg/a ist in der Ausführungsplanung. Darüber hinaus hat die Märkische Entsorgungsanlagen-Betriebsgesellschaft mbH (MEAB) am Standort Schöneiche gleichfalls auf der Grundlage der Ziffer 2.4 einen Gleichwertigkeitsnachweis für die Errichtung einer Anlage zur mechanisch-biologischen Behandlung mit einer Kapazität von 200.000 Mg/a eingereicht. In der Stadt Brandenburg hat die Recyclingpark Brandenburg a.d.H GmbH eine mechanische Aufbereitungsanlage für die Abtrennung insbesondere der hochkalorischen Fraktion aus Siedlungs- und Gewerbeabfällen mit einer Kapazität von 100.000 Mg/a mit der Option einer biologischen Behandlungsstufe errichtet.

In der nachfolgenden Tabelle sind die Abfallmengen nach Art der Herkunft aufgeschlüsselt, die prognostisch durch die öRE zu behandeln sind. Danach sind ab dem Jahr 2005 Behandlungskapazitäten für insgesamt mindestens 770.000 Mg/a vorzuhalten. Die Gesamtkapazität der derzeit betriebenen und

geplanten Anlagen beträgt knapp 400.000 Mg und deckt damit etwas mehr als die Hälfte der mindestens erforderlichen Durchsatzleistung des Landes ab.

Tab. 1 Übersicht der Abfälle, die im Land Brandenburg prognostisch einer MBA zugeführt werden können

Abfallgruppe	Mengen in Mg 2005		Mengen in Mg 2010	
	Minimal	Maximal	Minimal	Maximal
Hausmüll	327 000	391 000	305 000	383 000
Andere mechanisch-biologisch behandelbare Abfälle	209 000	331 000	149 000	331 000
Sperrmüll	134 000	186 000	51 000	152 000
Andere heizwertreiche Abfälle	64 000	114 000	14 000	64 000
Baustellenabfälle	38 000	95 000	0	38 000
Gesamtmenge	772 000	1 117 000	519 000	968 000

Der energetischen Verwertung werden zur Zeit etwa 150.000 Mg/a hochkalorischer Abfälle zugeführt. Dabei handelt es sich im Wesentlichen um Altholz, für das sechs Anlagen mit einer Gesamtkapazität von ca. 300.000 Mg/a zur Verfügung stehen. In der Zukunft wird sich aus der Gewerbeabfallsortierung und -aufbereitung sowie der mechanisch-biologischen Abfallbehandlung ein Zuwachs an thermisch zu behandelnden Abfallmengen um mindestens 550.000 bis 700.000 Mg/a ergeben. Auch unter Berücksichtigung der für diese Abfälle geeigneten Anlagen im Zementwerk Rüdersdorf (80.000 Mg/a) sowie dem an der Landesgrenze im Freistaat Sachsen liegenden SVZ "Schwarze Pumpe" mit einer Kapazität von 120.000 Mg/a kann hier eine Entsorgungssicherheit noch nicht festgestellt werden.

Aufgrund der bekannten Planungsabsichten und der bereits begonnenen Vorhaben gehe ich aber davon aus, dass durch die Wirtschaft bis zum o.g. Zeitpunkt die erforderlichen Kapazitäten für die Aufbereitung und thermischen Behandlung bzw. Mitverbrennung bereitgestellt werden.

17 Ausblick

Die Grundphilosophie der Abfallwirtschaft hat sich in den letzten Jahren weg von den "Allesfressern", wie Deponien und Müllverbrennungsanlagen hin zu einer stoffstromspezifischen Aufbereitung und, soweit es die Qualität zulässt, Verwertung einzelner Stoffströme gewandelt. Dieser Prozess ist entsprechend der ökologischen und wirtschaftlichen Rahmenbedingungen unumkehrbar. Abfallerzeuger, Entsorger und Kommunen sind deshalb aufgefordert und in den wesentlichen Teilen längst dabei, dieser Entwicklung Rechnung zu tragen. Neben den vorrangig zu betrachtenden Verfahren zur stofflichen Verwertung von Abfällen, also einer echten Kreislaufführung, spielt die Nutzung der Energieinhalte eine wichtige Rolle in diesen Konzepten. Dabei müssen allerdings bei Sammlung, Aufbereitung und Verwertung hohe Qualitätsstandards beachtet werden, um zum einen Schadstoffemissionen in die Umwelt auf ein vertretbares Maß zu begrenzen und zum anderen eine hohe Sicherheit bei dem Betrieb der Anlagen zu gewährleisten.

Die nicht verwertbaren Abfälle sind aus dem Prozess der Kreislaufführung auszuschleusen. Hierbei kann und wird die Vorbehandlung dieser Abfälle nach mechanisch-biologischen Verfahren und die anschließende dauerhafte Ablagerung der Reste auf Deponien im Land Brandenburg auch in Zukunft eine entscheidende Rolle spielen.

Anhang: Stand der Realisierung und Planung von Anlagen zur mechanisch-biologischen Abfallbehandlung in Brandenburg (Stand: 4 / 2000)

Standort	Betreiber	Verfahrensprinzip	Stand Planung/ Genehmigung	In Betrieb	Kapazität in Mg/a	Behandlungs- dauer
Deponie Nauen-Schwanebeck	Landkreis Havelland	Zerkleinerung und Homogenisierung, Kaminzugrotte	genehmigt	seit 4/1998	29.000	24 Wochen
Deponie Pinnow	Landkreis Uckermark	Zerkleinerung, Rotte mit textiler Abdeckung	genehmigt (Versuchsanlage)	seit Ende 1998	4.000	12 Wochen
Lichterfeld bei Finsterwalde	LUS GmbH i. A. des AEV "Schwarze Elster"	Zerkleinerung, eingehauste Rotte mit Abluftbehandlung (Biofilter)	z. Z. genehmigt nach Bergrecht	seit 11/1999	39.000	8 Wochen
Deponie Saspow	Stadt Cottbus	Zerkleinerung, Mischung Hausmüll und Sperrmüll, Dombelüftung, 4 Monate Rotte	genehmigt	seit 3/2000	52.000	16 Wochen
Deponie Fresdorfer Heide	Stadt Potsdam	Zerkleinerung/ Homogenisierung, Containerrotte	Genehmigungsverfahren läuft	1. Halbjahr 2000 beabsichtigt	40.000	3 Wochen
Deponie Lübben-Ratsvorwerk	Kommunaler Abfallentsorgungsverband Niederlausitz (KAEV)	Zerkleinerung/ Abtrennung einer heizwertreichen Fraktion, 5 Wochen gekapselte Intensivrotte, 8 Wochen halboffene statische Nachrotte	genehmigt, Gleichwertigkeitsnachweis bestätigt	1/2001 beabsichtigt (Probebetrieb)	37.000	13 Wochen
Alt Zauche LK Dahme-Spreewald	Abfallwirtschaft Altvater & Co. GmbH & Co. KG	Vorsortierung, 11 Wochen eingehauste Rotte mit Abluftbehandlung (Biofilter)	genehmigt	noch unklar	16.600	11 Wochen
Deponie Schöneiche	Märkische Entsorgungsanlagen Betriebsgesellschaft mbH (MEAB)	Vorabsiebung, Zerkleinerung/ Abtrennung heizwertreiche Fraktion, gekapselte Intensivrotte, optimale Abtrennung weiterer heizwertreicher Bestandteile nach Rotte	Konzeption, Gleichwertigkeitsnachweis eingereicht	bis 2005 beabsichtigt	200.000	10 Wochen

Anschrift des Autors:

Bernhard Remde
 Ministerium für Landwirtschaft, Umweltschutz und Raumordnung des Landes Brandenburg
 Heinrich-Mann-Allee 17
 14473 Potsdam

EU-Deponierichtlinie und deren Umsetzung in Europa

B. Bilitewski

18 Einleitung

Der Rat der Europäischen Union hat am 27.4.1999 die Richtlinie über Abfalldéponien/EU-Deponierichtlinie verabschiedet. Mit der Veröffentlichung im Amtsblatt am 16.7.99 tritt die Richtlinie in Kraft und muß innerhalb von zwei Jahren in das jeweilige Landesrecht der Mitgliedsstaaten umgesetzt werden. Für die Bundesrepublik bedeutet dies, das die Verwaltungsvorschriften (TA-Abfall und TA-Siedlungsabfall), die für den einzelnen Bürger erst mal nicht gelten, in Verordnungen festgelegt werden müssen, die für Bürger und Behörden gleichermaßen gelten.

19 Zielsetzung der EU-Deponierichtlinie

Die Zielsetzung der EU-Deponierichtlinie beinhalten folgende Hauptgesichtspunkte:

Die Abfallvermeidung, -wiederverwendung und -verwertung sowie die Verwendung wiedergewonnener Materialien und Energie soll gefördert werden. Dabei wird die Reduktion der biologisch abbaubaren Substanzen des zu deponierenden Abfalls angestrebt.

- Die Deponierung soll wie jede Methode der Abfallbehandlung kontrolliert und sachgemäß erfolgen.
- Es sind geeignete Maßnahmen zu treffen, um die unkontrollierte Ablagerung, Ableitung und Beseitigung von Abfällen zu verhindern. Hierzu müssen die Deponien hinsichtlich der in den Abfällen enthaltenen Stoffe beherrschbar sein. Diese Stoffe sollten, soweit möglich, nur in vorhersehbarer Weise reagieren.
- Die Entsorgungsausartkie in den Mitgliedsstaaten und damit die Vermeidung der Ausnutzung von Billigdeponien durch geringen technischen Standard mit unangemessenen Deponierungspraktiken wird angestrebt.
- Ein besonderes Genehmigungsverfahren für alle Deponiephasen wird zur Pflicht.

- In jedem Einzelfall ist zu prüfen, ob die Abfälle auf der Deponie, für die sie bestimmt sind, abgelagert werden können.
- Das Entgelt für die Abfallbeseitigung in einer Deponie ist so festzulegen, daß alle Kosten für die Errichtung, den Betrieb evtl. die Sicherheitsleistung des Betreibers sowie die geschätzten Kosten für Stilllegung und Nachsorge berücksichtigt sind.

Neben diesen Zielsetzungen (hier im Auszug) werden für die praktische Durchführung der Deponierichtlinie eine für die Gemeinschaft einheitliche Ausbildung, Fähigkeiten für die Betreiber und das Personal der Deponie, sowie ein standardisiertes Abfallannahmeverfahren und vereinheitlichte Kontrollmaßnahmen, Probenahme und Analyseverfahren gefordert.

Aus dieser Zielsetzung wird deutlich, daß für viele europäische Mitgliedsstaaten aber auch für die Bundesrepublik Änderungen erforderlich werden.

20 Geltungsbereich der EU-Deponierichtlinie

Die Richtlinie umfaßt Siedlungsabfälle aus Haushaltungen und gleichartige Gewerbeabfälle, gefährliche Abfälle und Inertabfälle und die Deponien für diese Abfälle, wobei die Untertagedeponie mit in die Richtlinie eingeschlossen ist. Der Zeitrahmen wird als Größe für den Geltungsbereich definiert, wobei auf die Dauer abgehoben wird, d.h., Anlagen, eingerichtet für länger als ein Jahr, die für die vorübergehende Lagerung von Abfall genutzt werden, werden als Deponie gemäß dieser Richtlinie betrachtet.

Ausgenommen sind jedoch:

1. Umschlaganlagen,
2. Zwischenlager von Abfällen zur Verwertung oder Behandlung, die in der Regel weniger als drei Jahre zwischengelagert werden,
3. Zwischenlager für Abfälle zur Beseitigung, die weniger als 1 Jahr zwischengelagert werden.

Nicht in die Richtlinie einbezogen sind:

1. Schlämme und Klärschlämme zur Bodenverbesserung und Düngung,
2. Inertabfälle zur Landschaftspflege, Rekultivierung, Auffüllung oder zu baulichen Zwecken in der Deponie,
3. die Ablagerung von ungefährlichen Schlämmen aus Teichen, Seen, Flüssen und kleinen Wasserstraßen und
4. die Ablagerung von nichtverunreinigtem Boden aus dem bergbaulichen Bereich.

21 Auswirkungen der EU-Deponierichtlinie auf die bundesrepublikanische Abfallwirtschaft

Die EU-Deponierichtlinie stellt in ihrem Anhang Anforderungen für alle Deponiekategorien auf, die hier im Hinblick auf die bestehende TA-Siedlungsabfall kurz erläutert werden sollen.

Anforderungen an die einzulagernden Abfälle

Die eingebauten Abfälle stellen den Deponiekörper dar. Ihr Verhalten kann durch Auswahl oder Vorbehandlung reaktionsarm oder inert sein, so daß dies der Ablagerungsphilosophie des Barrierekonzeptes entspricht. Die Mitgliedsstaaten werden in Artikel 5 aufgefordert bis Sommer 2001 ihre Strategie zur Verringerung der für die zur Deponie bestimmten biologisch abbaubaren Abfälle festzulegen. Wobei die Richtlinie als Mindestanforderung folgendes fordert:

- 25 % Reduktion der Gesamtmenge der biologisch abbaubaren Substanz im Siedlungsabfall bezogen auf das Jahr 1995 für das Jahr 2006.
- 50 % Reduktion bis spätestens zum Jahre 2009.
- 65 % Reduktion bis spätestens zum Jahre 2016.

Die Zuordnung der Abfälle in der EU-Deponierichtlinie sind in Artikel 6 sehr pauschal auf die Deponien für gefährliche Abfälle, Deponien für nicht gefährliche Abfälle und auf Deponien für Inertabfälle zugeordnet. Hier sind auch die größten Unterschiede zur TA-Siedlungsabfall zu sehen, die genaue Zuordnungskriterien enthält. Erst mit dem noch zu bildenden Ausschuß gemäß Artikel 16 und 17 soll ein Gremium entstehen, daß Annahme- und Zuordnungskriterien festlegt.

Die EU-Deponierichtlinie schreibt in Artikel 6 vor, daß nur behandelte Abfälle deponiert werden können, wobei allerdings nicht deutlich wird, bis zu welchem Zeitpunkt dieser Teil der Richtlinie umgesetzt sein soll.

Anforderungen an den Standort und die Abdichtungssysteme

Der Standort spielt sowohl im Hinblick auf die Nachbarschaftsbeeinträchtigung als auch für die geologische Barriere in der TA-Siedlungsabfall und in der EU-Richtlinie eine Bedeutung.

Während in der TA-Siedlungsabfall Festlegungen zur Entfernung zum nächsten Nachbarn (300 Meter) bestehen, gibt es diese in der EU-Richtlinie nicht.

Die geologische Barriere wird in beiden Vorschriften festgelegt, wobei die Anforderungen der EU-Richtlinie für Deponien im Anhang I

- für gefährliche Abfälle: $K \leq 1,0 \times 10^{-9} \text{ m/s}$; Mächtigkeit $\geq 5 \text{ m}$
- für nicht gefährliche Abfälle: $K \leq 1,0 \times 10^{-9} \text{ m/s}$; Mächtigkeit $\geq 1 \text{ m}$;
- für Inertabfälle: $K \leq 1,0 \times 10^{-7} \text{ m/s}$; Mächtigkeit $\geq 1 \text{ m}$.

sehr anspruchsvoll klingen, aber durch den Nachsatz

"Erfüllt die geologische Barriere aufgrund ihrer natürlichen Beschaffenheit nicht die obengenannten Anforderungen, so kann sie mit anderen Mitteln künstlich vervollständigt und verstärkt werden, so daß sie einen gleichwertigen Schutz gewährleistet. Eine künstlich geschaffene geologische Barriere sollte mindestens 0,5 m dick sein."

eine Entwertung stattfindet.

Auch in der EU-Richtlinie wird eine Deponiebasisabdichtung und ein Sickerwassererfassungssystem gefordert, da aber keinerlei Konkretisierung in der Richtlinie vorliegt, entsteht aus deutscher Sicht kein Handlungsbedarf.

Für die Oberflächenabdichtung gibt es z.B. keinen Zwang. Sie ist als Kann-Bestimmung eingeführt worden.

Was ändert sich nun in der bundesdeutschen Abfallwirtschaft durch die EU-Deponierichtlinie?

1. Vorhandene Deponien (Artikel 14)

Bis zum Jahre 2002 müssen alle Betreiber einer Deponie ein Nachrüstprogramm erstellt und der zuständigen Behörde zur Genehmigung vorlegen. In einer Übergangsfrist von 8 Jahren müssen die vorhandenen Deponien die Anforderungen erfüllen.

Bei einer strengen Auslegung müßten alle Deponien ohne Basisabdichtung im Jahre 2002 spätestens schließen, da die Nachrüstung von keinem Betreiber in Form einer Planung vorgelegt werden wird. Dies bedeutet die Schließung bereits 3 Jahre vor dem Betriebsende, das die TA-Siedlungsabfall vorsieht. Es ist aber anzunehmen, daß diese strenge Auslegung politisch nicht durchgesetzt wird. Für die neuen Bundesländer wird eine Stilllegungsprämie diskutiert, um den Kommunen und Städten ohne ausreichende Rücklagen finanziell zu helfen.

2. Untertagedeponie

In der EU-Deponierichtlinie ist die Untertagedeponie als Endlager mit enthalten. In der Richtlinie der EU gibt es kein Kriterium der Verwertung auf einer Deponie. Daraus ergibt sich die Schlußfolgerung, daß mit dem Inkrafttreten dieser Richtlinie der Verwertung in der Untertagedeponie mit Abfällen ein Riegel vorgeschoben ist. Die Scheinverwertung von einer Reihe von Sonderabfällen ist damit durch diese Richtlinie beendet.

3. Deponiekosten

Auch in der Gebührenkalkulation hat die Bundesrepublik Nachholbedarf. Sind doch bis heute be-seitigungspflichtige Körperschaften aus kommunalpolitischen Gründen nicht gewillt, die Nachsorge - und Schließungskosten objektiv ermitteln zu lassen und in die Deponiegebühren einzubeziehen. Mit dieser Richtlinie wird die Kommunalaufsicht gezwungen bei entsprechenden Körperschaften einzuschreiten.

4. Ausschluß biologisch abbaubarer Komponenten von der Deponierung

Durch die Deponierichtlinie der EU wird die Praxis der getrennten Sammlung von Bioabfall, Papier und Pappe, Speiseabfälle, Gartenabfälle etc. und deren Nutzung in der Bundesrepublik gestärkt.

Da Restabfälle bezogen auf die geringere Masse dennoch biologisch abbaubare Anteile von über 40 % haben können, wird auch eine Vorbehandlung langfristig (das Bezugsjahr 1995 kann nicht bis zum Ende aller Tage Gültigkeit haben) biologisch-mechanisch oder thermisch notwendig sein.

Bei einer oberflächlichen Betrachtung wird man die Schlußfolgerung ziehen, daß dieser 4. Punkt für die Bundesrepublik keine Auswirkung haben wird.

Bei genauerer Betrachtung muß aber festgestellt werden, daß hier durch das europäische Umfeld die Maßnahmen auf Deutschland zurückwirken. Dabei sollen nur die Kriterien Papier und Pappe sowie BRAM als Beispiel ausgewählt werden.

1. Papier und Pappe

In Europa hat sich für die Nutzung der Papier- und Zellstofffasern eine sinnvolle Arbeitsteilung entwickelt. Im Norden Europas werden große Frischfasermengen in den dortigen Papierfabriken erzeugt und nach Mittel- und Südeuropa verkauft. Dort besteht die Papierindustrie zu großen Teilen aus Recyclingsfabriken, die die Papierfaser bis zu ihrem Verschleiß in einer Vielzahl von Zyklen nutzen. Durch verstärktes Recycling in ganz Europa gemäß der EU-Deponierichtlinie entstehen neue erhebliche Recyclingmengen, die zur Zeit nicht und langfristig nur auf einem neuen europäischen Gleichgewicht des Produzierens und Recyclierens eingegliedert werden können. Die Auswirkungen sind zur Zeit nicht einschätzbar.

2. BRAM

Die Vorschaltanlage vor der Deponie wird zur Pflicht. Wenn mal angenommen 50 % aller notwendigen Vorschaltanlagen in Europa BRAM erzeugen würden, so wäre eine hochwertige Nutzung der Brennstoffe in bestehenden Anlagen nicht möglich - zumindest nicht ohne hohe Zuzahlungen. Bereits die überschlägigen Planungen für Deutschland zeigen, daß bei einer BRAM-

Produktion von über 2,6 - 2,8 Mio Mg neue Verbrennungskapazitäten oder ein Ausweichen auf die EU-Nachbarn notwendig erscheint.

Mit einer hohen BRAM-Produktion in Europa über die jetzt bestehenden Kapazitäten hinaus, wird sich ein Käufermarkt für BRAM entwickeln, der nur mit kräftigen Zuzahlungen bereit ist, zusätzliche Mengen in Kraftwerke für Steinkohle, Braunkohle, Zementöfen etc. einzusetzen. Eine Kostenentlastung durch die BMA gegenüber der Gesamtabfallverbrennung in einer MVA wird damit immer unwahrscheinlicher.

22 Zusammenfassung

Die EU-Deponierichtlinie hat einen hohen ökologischen Anspruch, wenn man Artikel 1 betrachtet. Für Europa setzt die Richtlinie neue Maßstäbe und vereinheitlicht die Abfallwirtschaft vor allem da, wo die Standards sehr niedrig sind oder nicht umgesetzt worden sind. Auch die Bundesrepublik wird von der Richtlinie betroffen, wobei uns dem selbsternannten "Umweltweltmeister" und unserem vermeintlichen "hohen Standard", mit den Altdeponien ohne Basisabdichtung, der Untertagedeponie mit der Scheinverwertung als "abfallwirtschaftlicher Fehltritt" deutlich der Spiegel vorgehalten wird.

Anschrift des Autors:

Bernd Bilitewski
Technische Universität Dresden
Institut für Abfallwirtschaft und Altlasten
Pratzschwitzer Str. 15
01796 Pima

Anhang: Reduzierungsziele für zur Deponierung bestimmten biologisch abbaubaren Abfälle laut EU-Deponierichtlinie

	Year	Total Amount	biodegradable waste 1995	target 2006	target 2011	target 2016
BE*	1995	4.748	2.533	1.900	1.267	887
DK	1985	1.900	1.513	1.135	757	530
D*	1993	25.777	15.982	11.986	7.991	5.594
GR	1992	3.200	2.274	1.706	1.137	796
ES	1995	14.913	10.059	7.544	5.030	3.521
FR	1995	26.000	14.377	10.783	7.188	5.032
IE	1995	1.027	600	450	300	210
IT*	1996	25.960	16.095	12.071	8.048	5.633
LU	1993	99	63	47	31	22
NL	1995	7.232	4.922	3.692	2.461	1.723
AT	1993	2.509	1.450	1.087	725	507
P*	1994	3.500	2.170	1.628	1.085	760
FI	1994	2.100	1.412	1.059	706	494
SE	1990	3.200	2.397	1.798	1.199	839
UK*	1989	35.000	21.700	16.275	10.850	7.595

source: Eurostat data

biodegradable waste = paper/cardboard + food, garden, park + 46% of textile (cotton + wool)

BE: weighed average composition of two regions applied to total waste generated

D, IT, P, UK: no data on composition available, weighed average of other 11 MS (62 %) applied to total

Ergebnisse von Forschungsvorhaben zur mechanisch-biologischen Behandlung von zu deponierenden Abfällen

K. Soyez, D. Thrän, M. Koller, T. Hermann

Das vom BMBF geförderte Verbundvorhaben „Mechanisch-biologische Behandlung von zu deponierenden Abfällen“ wurde 1999 weitgehend abgeschlossen. Es war 1995 mit dem Ziel angetreten, den „Stand der Technik“ bei der biologisch-mechanischen Abfallbehandlung zu beschreiben, das langfristige Deponieverhalten des behandelten Abfalls zu untersuchen und Parameter zur Beschreibung des Behandlungserfolges zu finden. Nachfolgend werden die wichtigsten Ergebnisse dargestellt. Sie bilden eine fundierte wissenschaftliche Basis für die anstehenden Fragen der politischen Entscheidungsfindung.

23 Technischer Stand der MBV-Anlagen

Hinsichtlich der Anlagentechnik wurden sieben verschiedene technische Konzeptionen vom 8,5-Liter-Labormaßstab bis zur Großanlage mit einer Kapazität von 150.000 Jahrestonnen erprobt (Tabelle 1). Die große Bandbreite der untersuchten Anlagentechnik, sowohl bei der Stofftrennung als auch bei der biologischen Behandlung, erlaubt nun eine übergreifende Beurteilung der Leistungsfähigkeit der mechanisch-biologischen Vorbehandlung:

- Unabhängig von der Verfahrenskonzeption wird die Abtrennung und energetische Verwertung der heizwertreichen Fraktion als vorteilhaft gesehen.
- Die eingesetzten Zerkleinerungsaggregate unterschieden sich in ihrer Wirkung sehr stark: Während Walzenmühlen kaum eine Zerkleinerung brachten, zeigten Rotttrommeln und Hammermühlen bessere Ergebnisse.
- Zur Stofftrennung wird eine große Bandbreite von Siebschnitten eingesetzt. Eine signifikante Anreicherung der abbaubaren Organik im Unterkorn läßt sich durch die Kombination aus Zerkleinerung und Siebung nicht erzielen. Die systematische Stofftrennung bedarf daher ergänzender Trennverfahren.

- In der biologischen Behandlungsstufe sind alle untersuchten Verfahren – in Abhängigkeit von der Rottedauer - in der Lage, weitgehend stabilisierte Produkte zu erzeugen (Abbildung 1). Beim Einsatz gesteuerter Intensivrottesysteme wird dafür ein Zeitraum von 12-16 Wochen benötigt.
- Vergärungsverfahren bedürfen einer aufwendigeren Stoffstromtrennung. Für die abgetrennten Fraktionen sind geeignete Verwertungswege vorzusehen. Aus der biologischen Behandlungsstufe kommen nur sehr geringe Mengen zur Ablagerung (teilweise unter 10% des Restabfalls), die gut stabilisiert sind. Bei mehrstufigen Verfahren kann auf die aerobe Nachbehandlung verzichtet werden.
- Aerobe Verfahren können - im Gegensatz zu Vergärungsverfahren - abwasserfrei betrieben werden.

Tab. 1 Maßstab und gerätetechnische Ausstattung der am Verbund beteiligten MBA

TV	Anlage / Standort	Typ *	Betriebsform	Geräteausstattung	
				Mechanik	Biologie
2/1	Quarzbichl (Kreis Bad Tölz)	G	Umstellungsbetrieb	Walzen- und Schneckenmühle, Homogen. in Rottetrommel, Trommelsieb (150mm), Spannwellensieb (40–60mm), Magnetscheider	Ursprünglich belüftete Tafelmieten; umgestellt auf Rottecontainer und Kleinrotteboxen mit temperaturgest. Belüftung;
		V	Batchbetrieb	Hammer-, Kaskaden- und Schneidmühle	Einstufige Trochbelüftung (BRV) in Kombination mit verschiedenen Nachrottesystemen (Miete, Rottebox)
2/3	Scharfenberg (Kreis OPR)	V	Batchbetrieb	Hammermühle, Trommelsiebe 20 u. 60mm	Prozeßgesteuerte Rottecontainer
2/4	Horn (Kreis Düren)	G	Einfahren der Anlage (150.000 Mg/a)	Trommelsiebe 350 u. 180 mm Walzenmühle, Hammerbrecher Magnetscheider, Homogenisierungstrommel	gekapselter Rottetunnel; Nachrotte in unbelüfteter Miete auf der Deponie
2/5	Leichtweiß-Institut / TU Braunschweig	L/V	Batchbetrieb (140 l – 14 m ³)	Siebung (80 mm), Zerkleinerung	alternierende Behandlung in speziell konstruierten, statischen oder rotierenden Bioreaktoren
2/6	Dr.-Ing. Stefan (Essen)	V	Batchbetrieb (je 5 m ³)	Shredder (80 u. 150mm)	alternierende Behandlung nach dem 3-A-Verfahren
2/7	BTN (Nordhausen)	L	Batchbetrieb (je 8,5 l)	Naßtrennung	ein- bis dreistufige Vergärung nach dem BTN-Verfahren
2/8	Fraunhofer-Institut (Stuttgart)	L	Batchbetrieb (je 30 l)	Siebung, Windsichter Naßtrennung	zweistufige Vergärung nach dem Schwarting-Uhde-Verfahren

* L = Laboranlage; V = Versuchsanlage; G = Großanlage

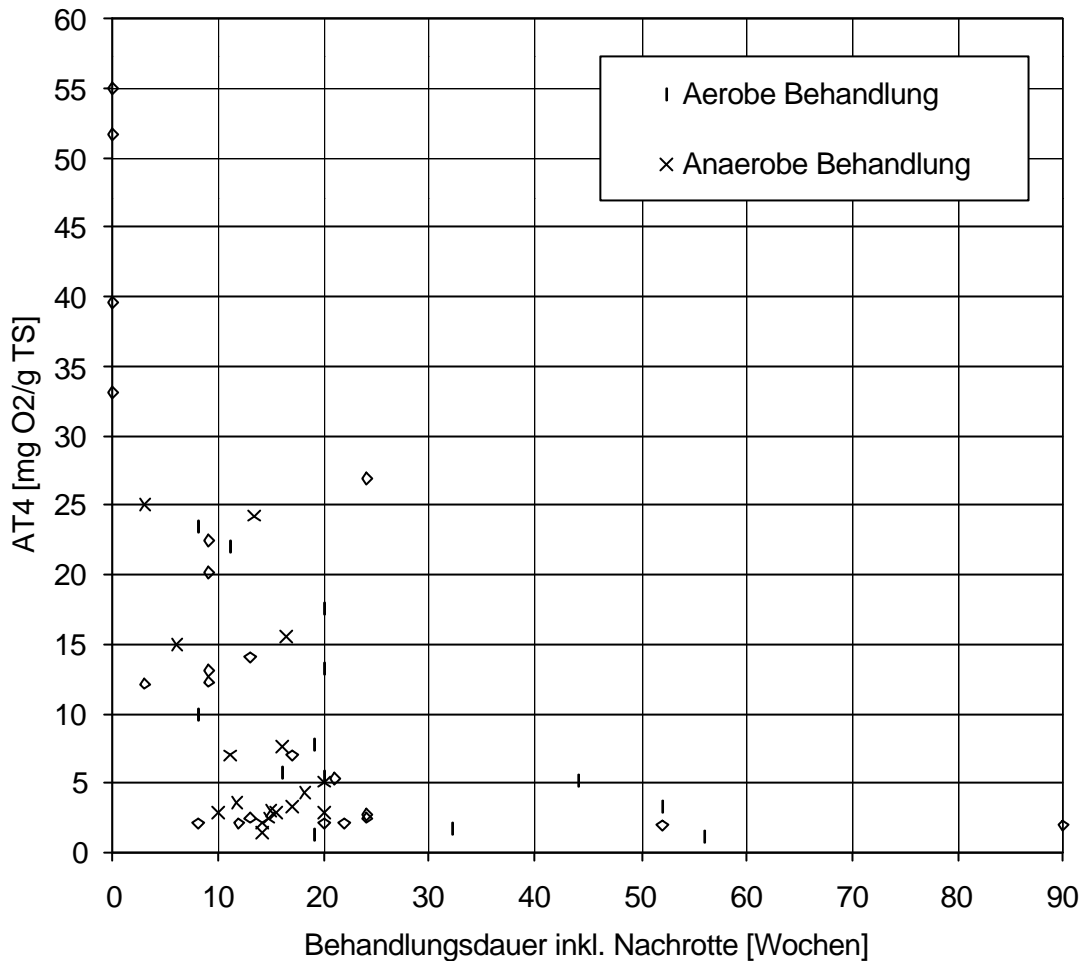


Abb. 1 Zusammenstellung der im Verbundvorhaben gemessenen AT_4 -Werte in Abhängigkeit von der Rottedauer

24 Beschreibung des Behandlungsergebnisses

Zur Beschreibung des Behandlungserfolges wurden über 20 verschiedene chemische, biochemische und biologische Parameter getestet. Gesucht wurden Meßgrößen, die mit den Gas- und Sickerwasseremissionen im Deponiesimulationsreaktor (s.u.) korrelieren.

Als geeignet erwiesen sich folgende Parameter:

- Gasbildung in 21 Tagen (GB_{21})
- Biologischer Sauerstoffverbrauch in vier Tagen (AT_4)
- TOC im Eluat
- Cellulose-Lignin-Quotient (C/L-Verhältnis)

Der AT_4 (Abbildung 2) erreicht zwar eine niedrigere Korrelation mit der Gasbildung im Deponiesimulationsreaktor als der GB_{21} , ist allerdings schneller und unempfindlicher in der Bestimmung. Das C/L-Verhältnis beschreibt - da sich der Ligninanteil während der biologischen Behandlung praktisch nicht ändert - den Grad des Cellulose-Abbaus. Von Anfangswerten um 4,0 in unbehandeltem Restabfall sinkt er mit zunehmender Stabilisierung auf Werte um 0,5.

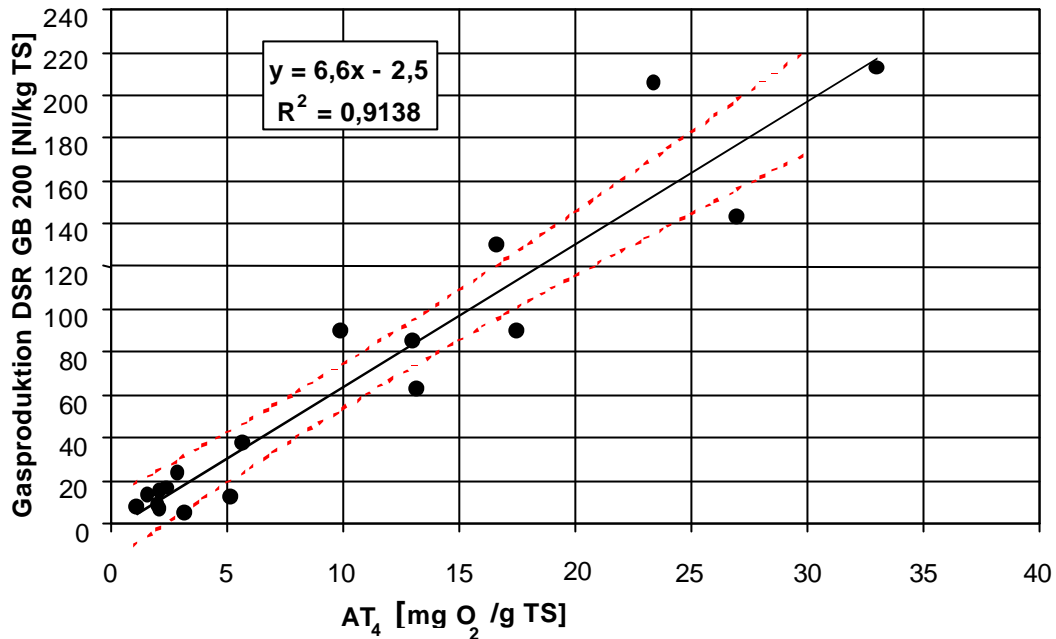


Abb. 2 Korrelation zwischen AT₄ und Gasbildung im Deponiesimulationsreaktor

Auch die meßtechnischen Unsicherheiten dieser biologischen Parameter wurden entscheidend reduziert: Nach der Standardisierung z.B. der AT₄-Bestimmungsmethode wurde im Laborvergleich ein Variationskoeffizient von 13% erreicht.

25 Emissionen der MBV-Anlagen

Zur Bestimmung der Abluftemissionen der MBV wurden von der Universität Hannover verschiedene großtechnische Anlagen untersucht. Bei aeroben Behandlungsverfahren treten relevante gasförmige Emissionen überwiegend während des Temperaturanstieges zu Beginn des Rotteprozesses auf. Während der ersten zwei Wochen der Behandlung werden daher gekapselte Anlagenkonzepte und geschlossene Abluftfassungen empfohlen.

Das Rohgas der mechanisch-biologischen Abfallbehandlung enthält etwa 600 Gramm organischen Kohlenstoff (Doedens, Cuhls 1998) und stellt ein Vielstoffgemisch dar, das durch prozeßspezifische Stoffgruppen gekennzeichnet ist:

- Kohlendioxid und Methan als Produkte des biologischen Abbaus
- Organische Verbindungen, die während der Abbauprozesse aus vorhandenen Stoffen metabolisiert oder neu gebildet werden
- Leichtflüchtige Kohlenwasserstoffe, die aus dem Abfall ausgestriipt werden
- Prozeßbedingt überwiegend nicht in der Abluft enthalten sind Schwermetalle und schwerflüchtige organische Verbindungen, da diese im Abfall verbleiben.
- Keimemissionen durch biologische Prozesse

Damit stellt sich das charakteristische Emissionsprofil einer MBV-Anlage anders dar als das einer Müllverbrennungsanlage (MVA), in der ein Hochtemperaturprozeß stattfindet, d.h. die organischen Schadstoffe weitgehend eliminiert werden und gleichzeitig mittel- und schwerflüchtige anorganische Stoffe in die Abluft gelangen. Weiterhin weisen die emittierten Abluftströme auch auf die prozeßspezifische Verfahrenstechnik hin: Ein erhöhter Kohlenstoffgehalt der Abluft einer MVA ist Indiz für ei-

nen unvollständigen Verbrennungsprozeß, der u.a. auch die Bildung persistenter organischer Verbindungen impliziert. Der Kohlenstoff-Grenzwert für MVA umfaßt damit auch Aspekte der Qualitätskontrolle. Einen vergleichbaren geeigneten Parameter zur Qualitätskontrolle des MBV-Prozesses stellt der Parameter „Methan“ dar, der auf einen unvollständigen aeroben Abbau hinweist.

Keimuntersuchungen über den Sortierbändern der großtechnischen Anlage in Horm haben zudem gezeigt, daß die Gesamtkeimbelastung in Menge und Zusammensetzung (90% Pilze) der von Wertstoffsortieranlagen gleicht. Mit einer mittleren Belastung von 75.000 KBE Schimmelpilzen pro m³ ergibt sich gemäß der LASI-Leitlinie für den Arbeitsschutz in biologischen Abfallbehandlungsanlagen die Notwendigkeit für weitergehende hygienische Maßnahmen sowie für die Optimierung der organisatorischen und technischen Schutzmaßnahmen. Meßtechnische Vereinfachungen würden sich ergeben, wenn die in den Untersuchungen ermittelte Korrelation zwischen Pilzen und Feinstaub der Partikelgröße 2-5 µm mit belastbaren Daten abgesichert werden kann. Bei Routinemessungen, z.B. im Rahmen der arbeitsmedizinischen Vorsorge, könnte dann auf die bewährte Meßgröße „Staubgehalt“ zurückgegriffen werden.

26 Emissionen auf der Deponie

Das Deponieverhalten des gerotteten Abfalls wurde in 84 Deponiesimulationsreaktoren (DSR) untersucht, in die insgesamt 22 m³ MBV-Material eingebaut wurden. Die Reaktoren stellen Deponie-Modellsysteme dar, an denen Aussagen über die Emissionsverläufe und -qualitäten gewonnen werden können.

Durch die Abtrennung der heizwertreichen Fraktion und eine drei- bis viermonatige biologische Behandlung läßt sich eine Einbaudichte von über 1 Mg/m³ (trocken) erreichen. Die hydraulische Leitfähigkeit des eingebauten Materials liegt im Bereich von 10⁻⁸ m/s. Nun ist zu prüfen, ob diese Werte auch im Deponiebetrieb erreicht bzw. dort sogar noch verbessert werden können. Dort ergibt sich durch die Strukturveränderung des Materials auch die Notwendigkeit, neue Verfahren für den Einbau der Abfälle zu erproben, da der bisherige Abfalleinbau mit Kompaktoren dafür nicht geeignet erscheint.

In den Simulationsreaktoren war das Emissionspotential der Sickerwasserbelastung von MBV-Material gegenüber dem von unbehandelten Abfällen um ca. 90% reduziert. Weiterhin konnte der bei den Abfällen bestimmte Parameter „biologischer Sauerstoffverbrauch in vier Tagen (AT4)“ mit den nach der Ablagerung ermittelten Sickerwasserbelastungen korreliert werden (Tabelle 2).

Das Gasbildungspotential von MBV-Material wird auf 20-40 NI/kg TS geschätzt und beträgt damit 10% des Gasbildungspotentials von unbehandeltem Abfall. Für eine 20 m hohe Deponie ergeben sich dann noch Restgasemissionen von weniger als 2 l/m²/h. Das darin enthaltene Methan kann ohne aktive Entgasungsmaßnahmen allein durch die Methanoxidation in einer gasdurchlässigen Deponiedeckschicht zu 90-95% eliminiert werden.

Tab. 2 Wertebereiche relevanter Alternativparameter in Abhängigkeit von der Zielgröße Sickerwasserbelastung (Höring et al 1999)

mittlere Sickerwasserbelastung TOC [mg/l]	TOC Eluat [mg/l]	AT ₄ [mg O ₂ /gTS]
< 600	< 200	< 5
600 - 1000	200 - 300	
1000 - 2000	300 - 500	5 - 20
> 2000	> 500	10 - 50

mittlere Sickerwasserbelastung ges. N [mg/l]	ges. N Eluat [mg/l]	AT ₄ BMBF [mg O ₂ /gTS]
200 - 400	30 - 50	< 5
400 - 1000	50 - 100	5 - 20
> 1000	100 - 250	> 20

27 Ökologische Verfahrensbewertung

Ökosystemare Gesamtbetrachtungen untersuchen das Belastungsprofil von MBV und anschließender Ablagerung sowohl im nationalen Kontext als auch im Vergleich zur Müllverbrennung. Dabei zeigt sich, daß die Abfallbehandlung und -ablagerung, unabhängig vom Entsorgungsweg, nur zu weniger als 1% an der nationalen Gesamtbelastung¹ beteiligt ist. Diese Belastungen lassen sich reduzieren, wobei als wesentliche Einflußfaktoren auf die ökologische Gesamtbeurteilung die Rahmenbedingungen beim Einsatz von Energieträgern und bei der Verwertung von ausgeschleusten Stoffströmen und der Verbleib von Einzelsubstanzen mit hohem Wirkungspotential ermittelt wurden. Je umfangreicher das realisierte Stoffstrommanagement ist, d.h. je mehr Stoffströme und Energieträger in die Produktionssphäre zurückgeführt werden, um so mehr bestimmen die dort jeweils herrschenden Einsatz- und Substitutionsmöglichkeiten die ökologische Gesamtbilanz.

Mit Hilfe der ökobilanziellen Gesamtbetrachtung lassen sich auch Wechselwirkungen zwischen dem technischen Leistungsstand und der Umwelt darstellen und Kompromissituationen innerhalb der MBV-Technik lösen: Beispielweise kann - unter Berücksichtigung der Methanoxidationskapazität von Deponie-Deckschichten - das verfahrensspezifische Treibhauspotential minimiert werden, indem das Optimum aus technischem Aufwand und deponieseitigen Restemissionen ermittelt wird (Abbildung 3).

¹ gemessen in den Wirkungskategorien globale Erwärmung, Ozonabbau, Sommersmog, Versauerung, Eutrophierung, kurz- und langfristige Kanzerogene, Humantoxizität und kritische Volumina

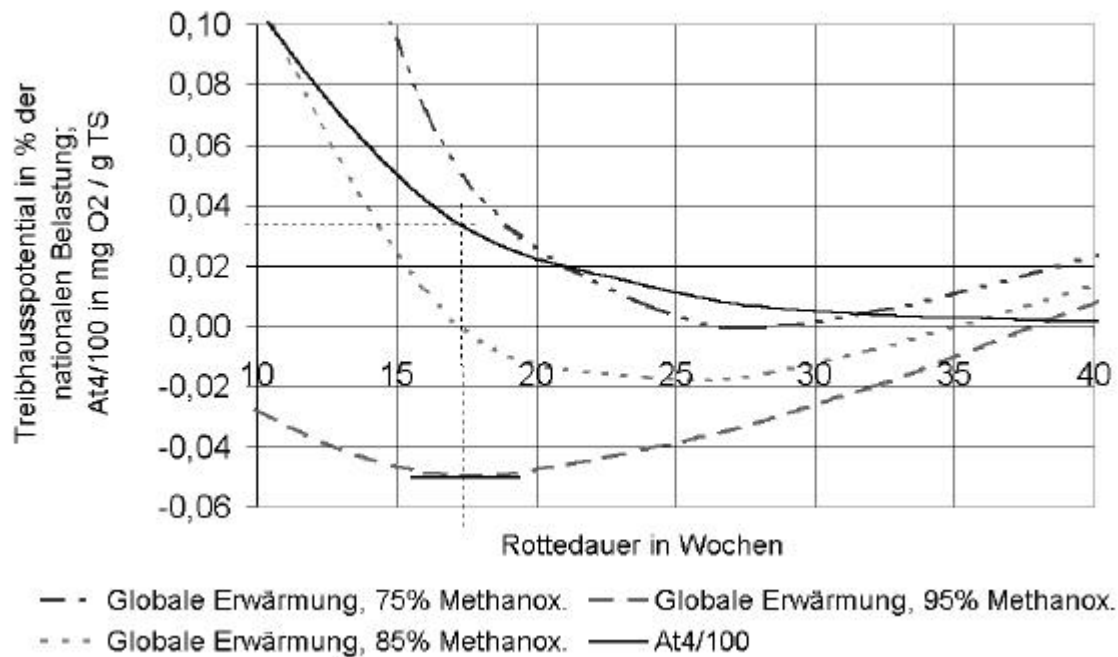


Abb. 3 Einfluß der Methanoxidationskapazität von Deponie-Deckschichten auf den Zusammenhang von Rottedauer und Treibhauspotential

Darstellen lassen sich weiterhin die kumulierten Umwelteffekte der Abluftemissionen von MBV-Anlagen (Abbildung 4). Bezeichnet sind die Stoffe und Stoffgruppen, die auf die Kategorien Treibhauseffekt (GWP), Ozonabbau (ODP), Versauerung (AP), Eutrophierung (NP), photochemischer Sommersmog (PCOP), kritische Volumen, Toxizitäten (aquatische -AETP, terrestrische - TETP, Human - HTP) einen wesentlichen Einfluß haben. Für die Einordnung dieser Stoffe und Stoffgruppen ist zu berücksichtigen, daß einerseits der Anteil der MBV an den nationalen Gesamtbelastungen in den einzelnen Wirkungskategorien unterschiedlich ausfällt, andererseits die Wirkungskategorien auch umweltpolitisch unterschiedlich gewichtet werden.

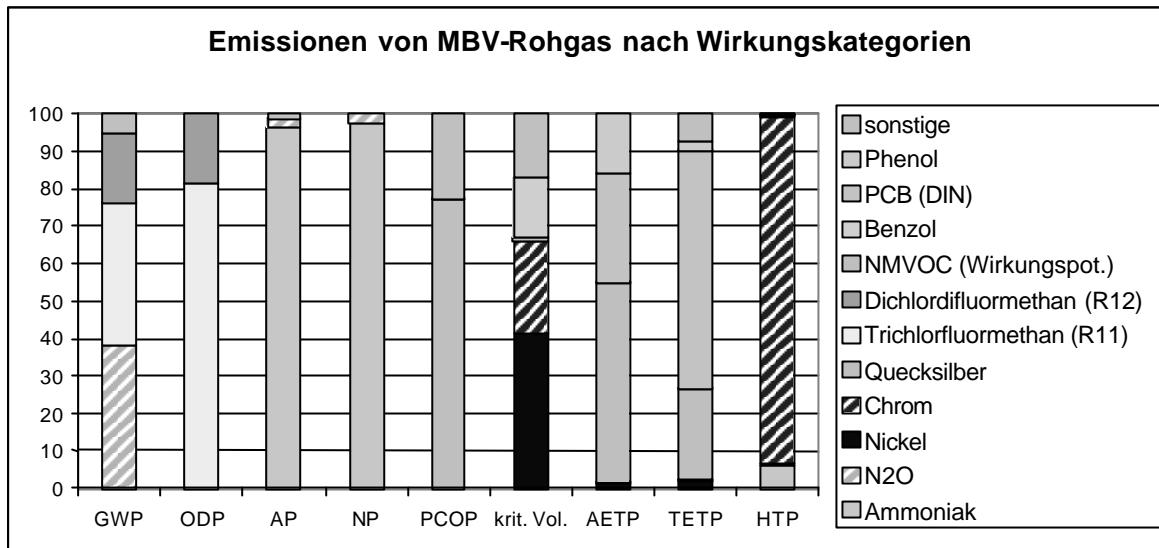


Abb. 4 Emissionen von MBV-Rohgas nach Wirkungskategorien

Dabei zeigt sich, daß die Wirkungskategorien Treibhauspotential (GWP), Ozonabbau (ODP), Sommersmog (PCOP) und die terrestrische Toxizität maßgeblich von organischen Kohlenstoffemissionen beeinflusst werden. Die übrigen ökobilanziellen Wirkungskategorien sind nicht durch organische Verbindungen bedingt und weisen mit deutlich unter einem Promille nur sehr geringe Anteile an den nationalen Gesamtbelastungen auf. Bezüglich der relevanten Wirkungskategorien ergibt sich folgendes Bild:

- Treibhauspotential (GWP): Unter den klimarelevanten Stoffgruppen spielt das Methan, das während des Anlagenbetriebes entsteht, keine nennenswerte Rolle. Relevant sind die Fluor-Chlor-Kohlenwasserstoffe (FCKW) R11 und R12 sowie Lachgas. Bezüglich FCKW ist wegen der gesetzlichen Situation davon auszugehen, daß diese Materialien mittelfristig nicht mehr im Abfall vorkommen, da FCKW inzwischen weitgehend durch andere Stoffe abgelöst wurden. Bis dahin sind geeignete Übergangstechnologien notwendig. Lachgas entsteht bei der unvollständigen Oxidation von Ammoniak im Biofilter. Hier muß primär die Ammoniakbildung durch geeignete Maßnahmen der Prozeßführung unterbunden werden, z.B. durch die Einstellung des günstigsten Kohlenstoff-Stickstoff-Verhältnisses, was vor allem beim Einsatz von Klärschlämmen zu beachten ist. Dennoch entstandenes Ammoniak sollte durch Maßnahmen der Gasreinigung eliminiert werden. Dafür sind Verfahren wie die saure Gaswäsche Stand der Technik. Damit ergeben sich auch erhebliche Entlastungen bei Eutrophierungs- und Versauerungspotential.
- Ozonabbaupotential (ODP): Den hohen Stellenwert der FCKW beim ODP unterstreicht die Notwendigkeit von Technologien, die die Stoffe fassen und beseitigen, solange sie noch mit dem Abfall in die MBV-Anlagen eingetragen werden. Die Wirkungsgrade der Abluftbehandlung mit Biofiltern sind vergleichsweise gering.
- Sommersmogpotential (PCOP): Bezüglich des PCOP ist ebenfalls ein großer Einfluß der organischen Verbindungen feststellbar (in Abbildung 4 summarisch ausgewiesen als „NMVOC“). Sie werden teilweise mikrobiell gebildet und können in vielen Fällen durch Biofilter eliminiert werden. Für einzelne Stoffe konnte gezeigt werden, daß sie mit natürlichen Belastungen vergleichbar sind, so liegt die Terpen-Emission einer Anlage mit einer Jahreskapazität von 100.000 Tonnen Restabfall in der gleichen Größenordnung wie die eines 100 Hektar großen Waldes (CUHLS 2000).

Die Klassifizierung der Emissionen in Wirkungskategorien zeigt deutlich, daß die bisher weitgehend eingesetzte Abluftreinigung mit Biofiltern Schwachstellen aufweist. Einerseits verfügen die bisher

eingesetzten Biofilter noch über erhebliche Optimierungspotentiale, da sie in der Regel nicht mit dem Ziel der Kohlenstoff-, sondern der Geruchsreduktion betrieben wurden und nun entsprechend anzupassen sind. Andererseits lassen sich die den Biofiltern zugrunde liegenden Reinigungsmechanismen nicht für alle ermittelten Schadstoffe anwenden, so daß für diese weitergehende Reinigungstechnologien anzustreben sind. Solche lassen sich nur dann wirtschaftlich betreiben, wenn die zu reinigenden Luftmengen gering gehalten werden. Gerade zu Beginn der Rotte werden die Mieten deutlich über den Sauerstoff bedarf hinaus belüftet, um die erzeugte Wärme abzuführen. Bei entsprechender Abluftkühlung lassen sich daher Teile der Luft im Kreis führen. Die konkrete Gestaltung, d.h. der jeweils benötigte Restsauerstoffgehalt, ist noch näher zu untersuchen.

28 Anlagenstandards

Bei der Festlegung von Anlagenstandards sind sowohl die Umweltverträglichkeit der Behandlung als auch die Umweltverträglichkeit nach der Ablagerung sicher zu stellen. Die vielfältigen Erkenntnisse des BMBF-Verbundvorhabens bieten die Möglichkeit der Ableitung von wissenschaftlich fundierten Standards:

Beispielsweise kann der AT_4 - neben den bereits in Tabelle 2 und Abbildung 3 dargestellten Korrelationen zur Sickerwasserbelastung und zum Treibhauspotential - auch mit ökosystemaren Bewertungsgrößen korreliert werden: Unbehandelter Restabfall mit einem AT_4 von 20-60 mg O_2/gTS ist mit AT_4 -Werten von kaum abgebautem Streumaterial aus L-Horizonten von Waldböden vergleichbar. Dagegen entspricht der Abbauzustand des behandelten Restmülls demjenigen von humifizierter organischer Substanz in Oberböden (O- und A-Horizonte), die Atmungsaktivitäten von weniger als 6 mg $CO_2-C/gTOC$ aufweist. Bei einem AT_4 von maximal 5 mg O_2/gTS sind damit nicht nur geringe, in der Deponie abbaubare Methanemissionen, tolerierbare Sickerwasserbelastungen und eine Minimierung des Treibhauspotentials aus Behandlungsaufwand und deponieseitigen Methanemissionen in der ökologischen Gesamtbetrachtung zu erwarten. Die Abfälle weisen zudem einen Abbaugrad auf, der vergleichbar mit dem der organischen Substanz in Oberböden ist.

Der AT_4 von 5 mg O_2/gTS korrespondiert mit einem GB_{21} von maximal 20 NI/ kgTS, einem TOC im Eluat von maximal 200-300 mg/l und einem C/L-Verhältnis von maximal 0,5. Die entsprechenden Werte wurden teilweise in den Entwurf der geplanten Verordnung über die umweltverträgliche Ablagerung von Siedlungsabfällen (Fortschreibung der TA Siedlungsabfall) übernommen (vergleiche Beitrag von RADDE in diesem Heft). Ergänzend sind Grenzwerte für die Abluftemissionen aus dem Anlagenbetrieb geplant. Diskutiert wird die Begrenzung des organischen Kohlenstoffs auf 55 Gramm pro Tonne behandeltem Material. Dieser Wert ist in Fachkreisen umstritten, da er sich nicht an den von den organischen Substanzen ausgehenden Umweltbelastungen orientiert sondern von der nach dem Grenzwert der 17.BImSchV zulässigen Abgasfracht einer MVA übertragen wurde.

Auch bei der Festlegung von Emissionsstandards für den Anlagenbetrieb lassen sich anhand der Ergebnisse des Verbundvorhabens ganzheitliche Betrachtungen anstellen: Zunächst ist für die Umweltverträglichkeit einer Minderungsmaßnahme zu fordern, daß der ökologische Nutzen der Maßnahme höher ist als der ökologische Aufwand. Das bedeutet, daß Aufwendungen nur so lange zweckmäßig sind, als der für die Minderung erforderliche Aufwand die Belastung des Rohgases nicht übersteigt.

Anhand der Rohgasemissionen lassen sich die zulässigen Emissionsäquivalente für die verschiedenen Wirkungskategorien bestimmen. Je höher die Reinigungsleistung der Minderungsmaßnahme, desto höher der zulässige Aufwand. Beispielhaft wurden dazu die maximal zulässigen Energieverbräuche bei Wirkungsgraden von 10 und 90 Prozent für die Wirkungskategorien Treibhauspotential, Ozonabbaupotential und Sommersmogpotential bestimmt (Tabelle 3). Eine gesamt-ökologisch gleichwertige oder bessere Reinigungsleistung wird nur dann erreicht, wenn die erforderliche Zusatzenergie für deren Betrieb diesen Betrag nicht übersteigt. Zu berücksichtigen ist der Heizenergiegehalt des Rohgases (z.B. in Form von Methan), da dieser Anteil nicht extern zugeführt werden muß. Dabei sind höhere Konzentrationen im Abgas durch Verringerung der Gasmengen bei gleichbleibender Fracht positiv zu bewerten. Die Ergebnisse zeigen, daß die Begrenzung des Einsatzes von thermischen Reinigungsanla-

gen erwartungsgemäß vor allem durch das Treibhauspotential erfolgt; für alle anderen Wirkungskategorien liegen die zulässigen Energieverbräuche wesentlich höher. Die im Rohgas enthaltenen Kohlendioxid-Belastungspotentiale liegen bei etwa 10 Kilogramm klimarelevanter Kohlendioxid-Äquivalente pro Tonne Abfallinput, entsprechend dürfen etwa 3 Kilogramm fossiler Kohlenstoff für die Reinigungsleistung aufgebracht werden, ehe das Treibhauspotential über den Wert im Rohgas hinaus wieder ansteigt. Diese Grenze sollte auch von weitergehenden Reinigungstechnologien nicht überschritten werden.

Tab. 3 Maximal zulässige Energieverbräuche bei verschiedenen Abscheideleistungen

Wirkungskategorie	Abscheideleistung %	Max. zulässiger Energieaufwand ²⁾ /kWh/Mg Input/
Treibhauspotential (GWP) ¹⁾	10	1,9
	90	16,9
Ozonabbaupotential (ODP)	10	7560,8
	90	68047,1
Sommersmogpotential (POCP)	10	570,7
	90	5144,3

¹⁾ In das Treibhauspotential gehen die in der Abluft enthaltenen CO₂-Mengen nicht ein

²⁾ Angesetzt ist ein elektrischer Energieaufwand (der Direkteinsatz von fossiler Energie führt zu besseren Ergebnissen), Betriebsmittel sind nicht berücksichtigt.

29 Ausblick

Durch das BMBF-Verbundvorhaben wurde die mechanisch-biologische Abfallbehandlung umfassend untersucht. Nun steht ihre Integration in die bestehende Abfallwirtschaft an. Dabei ist zunächst zu klären, wie eine umweltverträgliche Behandlung und Entsorgung von Siedlungsabfällen in Hinblick auf die Forderungen einer nachhaltigen Entwicklung grundsätzlich gestaltet werden soll, daß sie einerseits Anreize zur weiteren Reduzierung der Abfallströme bietet, andererseits den Umgang mit dem verbleibenden Rest optimiert.

Forschungsbedarf ergibt sich dabei sowohl für die Kriterien einer zukunftsorientierten Technikgestaltung (z.B. Welche Behandlungskapazitäten sind kurz- und mittelfristig vorhanden und erforderlich? Durch welche administrativen, logistischen etc. Maßnahmen lassen sich die Abfallströme in die höherwertigen Behandlungsanlagen lenken?) als auch für konkrete Einzelfragen der MBV-Technologie (z.B. Welche Techniken sind geeignet, eine heizwertreiche Fraktion abzutrennen? Läßt sich die Abtrennung von heizwertreichen Fraktionen mit der Abtrennung anderer Wertstoffe kombinieren?) und die übergeordnete gesellschaftliche Thematik der nachhaltigen Abfallwirtschaft (z.B. Wodurch sind nachhaltige Stoffflusssysteme charakterisiert? Welche Faktoren beeinflussen die Akzeptanz welcher Abfallwirtschaftsmaßnahmen?).

30 Literatur

Die vollständigen Ergebnisse des Verbundvorhabens sind im Tagungsband „Mechanisch-biologische Behandlung von zu deponierenden Abfällen“ zusammengestellt, dem auch die hier präsentierten Abbildungen und Tabellen entnommen sind. Er kann bezogen werden bei der FG Ökotechnologie der Universität Potsdam, Park Babelsberg 14, 14482 Potsdam. Fax: 0331 – 9774433. Email: gfried@rz.uni-potsdam.de

Umweltbundesamt Berlin (III 4) (UBA) (1999): Bericht zur „Ökologischen Vertretbarkeit“ der mechanisch-biologischen Vorbehandlung von Restabfällen einschließlich deren Ablagerung. Berlin, Juli 1999.

CUHLS, C. 2000: mündliche Mitteilung am 17. April 2000.

RADDE, A. 2000: Entwicklung des Regelungsrahmens und Anforderungen an die MBA. In: Soyez, K. et al (Hg.): Die Zukunft der mechanisch-biologischen Abfallbehandlung. Schriftenreihe des Zentrums für Umweltwissenschaften der Universität Potsdam. Heft 6.

SOYEZ, K.; KOLLER, M.; THRÄN, D. 2000: Kumulierte Umwelteffekte als Maßstab - Die Emissionen aus mechanisch-biologischen Abfallbehandlungsanlagen lassen sich auf der Basis von umfassenden ökologischen Wirkungsabschätzungen minimieren. In: Müllmagazin 2/2000 (im Druck).

Anschrift der Autoren:

Dr. Konrad Soyez, Daniela Thrän, Matthias Koller, Tim Hermann
Universität Potsdam
Zentrum für Umweltwissenschaften
Forschungsgruppe Ökotechnologie
Park Babelsberg 14, Haus 7
D - 14482 Potsdam
Tel.: 0331/977-4477, Fax: 0331/977-4433
e-mail: koller@rz.uni-potsam.de

Emissionspotenziale und Verfahren zur Abluftreinigung

C. Cuhls

31 Inhaltsstoffe im Abgas von MBV-Anlagen (MBA)

Aus den bisherigen Untersuchungen der Verfasser in dem BMBF-Verbundvorhaben MBA (CUHLS et al., 1999) wurde eine Stoffliste entwickelt, die 81 organische Verbindungen umfaßte, nachdem sich die Metalle (vorzugsweise Quecksilber) zwar meßbar aber nicht als konzentrationsrelevant erwiesen hatten. Aus dieser Stoffliste wiederum kristallisierten sich die folgenden MBA-Leitkomponenten heraus, d.h. sie sind mit der gängigen Routine-analytik in der Regel immer meßbar und sind verantwortlich für die wesentliche Emissionsfracht:

- Methan und Ammoniak (keine Regelung innerhalb Nr. 3.1.4 TA Luft)
- Methanol, Ethanol und weitere Alkohole,
- Unverzweigte und verzweigte kurzkettige Alkane,
- Toluol, Ethylbenzol, Xylole und weitere aromatische Kohlenwasserstoffe,
- Chlorierte Kohlenwasserstoffe (z.B. Dichlormethan, Trichlorethen, Tetrachlorethen),
- Fluorchlorkohlenwasserstoffe, insbes. Trichlorfluormethan (R11), Dichlordifluormethan (R12),
- Terpene, wie α -Pinen, β -Pinen, Limonen,
- Acetaldehyd (Aldehyde),
- Aceton, 2-Butanon (Ketone),
- Dimethylsulfid, Dimethyldisulfid, Dimethyltrisulfid, H₂S (reduzierte Schwefelverbindungen)

Methan ist bei allen intensiven biologischen Stoffumsätzen beteiligt. Die mikrobiologischen Randparameter und die Milieubedingungen eines (aeroben) Rotteprozesses entscheiden über die Höhe der (hier unerwünschten) Methanemission. Insbesondere eine schlechte Rotteführung (ungenügende Sauerstoffversorgung, hohe Wassergehalte, lange Umsetzintervalle) begünstigt die Methanbildung. Z. B. ist der gleichmäßigen Luftverteilung in großen Trapezmietenrotten große Aufmerksamkeit zu widmen,

um lokale Anaerobien mit Methanemissionen zu vermeiden. Aus dem Betrieb der drei niedersächsischen MBA zeigt sich, daß intensive Endrotteverfahren zwischen 5 und 1.000 ppm Methan emittieren können. Bei biologischer Trocknung (MBS) spielt das Methan keine bedeutende Rolle. Aus den vorliegenden Erfahrungen können insgesamt folgende min./max. Bereiche der Methankonzentrationen dargestellt werden:

- > 100 ppm Methan: ungünstiger Betriebsbereich
- < 10 ppm Methan: sehr günstiger Betriebsbereich bei Volleinhausung (16 Wochen)
- < 20 ppm Methan: sehr günstiger Betriebsbereich bei Teileinhausung (erste 6 bis 8 Wochen)

Problematisch am direkten Treibhausgas Methan ist, daß ein Abbau im Biofilter unter den gegebenen Bedingungen nicht feststellbar ist. Die Reingasfrachten sind demnach den Rohgasfrachten gleichzusetzen. Beim Einsatz von Biofiltern zur Abgasreinigung ist somit sicherzustellen, daß die Methanbildung im Rotteprozeß unterdrückt wird.

Die Emissionsfaktoren liegen bei sehr günstigen Prozeßbedingungen zwischen 100 und 200 g Methan / Mg FS Rotteinput. Für Vergärungsstufen gilt, daß insbesondere die Nachrotte der Gärrückstände hohe Mengen an Methan freisetzt (Freisetzung von Porenbiogas). Allein aus den Gärrückständen der RABA Bassum resultieren im Mittel 248 g Methan /Mg Gäraustrag (CUHLS, 1999)

Bei der Bewertung der Methan-Emissionsfaktoren sollte nicht unerwähnt bleiben, daß bei der bisher betriebenen Rohabfalldeponierung bei etwa 10 bis 300 m³ Deponiegas / Mg Abfall mit einem durchschnittlichen Methangehalt von 60 % insgesamt 62 bis 129 kg Methan /Mg Abfall entstehen, welches durch die Gaserfassungssysteme der Deponien nur teilweise erfaßt und verbrannt wird. Die Methanminderung der MBV gegenüber der Rohabfalldeponierung beträgt somit über 99 %.

Ammoniak beginnt schwallartig aus dem Rottegut zu emittieren, wenn die organischen Säuren im Abfall abgebaut sind und der pH-Wert ansteigt. Das passiert in der Regel nach wenigen Rottetagen. Die Höhe der Emission ist abhängig vom Gehalt an bioverfügbaren Stickstoffverbindungen im Abfall. So sind hohe Bioabfall- oder Klärschlammanteile im Restmüll Ammoniakverursacher in der MBA. Besondere Bedeutung verdienen ebenfalls die Vergärungsverfahren, da die Gärrückstände in der Nachrotte spontan hohe Ammoniakmengen freisetzen.

Problematisch am indirekten Treibhausgas Ammoniak ist, daß die im Biofilter biologisch umgesetzten Mengen an Ammoniak quantitativ zu NO (Stickoxid) und N₂O (Lachgas) reagieren, die mit dem Reingas emittieren und somit eine Erhöhung des Treibhaus-Potenzials im Vergleich zum Rohgas bewirken. Zusätzlich wird die Umsetzung der organischen Stoffe (NMVOC) im Biofilter bei gleichzeitiger Ammoniakbeschickung deutlich gehemmt.

Die Ammoniakgehalte liegen an den untersuchten Anlagen zwischen 20 bis 100 ppm. In Abhängigkeit von der Abfallzusammensetzung können die Gehalte auch bis über 300 ppm ansteigen. Beim Einsatz von Biofiltern müssen im Regelfall Ammoniakwäscher (Schwefelsäure) vorgeschaltet werden, die bei Wirkungsgraden von > 98 % eine sehr wirksame Ammoniakausschleusung gewährleisten. Durch den Einsatz von zweistufigen Wäschern ist es möglich, eine starke Aufkonzentrierung von Ammoniumsulfat zu erzielen, welches z.B. in der Landwirtschaft als Sekundärdünger verwertet werden könnte.

Bemessungsansätze für die Ammoniakbeschickung von Biofiltern liegen zur Zeit noch nicht vor. Zur Abschätzung wird empfohlen, das Verhältnis von NMVOC-C zu Ammoniak-N (wesentlich) größer als etwa 10 im Rohgas einzustellen. Eine N-Limitierung konnte auch bei C/N-Verhältnissen im Abgas von 50 – 100 bisher nicht festgestellt werden.

32 Emissionspotenziale

32.1 Organische Stoffe

In Tabelle 1 ist beispielhaft eine Auswahl an Verbindungen aus dem gesamten Meßumfang an der RABA Bassum sowie an der MBRA Horm dargestellt. Es sind von den insgesamt gemessenen Anlagen diejenigen mit den größten Abfalldurchsätzen, d.h. mit den höchsten zu erwartenden Emissionsmassenströmen. Der Stoffumfang ist auf den Ausschnitt der massenrelevanten Stoffe an der gesamten Emissionsfracht reduziert. Neben den Min./Max.-Werten im Roh- und Reingas sind auch die stoffspezifischen Wirkungsgrade der Biofilter angegeben.

Tab. 1 Zusammenstellung von Min./Max.-Konzentrationen und Filterwirkungsgraden für massenrelevante Stoffe der Nr. 3.1.7 TA Luft

3.1.7 TA Luft Klasse	Komponente	Rohgas Bassum max. µg/m ³	Rohgas Bassum min. µg/m ³	<i>h</i> Biofilter Mittel %	Rein- gas Bassum max. µg/m ³	Rein- gas Bassum min. µg/m ³	Rohgas Horm max. µg/m ³	Rohgas Horm min. µg/m ³	<i>h</i> Biofilter Mittel %	Rein- gas Horm max. µg/m ³	Rein- gas Horm min. µg/m ³
1	Isopropylbenzol	45	< BG	5	35	< BG	155	40	38	95	< BG
1	Naphthalin	585	20	55	55	< BG	150	35	71	36	< BG
1	Tetrachlorethen	75	< BG	35	45	< BG	475	47	20	340	42
1	n-Butylacetat	295	< BG	65	180	< BG	980	160	94	130	< BG
1	Dimethyldisulfid	1.155	170	48	805	< BG	560	55	62	100	30
1	Acetaldehyd	3.700	< BG	68*	1.400	< BG	12.000	4.100	99	200	21
1	Crotonaldehyd	180	< BG	52	190	< BG	1.500	640	100	< BG	< BG
1	Dichlormethan	945	< BG	-12*	1.235	< BG	210	21	-83	200	< BG
1	Chloroform	100	< BG	18	122	< BG	110	< BG	51	40	< BG
2	Toluol	695	24	-1*	3.055	27	1.490	460	34	740	300
2	3/4-Ethyltoluol	560	40	49	405	< BG	2.000	230	60	965	80
2	2-Ethyltoluol	195	20	34	185	< BG	2.045	80	44	495	50
2	Ethylbenzol	575	35	25*	1.720	25	970	250	42	485	205
2	m/p-Xylol	1.765	95	21	2.370	95	2.990	720	41	1.510	450
2	o-Xylol	685	25	15	560	25	980	200	45	760	156
2	Limonen	9.140	480	90	3.435	< BG	11.275	1.300	56	5.850	530
2	Acetonitril	350	< BG	91	33	< BG	2.000	470	69	680	< BG
3	Cyclohexan	70	< BG	-4	100	< BG	120	40	22	30	< BG
3	n-Decan	435	65	86	125	< BG	2.665	440	64	710	65
3	Aceton	7.600	< BG	83*	6.600	< BG	8.200	3.700	96	330	< BG
3	2-Butanon	5.165	80	81*	2.750	< BG	43.000	370	100	630	< BG
3	Ethanol	2.400	< BG	95	1.200	< BG	39.000	9.500	100	50	< BG
3	FCKW R12	3.410	< BG	23	2.630	< BG	5.850	630	0	6.080	630

Bassum 14 Meßpaare, Horm 6 Meßpaare (*: ein Ausreißer nicht berücksichtigt)

Die in Tabelle 1 dargestellten Verbindungen sind nach den Wirkungsklassen der Nr. 3.1.7 TA Luft geordnet. Bei einer Aufsummierung der Stoffe in den TA Luft-Klassen stellt sich heraus, daß die Massenstromgrenze von 100 g/h für Stoffe der Klasse 1 in Horm durchgehend und in Bassum nahezu immer überschritten, die max. zulässige Konzentration in dieser Klasse von 20 mg/m³ jedoch nicht erreicht wurde. Die Massenstromgrenze für die Klassen 2 (2.000 g/h) und 3 (3.000 g/h) wurden ebenso wie die max. zulässigen Konzentrationen nicht erreicht.

Die Massenströme für organische Stoffe der Klassen I bis III TA Luft lagen an den drei Niedersächsischen Demonstrationsanlagen im Rohgas max. zwischen 1.700 g/h (MBV Lüneburg) bis 3.900 g/h (MBV Friesland). Die Massenstromgrenze von 3.000 g/h wurde nur an der MBV Friesland bei 2 von 8 Messungen in 1998/99 überschritten. Die Massenstromgrenze für Stoffe der Klasse 1 von 100 g/h wurde an allen Anlagen im Rohgas häufig mehr als ausgeschöpft. Bei Überschreitung der Massen-

stromgrenze im Rohgas muß für Stoffe der Klasse I die max. Massenkonzentration im Reingas von 20 mg/m³ eingehalten werden. Die untersuchten MBA unterschritten in der Regel im Reingas nach Biofilter Gehalte von 1 mg/m³ für die Summe der Stoffe der Klasse I, max. 2 mg/m³. Den wesentlichen Anteil daran stellt die Hauptkomponente Acetaldehyd dar, für die eine ausgezeichnete Abscheidung im Biofilter nachgewiesen wurde. Alle Messungen belegen ein sehr geringes Emissionsniveau für Stoffe der Klasse I. Die höchste Konzentration einer Substanz der Wirkungsklasse I betrug 1,2 mg/m³ Dichlormethan bei einer von insgesamt 28 Messungen.

Die frachtbestimmenden organischen Verbindungen am NMVOC nach Nr. 3.1.7 TA Luft sind:

Stoffe der Klasse 1	Acetaldehyd
Stoffe der Klasse 2	Limonen Verschiedene aromatische Kohlenwasserstoffe
Stoffe der Klasse 3	Aceton 2-Butanon Ethanol Fluorchlorkohlenwasserstoffe R11 und R12 (Emission stark schwankend) Verschiedene aliphatische Kohlenwasserstoffe

32.2 krebserzeugende Stoffe

Maßnahmen zur Emissionsminderung von krebserzeugenden Stoffe (Nr. 2.3 TA Luft) sind nicht erforderlich. Die Massenkonzentrationen für die Summe an krebserzeugenden Stoffen lagen bei allen Messungen im Roh- sowie im Reingas immer < 1 mg/m³.

32.3 Quecksilber

Exemplarisch sind in Abbildung 1 die Roh- und Reingaskonzentrationen sowie die resultierenden Emissionsmassenströme von Quecksilber aus vier unterschiedlichen Anlagen dargestellt. Dabei kann ein Rückhalt im Biofilter festgestellt werden. Messungen, die signifikant negative Wirkungsgrade ergeben haben, weisen darauf hin, daß ggf. im Biofilter angereicherte, adsorbierte Quecksilbermengen auch wieder freigesetzt werden können (Desorption).

Von insgesamt 17 Messungen im Roh- und Reingas sind 2 Meßpaare signifikant erhöht und erreichen 1,9 und 0,6 µg/m³ im Reingas. Der Grenzwert der 17. BImSchV beträgt 30 µg/m³ im Tagesmittel bzw. 50 µg/m³ als Halbstundenmittelwert. Bei 10 von 17 Messungen im Reingas liegen die Gehalte an Quecksilber unterhalb der Bestimmungsgrenze von 0,2 µg/m³.

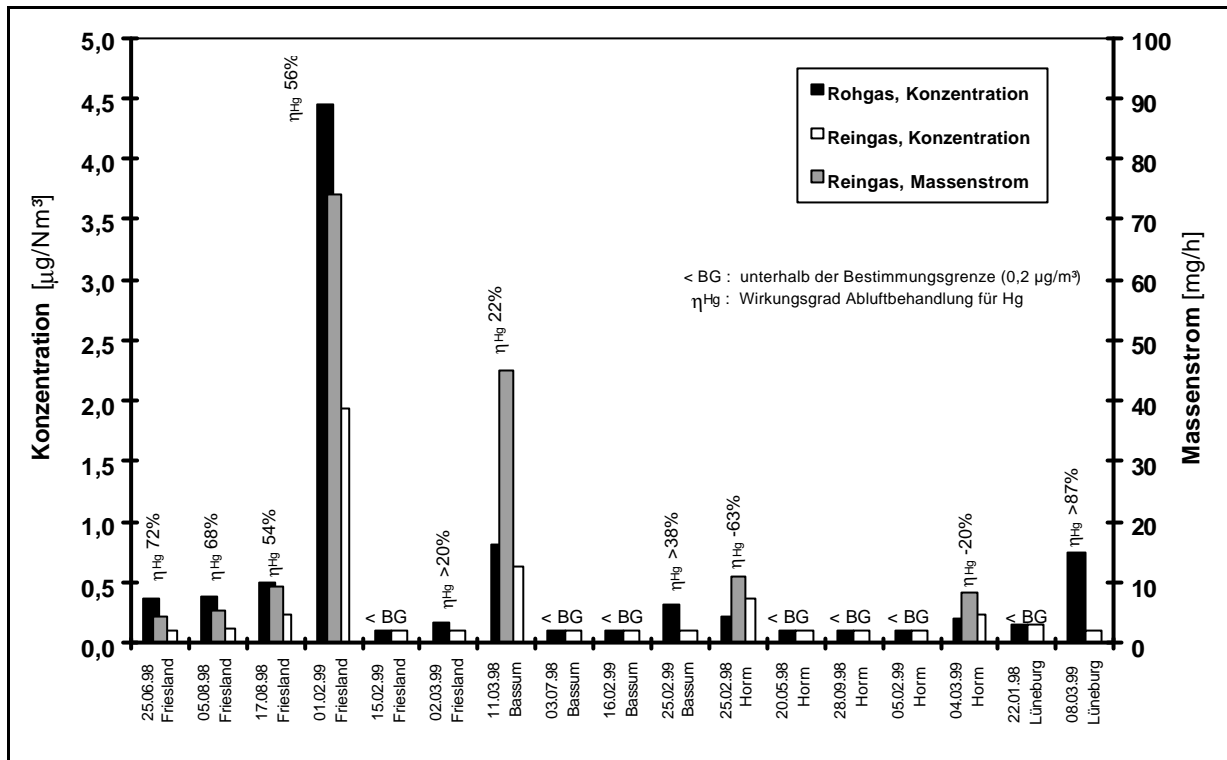


Abb. 1 Quecksilberemissionen aus MBA, Konzentrationen und Massenströme
 η = rechnerischer Wirkungsgrad der Abluftbehandlung für Hg
 BG = Bestimmungsgrenze

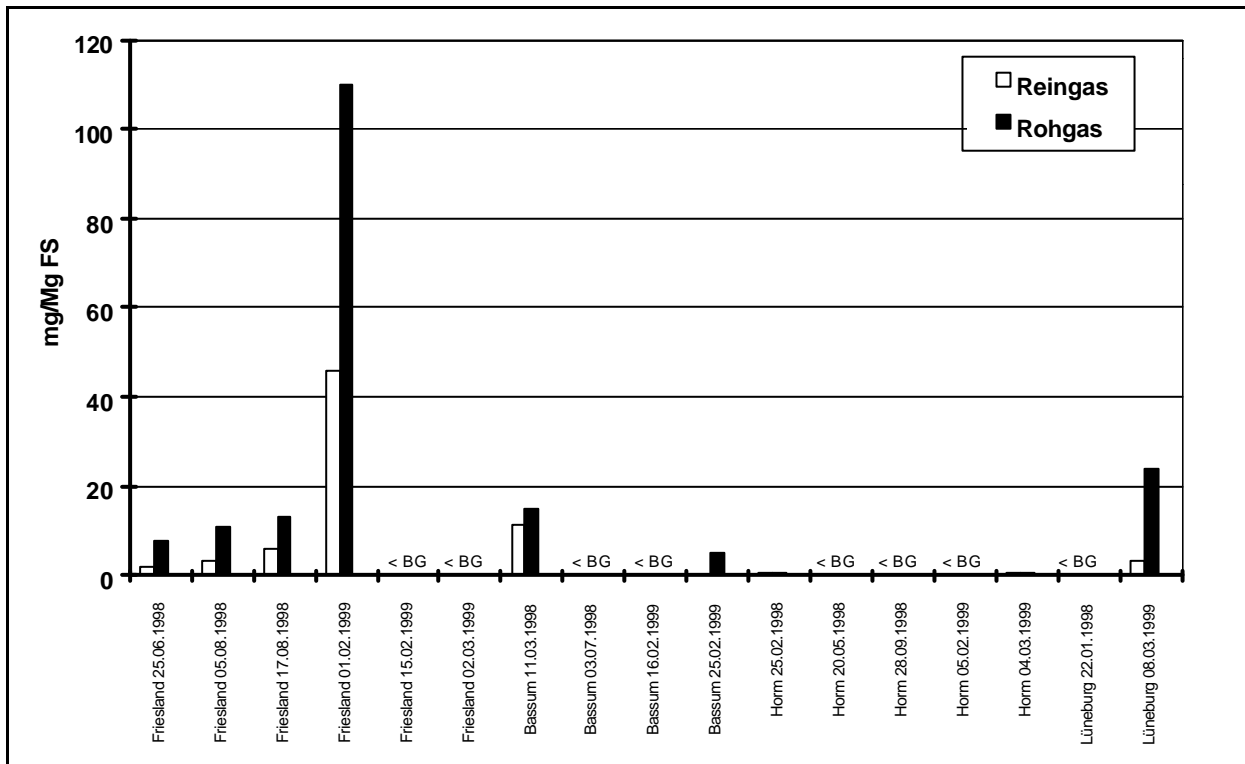


Abb. 2 Quecksilberfrachten aus MBA in mg/Mg FS

In Abbildung 2 sind die resultierenden Frachten in mg/Mg Feuchtsubstanz (FS) Rotteinput dargestellt. Bezogen auf den Abfalldurchsatz (Input Rotte) liegen die Frachten demnach bei 16 von 17 Meßpaaren ≤ 24 mg/Mg (Roh- und Reingas). Eines von 17 Meßpaaren deutet mit 110 mg/Mg (Spitzenwert im Rohgas) bzw. 46 mg/Mg (Spitzenwert im Reingas) auf eine erhöhte Quecksilberbelastung des Abfalls hin („hot spot“). Bis auf diesen Spitzenwert stimmen diese Ergebnisse mit den Meßdaten aus Österreich (ANGERER et al., 1998, 1999A, 1999B) in der Größenordnung sehr gut überein (Tabelle 2). Hier liegen alle ermittelten Quecksilberfrachten ≤ 24 mg/Mg (Roh- bzw. Reingas). Für die Anlage in Siggerwiesen können für eine Frachtabschätzung die Emissionen beider Anlagenteile (Rottetrommel und Rotteabluft) addiert werden.

Die MBA-Zuluftfracht beträgt für Quecksilber zwischen 0,075 und 0,15 mg/Mg. Die Emissionsfracht liegt abgesehen von „hot spots“ somit nur etwa Faktor 2 bis 50 über der Zuluftfracht.

Tab. 2 Quecksilberfrachten aus österreichischen MBA (ANGERER et al., 1998, 1999A, 1999B)

MBA	Rohgas 1	Rohgas 2	Rohgas 3	Rohgas 4	Reingas 5	Reingas 6
Kufstein	19 mg/Mg	24 mg/Mg	n.b.	n.b.	7,8 mg/Mg	6,0 mg/Mg
Siggerwiesen (Rottetrommel)	2,8 mg/Mg	0,8 mg/Mg	0,2 mg/Mg	0,3 mg/Mg	n.b.	n.b.
Siggerwiesen (Rotteabluft)	0,7 mg/Mg	0,7 mg/Mg	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
Allerheiligen	4,2 mg/Mg	4,1 mg/Mg	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.

Die höchsten Hg-Gehalte, die an österreichischen MBA gemessen wurden (ANGERER et al., 1998, 1999A, 1999B), lagen zwischen 3,2 und 4,4 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ im Rohgas, die höchsten Hg-Massenströme im Rohgas zwischen 11 und 40 mg/h (Rottetrommel). Die niedrigsten Konzentrationen betragen 0,5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, d.h. Quecksilber war bei allen Probenahmen meßbar.

Da Quecksilber als flüchtigstes Metall bei niedrigen Temperaturen - ebenso wie die anderen Schwermetalle - mit etwa 1 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ weit unterhalb von anderen Emissionsgrenzwerten emittiert wird, können die Metallemissionen bei MBA als signifikant (Quecksilber) aber unkritisch angesehen werden.

32.4 Polychlorierte Dibenzodioxine und Dibenzofurane (PCDD/F)

In der 17. BImSchV sind die polychlorierten Dibenzodioxine und Dibenzofurane (PCDD/F) die einzige Stoffgruppe unter den organischen Verbindungen mit einem eigenen Emissionsgrenzwert (0,1 ng I-TE/ m^3). Besondere Aufmerksamkeit galt dieser extrem toxischen und persistenten Stoffgruppe und brachte in den letzten Jahren die Nachrüstungen der Rauchgasreinigungsanlagen in den MVA.

Mittlerweile werden in modernen MVA die Rohgasgehalte (hinter Elektrofilter Altbestand) von etwa 20 ng I-TE/ m^3 um den Faktor 1.000 auf unter 20 pg I-TE/ m^3 im Reingas reduziert. PCDD/F-Emissionskonzentrationen und -frachten von drei MVA aus dem Jahr 1998 sind in Abbildung 3 wiedergegeben. Die Konzentrationen liegen mindestens um den Faktor 5 unter dem Grenzwert, zum Teil noch weit darunter. Im gleichen Bild sind daneben die Ergebnisse im Reingas für die RABA Bassum, die Pilotanlage (mechanische Restabfallaufbereitung) in Münster, die österreichischen MBA, die Herhof-Box sowie für ein Kompostwerk dargestellt. Zum Vergleich ist einer fiktive Fracht in Anlehnung an die 17. BImSchV von 50 ng I-TE/Mg angegeben, ermittelt aus dem Grenzwert 0,1 ng I-TE/ m^3 und einem Erfahrungswert für das korrespondierende Luftvolumen von 5.500 m^3/Mg für MVA.

Dabei fällt auf, daß bis auf die österreichischen MBA und die Herhof-Box ähnliche PCDD/F-Frachten aus biologischen Anlagen ermittelt werden wie bei den MVA. Die Gehalte an PCDD/F liegen im Reingas der RABA Bassum sowie im Reingas der Pilotanlage Münster bei 1 – 2 pg I-TE/m³ (Abb. 3), d.h. um den Faktor 50 bis 100 unterhalb des Grenzwertes für PCDD/F in der 17. BImSchV (0,1 ng I-TE/m³). Letztlich führen die hohen spezifischen Abluftmengen zu den erstaunlichen Frachten bei den biologischen Anlagen. Bei Messungen in Österreich wurden in der Mietenabluft der MBA Siggerwiesen PCDD/F-Konzentrationen im Rohgas um den Faktor 10 niedriger bestimmt als die der RABA Bassum im Reingas. Die Abluft aus den Rottetrommeln im Winter war sogar um den Faktor 100 geringer belastet (Abb. 3). Die Ursache für diese Unterschiede ist abgesehen von der Temperatur unklar. Da die PCDD/F größtenteils partikelgebunden emittieren, muß zunächst von einer geringeren Staubbelastung der Abluft der MBA Siggerwiesen ausgegangen werden, obwohl es sich um eine Rohgasprobenahme und bei der RABA Bassum um eine Reingasprobenahme gehandelt hat.

Die Emissionsfrachten an PCDD/F liegen im Reingas der RABA Bassum sowie im Reingas der Pilotanlage Münster mit 11 bis 38 ng I-TE/Mg signifikant über den Frachten aus der MBA Siggerwiesen. Auch die Emissionen aus dem Kompostwerk liegen mit etwa 49 ng I-TE/Mg bzw. 69 ng I-TE/Mg im Reingas im Vergleich zur MVA erstaunlich hoch. Anders ausgedrückt erreichen moderne MVA ein vergleichsweise erstaunlich niedriges Emissionsniveau.

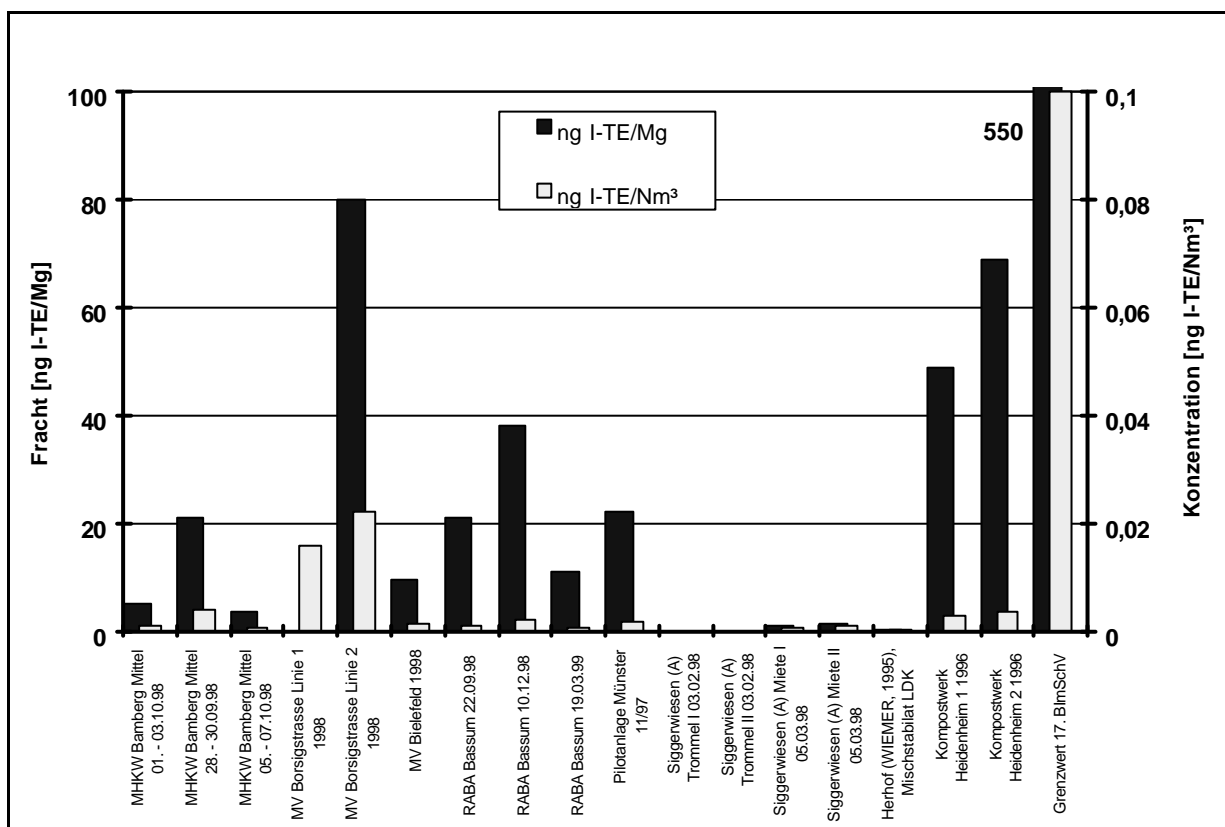


Abb. 3 PCDD/F-Emissionen aus verschiedenen Abfallbehandlungsanlagen

Während bei MVA von Abscheidungen um den Faktor 1.000 gesprochen werden kann, entsprechend Wirkungsgraden von 99,9 %, wird bei der Kombination aus Luftwäscher und Biofilter bei MBA von Reduktionen der PCDD/F im Bereich von Faktor 3 bis 4 ausgegangen werden müssen, welcher Wirkungsgrade zwischen Roh- und Reingas von etwa 60 bis 75 % widerspiegelt.

Im Rahmen des BMBF-Verbundes kommen FRICKE et al. (1997) bei ihrer Bilanzierung der Rohgasbelastung mit PCDD/F auf min. 0,028 pg I-TE/Nm³ und max. 6,26 pg I-TE/Nm³ während der ersten

14 Tage Intensivrotte. Unter Zugrundelegen von spezifischen Abluftvolumen von 3.000 m³/Mg FS (2 Rottewochen) bzw. 5.000 m³/Mg FS (4 Rottewochen) ergaben sich rechnerische Durchschnittskonzentrationen von 0,47 pg I-TE/Nm³ bzw. 0,28 pg I-TE/Nm³. Bei einer Behandlungsdauer von 10 Wochen wurde eine Durchschnittskonzentration von 0,122 pg I-TE/Nm³ ermittelt. Die PCDD/F-Fracht ergab 1,4 ng I-TEQ/Mg.

Die MBA-Zuluftfracht beträgt für PCDD/F zwischen 0,75 und 1,5 ng I-TE/Mg. Die Emissionsfracht liegt somit nur max. Faktor 10 bis 20 über der Zuluftfracht.

33 Verfahren zur Abluftreinigung

Aus MBA emittieren in erheblichem Umfang flüchtige organische Stoffe (VOC). Für genehmigungsbedürftige Anlagen müssen nach BImSchG sowie TA Luft zum Schutz der Allgemeinheit und der Nachbarschaft vor schädlichen Luftverunreinigungen sowie zur Vorsorge gegen schädliche Umwelteinwirkungen Maßnahmen zur Emissionsminderung getroffen werden. In der Regelung zur Begrenzung der Emissionen organischer Stoffe nach Nr. 3.1.7 TA Luft sind aufgrund von wirkungsbezogenen Kriterien die Wirkungsklassen I bis III festgelegt. Die dort genannten max. zulässigen Massenkonzentrationen müssen jedoch erst bei Überschreitung der zugehörigen Massenstromgrenze eingehalten werden (vgl. Kap. 2.1). Die maximal zulässigen Massenkonzentrationen basieren auf dem Stand der Luftreinhaltetechnik, der nach §3 Abs. 6 des BImSchG den Entwicklungsstand fortgeschrittener Verfahren, Einrichtungen oder Betriebsweisen zur Begrenzung der Emissionen kennzeichnet. Durch Zuordnung der Stoffe zu wirkungsbezogenen Klassen wird dem Risikopotential der Schadstoffe in angemessener Form Rechnung getragen; gleichermaßen wird der Grundsatz der Verhältnismäßigkeit berücksichtigt.

Das derzeit erprobte Abluftreinigungsverfahren nach dem Stand der Technik ist für MBA die Kombination Wäscher + Biofilter. Der Wäscher dient hierbei zur Befeuchtung und in geringem Maße zur Staubabscheidung. Der Abbau der Organik und der Geruchsstoffe sowie teilweise eine Oxidation von Ammoniak finden in offenen oder geschlossenen Biofiltern statt mit einer Ableitung des Reingases entweder offen bodennah oder geschlossen, z.T. auch über einen Kamin (Tab.3, Abb. 4). Beispiele für die Bandbreite unterschiedlicher Konzeptionen bei MBA, besonders bezüglich der Art und Behandlungsdauer sowie der Auslegung der biologischen Abluftbehandlung enthalten Abbildung 4 und Tabelle 3.

Die Abbaugrade der untersuchten MBA – Biofilter (ohne Ammoniakabscheidung) liegen nicht wie bei einigen Sonderanwendungen in der Industrie für Einzelsubstanzen bei 80 oder gar > 90 %, sondern im Durchschnitt für NMVOC bei lediglich 40 bis 70 % sowie für Methan nur bei nahe 0%. Wirkungsgrade für Einzelsubstanzen im Abgas von MBA in der Tabelle 1 zeigen gute Werte für die MVOC (Microbial Volatile Organic Compounds; z.B. Aceton, Acetaldehyd, Limonen, Ethanol) und demgegenüber mäßige bis keine Abbaugrade für z.B. BTEX und FCKW.

Wie bereits eingangs erläutert, ist es unumgänglich, bei hoher Ammoniakemission eine Ausschleusung des Ammoniaks vor dem Biofilter vorzunehmen. Durch diese Maßnahme, z.B. durch eine saure Wäsche, lassen sich die Wirkungsgrade für die NMVOC-Minderung auf 70 % (Tagungsbeitrag CUHLS / KNOTH) bis fast 90 % (WINDSBERGER / STEINLECHNER, 2000) steigern, wobei die 70 % bei sehr hoher Volumenbelastung des Biofilters von 500 m³/(m³h) erzielt wurden.

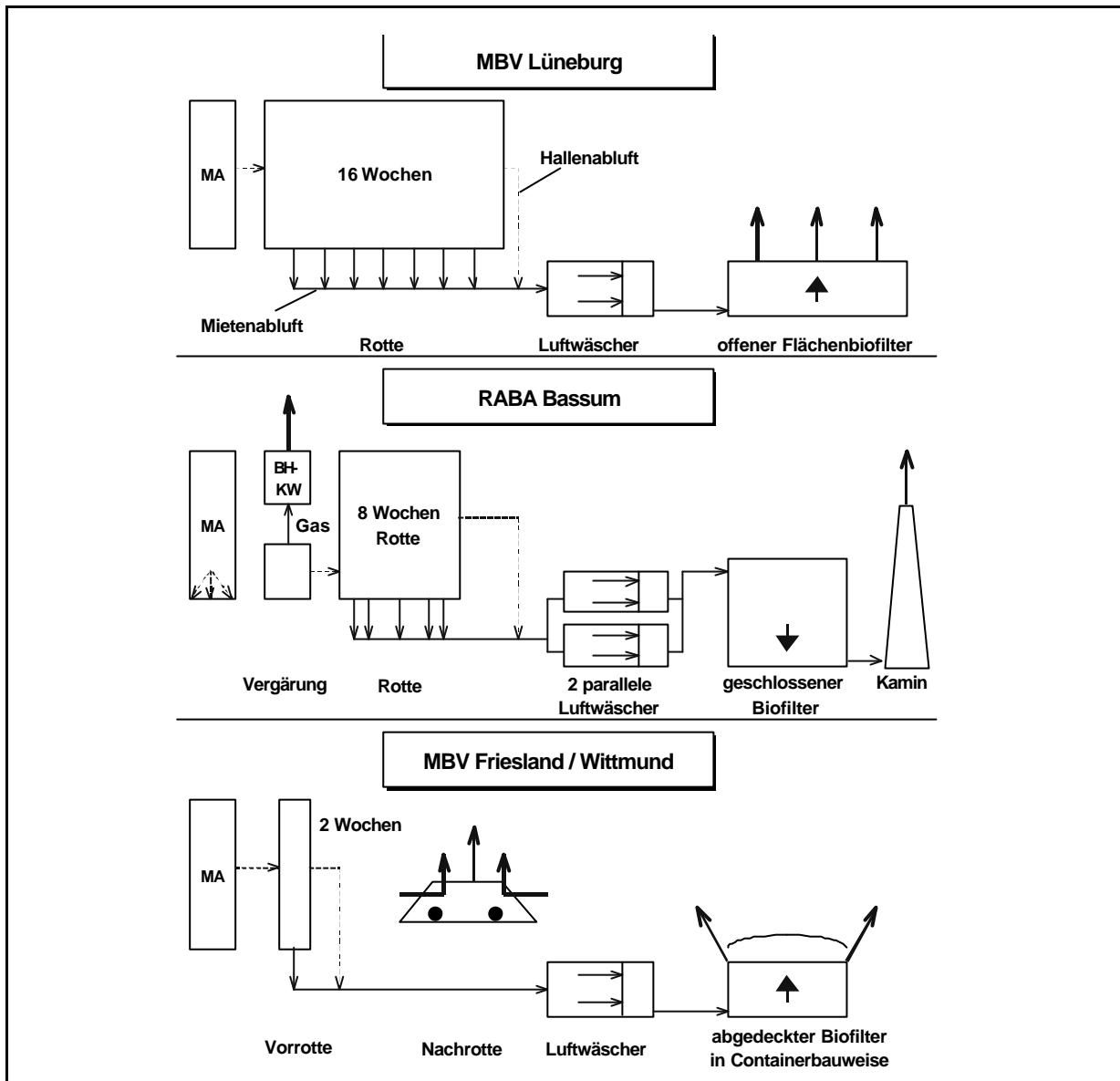


Abb. 4 Abluftbehandlung in den 3 niedersächsischen Demonstrationsanlagen

Zur Zeit wird nach leistungsfähigeren und sowohl ökologisch (Energiebedarf) als auch ökonomisch tragbaren Techniken für eine gegenüber Biofiltern verbesserte MBA-Abluftbehandlung gesucht, und zwar mit folgendem Erkenntnisstand:

Aktivkohle-Adsorption:

Die Adsorption an A-Kohle ist gut geeignet für die Elimination biologisch schlecht abbaubarer Verbindungen (z.B. LKW, FCKW, aromatische Verbindungen), sie ist dagegen weitgehend unwirksam für Gase (u.a. CH_4). Da das Abgas von MBA in der Regel feuchtegesättigt ist, müßte, um die Koadsorption von Wasserdampf und das Verkleben der Kohle zu vermeiden, entweder eine Kühlung mit Kondensatabscheidung oder eine Erwärmung des Abgases durchgeführt werden.

Anders bei dem Einsatz von A-Kohle in der Rauchgasreinigung bei MVA besteht bei MBA keine interne Entsorgungsmöglichkeit für die beladene A-Kohle, so dass eine externe Regeneration oder Entsorgung vorgehalten werden muß. Für MBA ist die Anwendung der A-Kohle-Adsorption bisher nur in der Biopuster-Versuchsanlage Stendal bekannt. Durch den Einsatz von Adsorptionsfiltern (hier Aktiv-

kohle, in der Endausführung Koks) konnten alle Emissionen so lange unter der Nachweisgrenze gehalten werden, bis nach ca. 10 Wochen Rottezeit die Belastungen der Rohgase unter die Nachweisgrenze fielen (Spillmann / Eschkötter, 1999). Für Methan sowie andere Gase sind die Adsorptionstechniken jedoch nahezu wirkungslos.

Tab. 3 Aufbau und Verfahrensvarianten der biologischen Abluftreinigung an MBA

Anlage	MBA Wittstock	MBRA Horn	MBV Lüneburg	MBV Wiefels	RABA Bassum
Befeuchtung	keine	Sprühwäscher	Sprühwäscher	Sprühwäscher	2 Sprühwäscher
Biofiltersystem	Containerfilter mit Berieselung	offener Flächenfilter	offener Flächenfilter	Containerfilter mit Berieselung	Raumfilter mit Berieselung
Filtermaterial	Fertigkompost aus Grünabfall	gerissenes Wurzelholz	gerissenes Wurzelholz	Rindenmulch und Füllkörper	gerissenes Wurzelholz
spezifische Luftmenge (Nm ³ / Mg FS)	15.000 bei 4 Wochen Rotte	1.100- 2.000	20.000-32.000	15.000-28.000	14.000-25.000
Volumenbelastung (Auslegungswerte)	Ø 87 m ³ /(m ³ h) max. 160	< 50 m ³ /(m ³ h)	< 67 m ³ /(m ³ h)	< 260 m ³ /(m ³ h)	< 60 m ³ /(m ³ h)
Flächenbelastung (Auslegungswerte)	Ø 96 m ³ /(m ² h) max. 180	< 70 m ³ /(m ² h)	< 100 m ³ /(m ² h)	< 260 m ³ /(m ² h)	< 190 m ³ /(m ² h)
Durchströmung	↑↑	↑↑	↑↑	↑↑	↓↓
Reingasableitung	abgedeckt, flächig	offen, flächig	offen, flächig	abgedeckt, flach	gefaßt, Kamin

Katalytische Oxidation:

Diese Technik ist für MBA noch nicht erprobt, wird aber aufgrund von Erfahrungen in der Altlastensanierung oder der Tierkörperverwertung als grundsätzlich einsetzbar angesehen. Es sind erhöhte Materialkosten zu erwarten durch Edelmetall-Katalysatoren mit nicht bekannten Standzeiten, die ggf. durch Katalysatorgifte, z.B. Halogene, Schwermetalle oder anorganischer Partikel, beeinflusst werden können. Die katalytische Oxidation arbeitet bei Temperaturen um 300 – 500 °C, durch Wärmetausch kann jedoch der Energiebedarf für die Abgasaufheizung stark gemindert werden, so dass dann nur noch ein ΔT von 30°C ausgeglichen werden muß.

Photooxidation / UV-Behandlung:

Das Prinzip der Photooxidation / UV-Behandlung wird im Rahmen eines DBU-Projektes 13992 auf grundsätzliche Eignung und im Pilotmaßstab an der RABA Bassum erprobt. Nach bisherigen Erfahrungen wird eine Teiloxidation, jedoch keine Ringzerstörung bei Aromaten, erreicht. Probleme bereiten auch die Polymerisation von organischen Verbindungen sowie die Bildung von Belägen auf den Lampen. Methan wird nicht reduziert. Der Energiebedarf ist vergleichsweise hoch.

Nichtthermische Plasmaverfahren:

Das nichtthermische Plasmaverfahren (DBU-Projekt Fa. Rafflenbeul) wurde ehemals von der Fa. Herhof favorisiert und an Stabilanlagen erprobt (Wengenroth, 1999), jedoch inzwischen nicht weiter verfolgt. Mögliche Probleme bei diesem Verfahren können sein: Teiloxidierte Abbauprodukte, Korrosion, Standsicherheitsprobleme und hoher Energiebedarf ähnlich wie bei der Photooxidation.

Regenerative thermische Oxidation (RTO):

Die Zerstörung der organischen Abluftinhaltsstoffe wird bei der RTO durch Temperaturen von über 800°C erreicht. Dabei wird der Abluftstrom zuerst im ersten Teil des Keramikbetts auf die notwendige Temperatur erwärmt. Nach kurzer Verweilzeit auf der erforderlichen Temperatur in der Reaktions-

kammer wird der Abgasstrom im zweiten Teil des Keramikbetts wieder abgekühlt (s. Prinzipskizze Abb. 5). Dieses Keramikbett speichert die abgegebene Wärme des Abluftstroms und gibt diese Wärme bei Änderung der Durchströmungsrichtung wieder ab und erwärmt auf diese Weise wiederum die Rohluft. Durch den ständigen Wechsel der Strömungsrichtung kann somit eine Nutzung der Verbrennungswärme zur Aufheizung der Abluft erreicht werden. Da durch das zyklische Umschalten der Strömungsrichtung jeweils der gerade in das Wärmetauscherbett einströmende Rohgasanteil in das Reingas abgeleitet wird, treten bei jeder Strömungsumkehr Emissionsspitzen auf, die unbehandelt in die Atmosphäre freigesetzt werden. Zur Vermeidung dieser Umschaltpeaks ist von der Fa. Herhof eine Ausführung mit 3 Kammern vorgesehen. Es können dabei Wärmetauscher-Wirkungsgrade von bis zu 98 % erreicht werden (WENGENROTH, 2000). Da die Oxidation von organischen Substanzen ein exothermer Prozeß ist, kann der Betrieb der RTO-Anlage ab Energieinhalten von etwa 2 g C/m³ in der Abluft (z.B. Schwachgas aus Altdeponien) autotherm stattfinden.

Dieses Verfahren stellt eine elegante und sichere Möglichkeit zur Emissionsminimierung der organischen Verbindungen incl. Methan dar. Positiv zu sehen ist ebenfalls die vollständige Entkeimung des Abgases. Unklar ist zur Zeit jedoch noch der Verbleib der Stickstoffverbindungen, insbesondere des Ammoniak und der organischen Stickstoffverbindungen. Aufgrund der flammenlosen Oxidation bei 850 °C ist der Anteil an thermischem NO zu vernachlässigen. Die NO-Bildung rührt allein aus den Stickstoffverbindungen im Abgas und im Brennstoff her. WENGENROTH (2000) nannte eine Emissionskonzentration von 18 mg NO_x/m³ Reingas. Bei niedrigen Verbrennungstemperaturen unter 1.000 °C steigt hingegen der Anteil der N₂O-Bildung. Diese Erfahrung wurde u.a. auch bei der Wirbelschichtverbrennung von ammoniakhaltigen Klärschlämmen beobachtet. Die Beschränkung der Emissionsmessungen auf den 17. BImSch-Parameter NO_x kann deshalb nicht ausreichend sein. Ob sich Ammoniak als simultan NO_x-reduzierend erweist, bleibt weitergehenden Untersuchungen abzuwarten (ISAH et al., 1999).

Ebenfalls Probleme bereitet die RTO bei der Einhaltung der zulässigen Geruchsstoffkonzentration von 300 GE/m³ gemäß dem Entwurf der 29. BImSchV.

Das ggf. bei Kühlung des Abgasstroms anfallende Kondensat muß einer Abwasserbehandlung unterzogen werden.

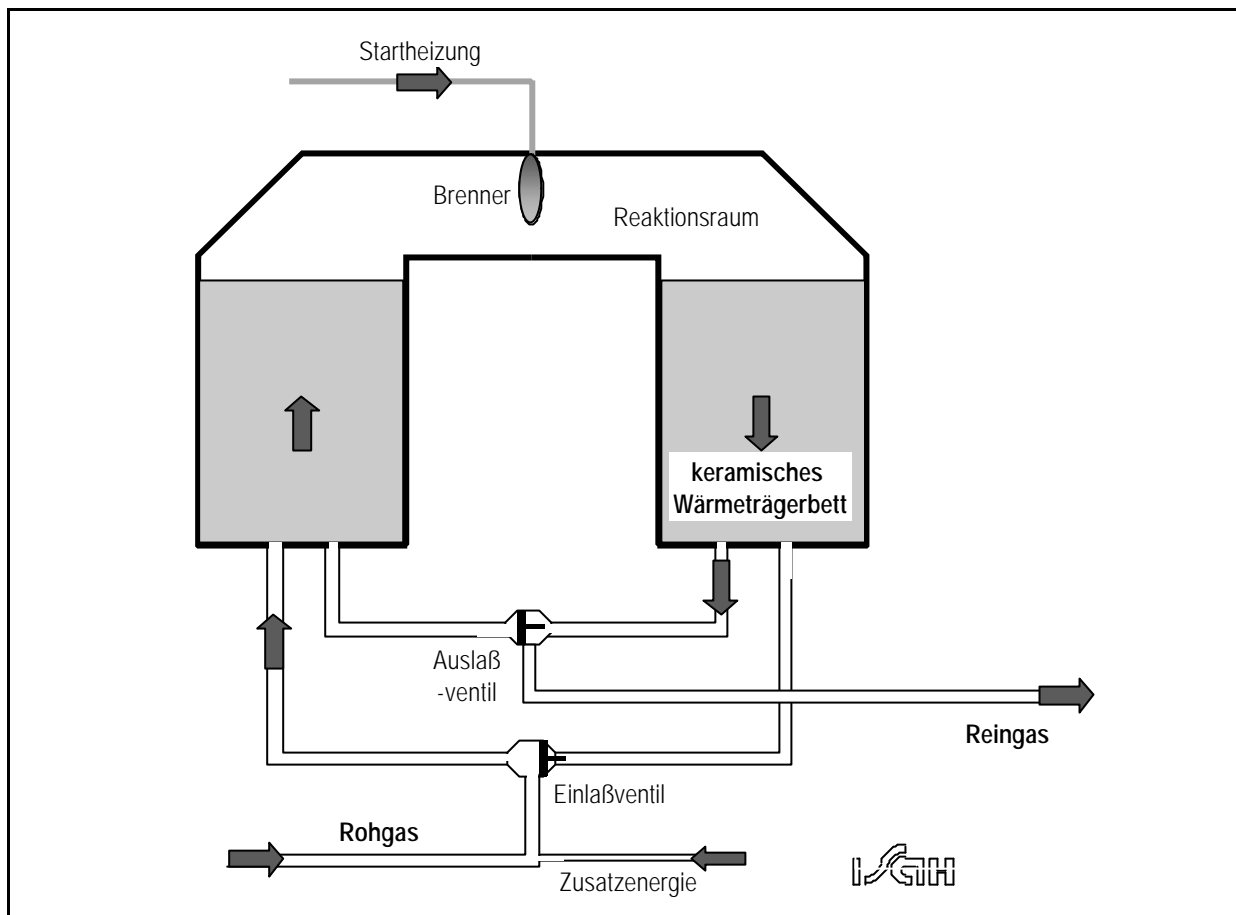


Abb. 5 Prinzipskizze RTO (DOEDENS / CUHLS, 2000)

Die RTO wurde 1972 in den USA zur Abreinigung von VOC in Abgasen auf dem Markt eingeführt. Die klassischen Anwendungsbereiche der RTO liegen z.B. in der Druckindustrie, PVC-Beschichtungsindustrie, petrochemischen Industrie sowie bei der Deponiegasbehandlung (VocsiBox® der Fa. Haase Energietechnik).

Die im Rahmen eines voraussichtlichen BMBF-Projektes für MBA eingesetzte RTO (ISAH et al., 1999) bietet die Möglichkeit einer weitgehenden Reduzierung aller oxidierbaren Substanzen in der MBA-Abluft, die mit den bisher angewandten Verfahren nicht ausreichend eliminiert werden, nämlich VOC, POP, CH₄, NH₃, FCKW usw. sowie Keime und Geruchskomponenten (Schwefelverbindungen).

Für den Anfahrzeitraum bis zum Erreichen der Betriebstemperatur und während des Betriebs bei niedrigen organischen Stoffkonzentrationen (< 2 g C/m³) ist eine externe Energiezufuhr notwendig. Diese besteht beim Anfahren teilweise auch aus einer elektrischen Heizung ansonsten in der Regel aus Erdgas oder Propan, alternativ ist auch Deponie- oder Biogas denkbar.

Um den Energieverbrauch und die Sekundäremissionen aus der Verbrennung des Stützgases zu optimieren, sollten die zu behandelnden Abluftvolumenströme durch ein Abluftmanagement (z.B. Umluftführung der Rottestufe; andere Behandlung der Abluft aus der mechanischen Stufe) minimiert werden (vgl. Nr. 3.1.2 TA Luft). In der Folge ist eine Anreicherung der organischen Stoffe zu erwarten, was zudem eine Erhöhung des Brennwertes mit sich bringt. Ebenso ist die RTO bezüglich eines möglichst hohen Wärmerückgewinns zu optimieren.

34 Emissionsgrenzwerte und Zusammenfassung

Der Entwicklungsstand der MBA-Technologie sieht derzeit auf der Abgasseite zwei deutlich voneinander verschiedene Verfahren mit prinzipieller Eignung vor: einerseits die Biofiltertechnik in Kombination mit einer vorgeschalteten Ammoniakausschleusung in der Regel durch eine saure Wäsche. Vorteile des Verfahrens sind die auf die Bedürfnisse der MBA abgestimmte robuste und relativ einfache, kostengünstige Technik mit Wirkungsgraden zwischen 70% und fast 90% NMVOC. Von Nachteil ist der völlig unzureichende Methanabbau, die nicht vorhandene Zerstörung von persistenten Schadstoffen (POP) sowie die nur durchschnittliche Emissionsminderung bei der aromatischen Kohlenwasserstoffen. Das anfallende Abwasser aus der sauren Wäsche (Ammoniumsulfat) kann aufkonzentriert werden und z.B. als Sekundärdünger in der Landwirtschaft verwertet werden (Demonstrationsvorhaben an der MBA Borken).

Demgegenüber bietet die Thermische Abgasreinigung mit regenerativer Vorwärmung (RTO) den Vorteil der weitgehenden Zerstörung aller im Abgas vorhandenen organischen Verbindungen sowie Keimfreiheit des Reingases. Von Nachteil ist der zusätzliche Bedarf an Energie in Form von Brennstoff (Erdgas, ggf. Biogas) zur Aufrechterhaltung des Systems sowie damit verbunden höhere Emissionen der klassischen Verbrennungsgase CO_2 , CO , SO_2 , NO_x und ggf. N_2O . Aufgrund des Wechsels der Durchströmungsrichtung der Brennkammer kommt es zu zyklisch auftretenden Emissionsspitzen, die auch als geruchsrelevant anzusehen sind. Das Verfahren wird seit Anfang des Jahres von der Fa. Herhof in der Trockenstabilat®-Anlage Rennerod eingesetzt. Es wurde dort in zwei Linien realisiert.

Unabhängig davon ist verfahrenstechnisch die Minderung der behandlungsbedürftigen Abluftmengenströme vordringliches Ziel (Abluftmanagement), wobei erhebliche Einsparungen nur mit zusätzlichen Aufwendungen (Abluftkühlung, Kondensatbehandlung) zu realisieren sind. In Tab. 4 ist die Entwicklung unterschiedlicher Anforderungen an die MBA-Abluft bis hin zur 29. BimSchV (Entwurf) dargestellt. Der Immissionsschutz wird die verfahrenstechnische Konzeption und auch die Kosten der MBA deutlich beeinflussen. Genauer werden sich diese Einflüsse erst bilanzieren lassen, wenn die Anforderungen konkretisiert und Verfahren bekannt sind, die diese Anforderungen als Stand der Technik einhalten.

Tab. 4 Anforderungen an die Abluftemissionen von MBA (TMW: Tagesmittelwert, HMW: Halbstundenmittelwert)

	organ. Stoffe	Methan	NH ₃	Staub
	mg / Nm ³	mg / Nm ³	mg / Nm ³	mg / Nm ³
TA Luft 86	Klasse I: ≤ 20 bei ≥ 0,1 kg/h Klasse II: ≤ 100 bei ≥ 2 kg/h Klasse III: ≤ 150 bei ≥ 3 kg/h	ohne	ohne	ohne
BImSchV-Vorentwurf anzeigebedürftige An- lagen 2 / 1998	≤ 20 mg ges. C bei ≥ 0,1 kg/h	in ges. C enthalten	ohne	≤ 20 bei ≥ 0,5 kg/h
MBA-Leitfaden MURL NRW, 1998	≤ 100 mg NMVOC bei ≥ 2 kg/h	ohne	ohne	ohne
Erlaß Sächs. Staats- ministerium, 1999	≤ 20 mg ges. C bei ≥ 0,1 kg/h	in ges. C enthalten	≤ 20	≤ 10
MBA-Merkblatt Schl.- Holstein, 8/1999	≤ 20 mg NMVOC und ≤ 500 g NMVOC / Mg Input	ohne	ohne	≤ 10 (TMM) ≤ 30 (HMW)
UBA-Bericht MBA, 7/1999	≤ 55 g ges. C / Mg Input; Fassung und Abluftbehandlung mind. bis AT ₄ ≤ 20 mg O ₂ / g TS	in ges. C enthalten	ohne	ohne
BWK-Arbeitsgruppe Müll und Abfall 10/99	≤ 80 mg NMVOC als ges. C _{FID} ≤ 300 g NMVOC als ges. C _{FID} / Mg Input; Fassung und Abluftbehandlung mind. wäh- rend 14 Tagen mit Umsetzen bzw. 4 Wo- chen ohne Umsetzen	ohne	ohne	≤ 10 (TMM)
BMBF-Verbund MBA CUHLS et al., 1999	≤ 80 mg NMVOC als ges. C _{FID} ≤ 300 g NMVOC als ges. C _{FID} / Mg Input	ohne	ohne	ohne
UBA-Österreich, 1999	≤ 20 mg ges. C	in ges. C enthalten		
29. BImSchV MBA (Entwurf)	≤ 20 mg NMVOC als ges. C _{FID} (TMM) ≤ 40 mg NMVOC als ges. C _{FID} (HMW) ≤ 55 g NMVOC als ges. C _{FID} / Mg Input Geruchsstoffe ≤ 300 GE/m ³	ohne	ohne	≤ 10 (TMM) ≤ 30 (HMW) ≤ 55 g / Mg Input

35 Literatur

- CUHLS, C (1999) Schadstoffbilanzierung und Emissionsminderung bei der mechanisch-biologischen Abfallbehandlung. Dissertation am Fachbereich Bauingenieur- und Vermessungswesen der Universität Hannover, ISAH
- CUHLS, C. / DOEDENS, H./ KRUPPA, J./ KOCK, H./ LEVSEN, K. (1999) Bilanzierung von Umweltchemikalien bei der mechanisch-biologischen Abfallbehandlung. Vortrag bei BMBF-Ergebnispräsentation 07.-08.09.1999 in Potsdam und veröff. in: Beiträgen der Ergebnispräsentation, hrsg. vom BMBF, 1999, S. 43 ff.

- DOEDENS, H./
CUHLS, C. (1999 a) Emissionen bei der mechanisch-biologischen Abfallbehandlung - Parameter, Meßtechnik und Bewertung.
Vortrag bei 11. Kasseler Abfallforum "Biologische Abfallbehandlung", Kassel, 20.-22.04..1999 und veröff. in: Bio- und Restabfallbehandlung III (1999), "Abfallwirtschaft - Neues aus Forschung und Praxis", Baeza-Verlag, Witzenhausen, S. 427 - 444
- DOEDENS, H./
CUHLS, C. (2000) Anforderungen an mechanisch-biologische Behandlungsanlagen aus Sicht des Immissionsschutzes.
33. Essener Tagung für Wasser- und Abfallwirtschaft, 29.-31.3.2000 in Essen, Hrsg. M. Dohmann, RWTH Aachen
- DOEDENS, H./
CUHLS, C./
COLLINS, H.-J. /
FRICKE, K. (1999 b) Immissionsschutzrechtliche Anforderungen an die mechanisch-biologischen Vorbehandlung (MBV) aufgrund der Emission von Stäuben, anorganischen und organischen Stoffen.
Bericht für die BWK-Arbeitsgruppe " Restabfallbehandlung", 1999, auch in Müll und Abfall 10/1999, S. 588-595
- DOEDENS, H./
DÜLLMANN, H./
ET AL. (1998) Integration der mechanisch-biologischen Restabfallbehandlung in ein kommunales Abfallwirtschaftskonzept.
Leitfaden des MURL NW, 1998
- FRICKE, K. /
WALLMANN, R.
MÜLLER, W. (1999) Technische Anforderungen an die mechanisch-biologische Restabfallbehandlung.
Vortrag bei BMBF-Ergebnispräsentation 07.-08.08.1999 in Potsdam und veröff. in: Beiträgen der Ergebnispräsentation, herausg. vom BMBF, 1999, S. 85-116.
- ISAH
Fa. HAASE
Fa. GFW (1999) Erprobung einer nichtkatalytischen thermischen Behandlung von Abluft aus der mechanisch-biologischen Abfallbehandlung.
FE-Antrag beim BMBF, 1999
- UBA (1999) Bericht zur ökologischen Vertretbarkeit der mechanisch-biologischen Vorbehandlung von Restabfällen einschließlich deren Ablagerung.
Bericht UBA III., 4, Juli 1999, 62 S.
- WENGENROTH, K. (1999) Emissionen der mechanisch-biologischen Behandlung von Restabfällen und deren Minimierung –bei der Trockenstabilisierung am Beispiel Aßlar.
"Abfallwirtschaft - Neues aus Forschung und Praxis", Baeza-Verlag, Witzenhausen, S. 483- 495
- WENGENROTH, K. (2000) Emissionsminderung mit dem Herhof-Abluftreinigungssystem am Beispiel der Trockenstabilat-Anlage Rennerod.
Fachtagung am 24.02.2000 in Wien: Abluft und Abluftreinigung bei der MBA, veranstaltet vom VÖEB und UBA, Tagungsband 15 S.
- WINDSBERGER, A.
STEINLECHNER, S. (2000) Technologien und Konzepte der Abluftreinigung bei mechanisch-biologischen Anlagen zur Vorbehandlung von Restmüll.
Fachtagung am 24.02.2000 in Wien: Abluft und Abluftreinigung bei der MBA, veranstaltet vom VÖEB und UBA, Tagungsband S. 45 - 55

Anschrift des Autors:

Dr.-Ing. Carsten Cuhls
Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg
Institut Umwelttechnik
Lehrstuhl für Umweltschutztechnik
06099 Halle (Saale)
Tel. 03461 / 46-2598
Fax 03461 / 46-2710
carsten.cuhls@iw.uni-halle.de

Lufttechnische Anlagen an MBA - Verbesserte Minderung von Emissionen aus Biofiltern bei Einsatz einer vorgeschalteten Ammoniakwäsche sowie von inertem Trägermaterial

C. Cuhls, B. Knoth

Angesichts des sich nähernden Zeitpunktes des Inkrafttretens der 29. BimSchV sowie der im Zusammenhang damit zu erwartenden, weiter als bisher gehenden Reglementierung der zulässigen Quantität und Qualität von Emissionen gewinnt die Notwendigkeit der Erhöhung der Effizienz der Reduzierung eben dieser Emissionen stark an Bedeutung.

Zunächst einige Anmerkungen zur Problematik der Dimensionierung der lufttechnischen Systeme bei MBA. Der wichtigste, den Umfang einer Abluftbehandlungsanlage bestimmende Faktor ist natürlich die Größe des zu behandelnden Abluftvolumenstromes. Dieser Wert bestimmt grundsätzlich die notwendigen Aufwendungen für den Bau und den Betrieb der Abluftbehandlungsanlage. Dies gilt mittelbar auch für die Effizienz der Emissionsminderung und damit für die ökologische und ökonomische Bewertung der gesamten jeweiligen MBA. Die Erfahrungen zeigen, daß es nicht zweckmäßig ist, zuerst die Verfahrenstechnik sowie die baulichen Anlagen zu planen und möglicherweise sogar auszuführen und danach den Gegebenheiten entsprechend die lufttechnischen Anlagen zu konzipieren sowie eine entsprechende Abluftreinigungsanlage als Installation end-of-pipe „anzuhängen“. Richtig wäre vielmehr, bereits in der Phase der Planung der Verfahrenstechnologie den Aspekten der sinnvollen Gestaltung der lufttechnischen Anlagen höchste Priorität einzuräumen.

So stellen z. B. die auf die jeweiligen Raumvolumina bezogenen Luftwechselraten oder die auf Erfahrungswerten beruhende Festlegung der Volumenströme ein zwar nicht sehr aufwendiges, dafür aber um so ungenauerer Verfahren zur Bestimmung der für eine ausreichende Be- und Entlüftung der Räumlichkeiten erforderlichen Luftvolumenströme dar. Maßnahmen zur möglichst weitgehenden Kapselung emissionsintensiver technologischer Prozeßschritte bzw. die Anwendung hocheffektiver Erfassungstechnologien in Bereichen, wo eine Kapselung nicht möglich ist, sollten bereits in frühen Planungsphasen berücksichtigt werden. Abluftvolumenströme sollten auf der Basis folgender Randbedingungen bestimmt werden:

- Ausreichende Sauerstoffversorgung der Mikroorganismen,

- Notwendige Abfuhr freigesetzter Reaktionswärme,
- Erforderlicher Arbeitsschutz.

Nur so ist es möglich, unter Berücksichtigung der technologischen Abläufe in der MBA die Ausbreitung der verschiedensten Emissionen in den Hallenbereichen und am Kamin zu minimieren. Sinngemäß gilt dies natürlich auch für die Lufttechnik der Rotte- und Prozeßbereiche.

Auf diese Weise können die absoluten Größen der Abluftvolumenströme deutlich, teilweise um Faktoren zwischen 2 und 3 gegenüber den derzeit realisierten MBA, reduziert werden. Neben einer Reduzierung der Investitions- und Betriebskosten für die Luft- und die zugehörige Bautechnik wird erreicht, daß in den zu behandelnden Abluftvolumenströmen die Schadstoffkonzentrationen deutlich höher liegen und so bei den erforderlichen Abscheideprozessen wesentlich bessere Wirkungsgrade erreicht werden können. Eine weitere Reduzierung der Volumenströme würde jedoch erhebliche Mehraufwendungen (z. B. Kühlung mittels Kältemaschinen oder Kühlturmanlagen resp. Notwendigkeit der Kondensatbehandlung) erfordern, deren Realisierung bei der derzeitigen Kostensituation nicht wirtschaftlich erscheint.

Wie weiter unten gezeigt wird, bieten Konzepte auf der Basis chemischer Absorption in Kombination mit biologischen Verfahren durchaus gute Möglichkeiten zur Emissionsminderung bei MBA.

Damit stellt die Frage nach effizienten biologischen Verfahren zur Reduzierung der Emissionen aus den Abfallbehandlungsanlagen ein wichtiges Entscheidungskriterium für oder gegen das zu wählende Abfallbehandlungssystem dar. Die bloße Übertragung der aus dem Bereich der Bioabfallkompostierung bekannten Techniken und Erfahrungen ist in vielen Fällen nicht zweckmäßig. Im Folgenden sollen hier die Ergebnisse der Durchführung von Versuchen dargestellt werden, die unter Anwendung von aus der Chemie- und Lackindustrie bekannten Techniken zum biologischen Abbau von flüchtigen organischen Luftschadstoffen erzielt wurden. Dabei wurden spezielle Wäschertechnologien sowie inertes Trägermaterial für die Biologie verwendet.

36 Biologische Abgasreinigung

Die Biologische Abgasreinigung (BAR) ist eine Technologie, die seit mehreren 10 Jahren vom Prinzip her bekannt ist und anfangs entsprechend ihrer Herkunft in der Form meist einfacher, jedoch teils sehr großer Erdbiofilter im Bereich der Reduzierung des Geruchs der Abluft aus der Tierhaltung eingesetzt wurde.

Zwischenzeitlich hat sich die BAR insbesondere mit der Biofiltertechnologie - im wesentlichen seit den letzten 10 Jahren - zu einer im Vergleich zu anderen Abgasreinigungsverfahren (Verbrennung, Adsorption, Absorption) wettbewerbsfähigen Alternative mit hohen Leistungsmerkmalen entwickelt.

So hat die BAR zwischenzeitlich in eine Vielzahl von anfangs nicht geahnten Industriebereichen Einzug gehalten, wie z. B. das weite Feld der chemischen und pharmazeutischen Industrie, der Nahrungs- und Genußmittelindustrie sowie der Abfallwirtschaft und anderer Bereiche.

Welche Anforderungen werden nun an eine Abgasreinigungstechnologie gestellt?

Hier sind vor allem zu nennen:

- Niedrige Investitionsaufwendungen (Anlagenkosten, Platzbedarf)
- Niedrige Betriebskosten und hohe Standzeit aller Anlagenkomponenten:
 - Betriebsmittelverbräuche (Elektroenergie, Wasser, Abwasser, Chemikalien usw.)
- Sonstige Verbrauchsmaterialien (z. B. Trägermaterialien für die Biologie, Adsorbens)
- Ersatz-, Verschleißteile
- Wartung
- möglichst einfache Technologie

Wie weiter dargestellt wird, ist die BAR eine ökologisch und ökonomisch günstige Technologie zur Abgasreinigung.

36.1 Verfahrensbeschreibung Biofilter

Üblicherweise ist der erste Schritt der Biologischen Abgasreinigung mit Biofiltern die Befeuchtung des Abgases in einem sogenannten Vorwäscher. In diesem Vorwäscher erfolgt eine Befeuchtung der zu behandelnden Abluft auf möglichst nahe an 100 % relativer Luftfeuchte. So wird ein optimales Klima für die Mikroorganismen erzeugt, die im Biofilter siedeln. So wird der Biofilter auch vor einem zu großen Feuchteverlust geschützt.

Weitere Funktionen des Vorwäschers können sein:

- Staubabscheidung
- Absorption spezieller Stoffe sowie deren Ausschleusung (gut wasserlösliche Substanzen, die ggf. nicht gut abbaubar sind oder um den Biofilter nicht zu hoch zu belasten; chemische Wäsche bei Stoffen, die sich generell oder in Kombination mit anderen anwesenden Stoffen einem biologischen Abbau entziehen)
- Glättung von Konzentrationsspitzen (insbesondere bei gut wasserlöslichen Komponenten)
- je nach Abgasparametern die Aufheizung oder zusätzliche Kühlung der zu behandelnden Abluft auf entsprechende Taupunkttemperaturen am Biofiltereintritt

Nach dieser Vorkonditionierung der zu behandelnden Abluft wird diese durch den Biofilter gefördert, in dem die Abscheidung und biochemische Umsetzung der enthaltenen Schadstoffe erfolgt.

Beim Biofilter handelt es sich apparativ betrachtet um einen Behälter, in dem ein gasdurchlässiges Material (Schüttung) auf einem gasdurchlässigen Boden lagert. Dieses Material ist in der Lage, den für den Schadstoffabbau erforderlichen Mikroorganismen einen gut besiedelbaren Untergrund zu bieten. Zur Vermeidung einer Austrocknung durch die nicht vollständige Befeuchtung der zu behandelnden Abluft im Vorwäscher einerseits sowie andererseits durch die exotherme Reaktion bei der Schadstoffumsetzung ist der Biofilter sinnvollerweise mit einem Befeuchtungssystem ausgestattet, das folgende Aufgaben erfüllt:

- Besprühung des Biofilters mit Wasser (Perkolation) zur Sicherstellung der erforderlichen Feuchte des Biofiltermaterials.
- Falls erforderlich, können hiermit auch zusätzliche Nährstoffe auf das Biofiltermaterial aufgegeben werden.
- In dem Fall, daß sich gewisse Stoffe (z. B. Reaktionsendprodukte oder abgestorbene Biomasse) im Biofiltermaterial anreichern, können diese gegebenenfalls mit dem Besprühsystem des Biofilters neutralisiert bzw. ausgespült werden.
- In besonderen Fällen kann beim Auftreten von Konzentrationsspitzen gut wasserlöslicher Schadstoffkomponenten eine Zwischenspeicherung und somit Glättung des zeitlichen Konzentrationsprofils durch Absorption der Schadstoffe in der Kreislaufflüssigkeit des Vorwäschers erfolgen.
- Mit besonderen Bauformen des Vorwäschers können weiterhin auch beispielsweise staubförmige Schadstoffe und Aerosole aus dem zu behandelnden Abgasstrom abgeschieden werden.

Die Schadstoffe gelangen durch die bekannten Stofftransportmechanismen wie Adsorption, Absorption, Diffusion usw. aus der zu behandelnden Abluft in das Innere der Mikroorganismen, die auf dem Trägermaterial im Biofilter angesiedelt sind. Diese mineralisieren die Schadstoffe im Idealfall zu Reaktionsendprodukten wie CO_2 und Wasser im Fall von organischen Lösemitteln oder entsprechenden anderen C-Verbindungen. Im Falle anderer Schadstoffe in der Abluft verläuft der Abbau zu unerwünschten Produkten: bei Stickstoffverbindungen (z.B. NH_3) zu Salzen (NO_2^- bzw. NO_3^-), die anschließend zu den Schadgasen N_2O und NO umgesetzt werden. Bei Schwefelverbindungen (z.B. H_2S)

erfolgt die Oxidation vergleichsweise unkritisch zum Sulfat bzw. zum elementaren Schwefel. Dabei kann der Abbau auf dem Weg einer Vielzahl von Zwischenschritten erfolgen, je nachdem, um welche Abgasinhaltsstoffe es sich handelt.

Einige dieser Reaktionsendprodukte gelangen mit der behandelten Abluft in die Umgebung (verdunstendes Wasser, CO₂), andere in das Perkolationswasser, das durch den Biofilter sickert.

Die Durchströmung des Biofilters mit Abluft kann dabei generell sowohl von oben nach unten als auch von unten nach oben erfolgen.

Es hat sich gezeigt, daß die Durchströmung von oben nach unten vorteilhafter ist. Dies ist im Wesentlichen durch die Gleichströmung zwischen Abluft und dem Wasser, das auf das Biofiltermaterial gesprüht wird, sowie der daraus resultierenden homogeneren Feuchteverteilung im Biofiltermaterial begründet.

36.2 Biofiltermaterial

Diesem Medium für die Immobilisierung der Mikroorganismen für die biochemische Oxidation der Schadstoffkomponenten in der zu behandelnden Abluft ist insofern besondere Bedeutung beizumessen, als es von entscheidender Wichtigkeit für die Funktion und Leistungsfähigkeit des Biofilters hinsichtlich des Abbaus der Abgasschadstoffe ist.

Traditionell werden in Biofiltern organische Trägermaterialien (Rindenmulch, Kokosfasern, gerissenes Wurzelholz, Kompost sowie Mischungen aus diesen Materialien) eingesetzt. Generell haben diese Biofiltermaterialien den Vorteil vergleichsweise sehr preiswert in der Investition zu sein, unterliegen jedoch je nach Anwendung mehr oder weniger stark einem Kompostierungsprozeß. Die Folge davon ist eine Reduzierung der biologischen Aktivität der Biofilterfüllung, die mit einem Anstieg des Druckverlustes über den Biofilter sowie einer Inhomogenisierung der Durchströmung der Schüttung einhergeht. Daraus resultiert neben einer ungenügenden Reinigung der zu behandelnden Abluft ein ständiger Anstieg der Druckverluste der Anlage mit der Folge eines möglicherweise reduzierten Volumenstroms sowie steigender Betriebskosten. In Konsequenz dieser Umstände ist der häufige Austausch des Biofiltermaterials erforderlich

Verschiedentlich werden diesen organischen Trägermaterialien zur Vermeidung dieser Probleme inerte Stoffe zur Auflockerung zugesetzt, wodurch jedoch die Kompostierung dieser organischen Materialien mit all den sich daraus ergebenden Nachteilen letztlich doch nicht vermieden werden kann.

Bei den weiter unten beschriebenen Versuchen wurde demgegenüber ein inertes Trägermaterial eingesetzt. Bei diesem Biofiltermaterial handelt es sich um **OTTO – Biosorbens**, mit dem bereits sehr gute Erfahrungen bei industriellen Anwendungen gemacht werden konnten. Es ist ein inertes Material, dessen Partikel aus einem hydrophilen Kern mit adsorptiver Wirkung (z. B. Gasbeton oder Blähschiefer) bestehen. Diese Partikel sind zusätzlich mit Aktivkohle mit hydrophoben Eigenschaften sowie einem bestimmten Anteil organischen Materials beschichtet. Die Partikel des Trägermaterials weisen eine sehr große Austauschfläche für den Stofftransport auf. Neben dieser Eigenschaft gestattet vor allem die definierte Körnung des Materials eine sehr kleine Dimensionierung der Biofiltereinheit. Das Material verrottet nicht (keine Mineralisierung durch Kompostierung). Dadurch bleibt die Materialschüttung über lange Zeiträume in sich stabil. Es gibt keine Setzungs- oder Ablösungserscheinungen, keine Lunkerbildung oder Ausbildung von Randströmungen. Dieses hydraulisch stabile Biofiltermaterial weist deshalb eine sehr lange Standzeit von bis zu 10 Jahren auf. Erst danach kann ein Austausch erforderlich werden. Besonders erwähnt werden sollte die sehr hohe hydraulische Belastbarkeit dieser Biofilterausführung, die im Falle der MBA bis zu 500 m³/h je m³ **Biosorbens** reicht.

Dies bedeutet, daß die Größen der dementsprechend dimensionierten Abluftreinigungsanlagen um 50 – 80 % gegenüber in herkömmlicher Weise errichteten Biofilteranlagen reduziert werden können (offene Flächenfilter mit organischem Trägermaterial).

Die Merkmale des OTTO Biosorbens und daraus resultierende Vorteile:

- inerte Trägerstruktur dauerhafte mechanische Stabilität ohne Strukturveränderung;
- chemische Stabilität biochemische Stabilität, auch bei höheren Temperaturen nicht
verrottend;
kein Quellen oder Schrumpfen,
hohe Standzeit (bis zu 10 Jahre oder mehr);
Wiederaufbereitbarkeit;
Dauerhaft konstanter Druckverlust
- definierte Korngröße Definierte Eigenschaften der Schüttung;
Definierter, niedriger spezifischer Druckverlust
- Trägerstruktur ist hydrophil Hohes Wasserspeichervermögen
- Trägerstruktur ist porös Große Oberfläche;
Hohes Wasserspeichervermögen
- Aktivkohlebeschichtung Verbesserung des Stofftransports aus dem Abgas an die Mikro-
organismen;
Puffer gegenüber Konzentrationsspitzen;
Oberflächenaktivität;
Ausgezeichnete Aufwuchsbedingungen für die Mikroorganis-
men

36.3 Verfahrenskombinationen mit Biologischer Abgasreinigung

Biologische Abgasreinigung wird in solchen Fällen mit anderen Verfahrenstechniken zur Abgasbehandlung kombiniert, wenn aufgrund der Abgascharakteristik der Biofilter zum dauerhaften Erreichen der erforderlichen Reingaskonzentration extrem groß dimensioniert werden müßte oder aber einzelne Stoffe in einem komplexen Gasgemisch biologisch nicht abbaubar sind.

Die Gründe hierfür können beispielsweise sein:

- Staub/Aerosole sind in der zu behandelnden Abluft enthalten
- Ammoniak bei gleichzeitiger Anwesenheit von Kohlenwasserstoffen in ähnlichem Konzentrationsbereich in der Abluft
- Kurzzeitige und langzeitige Konzentrationsschwankungen in der zu behandelnden Abluft

Die konventionelle Ausführung der Biologischen Abgasbehandlung wurde bereits im Zusammenhang mit der Beschreibung der grundsätzlichen Funktionsweise der Biologischen Abgasreinigung behandelt. Hierzu ist ergänzend noch anzumerken, daß zwischen offenen und geschlossenen Biofiltern unterschieden wird. Ist bei den offenen Biofiltern alleinig die Durchströmung von unten nach oben möglich, so ermöglicht die geschlossene Bauweise auch die bereits erwähnte vorteilhafte Durchströmung von oben nach unten. Darüber hinaus wird durch die geschlossene Bauform die Abkopplung von den Witterungseinflüssen erreicht, wodurch der Biofilterprozeß deutlich verbessert wird.

Die nachfolgenden Abgasreinigungstechnologien auf der Basis Biologischer Abgasreinigung werden in der neuen VDI Richtlinie 3477 Biologische Abgasreinigung Biofilter aufgrund der langjährigen und positiven Erfahrungen mit dieser Technologie als Stand der Technik definiert.

Im Fall problematischer Abgasinhaltsstoffe, die generell oder unter gewissen Bedingungen biologisch nicht oder sehr schlecht abgebaut werden, bietet sich die Kombination der BAR zum Beispiel mit Adsorptionsverfahren an, bei denen die Stoffe in vor- und/oder nachgeschalteten Absorbentien abgeschieden und ausgeschleust werden. Als Beispiel für einen solchen Fall möge die Kombination aus sauer betriebenen Vorwäscher mit Biofilterstufe und eventuell nachgeschalteter alkalisch oxidierender Wä-

sche dienen. Dieses Konzept ist z. B. seit ca. 10 Jahren im Bereich der Beseitigung von mit Geruchsstoffen beladener Abluft bei teilweise Reduzierung einer möglicherweise auftretenden Emission von Mikroorganismen in der gereinigten Abluft durch Sterilisation erfolgreich praxiserprobt.

Die Kombination eines vorgeschalteten Adsorbers mit Vorwäscher und Biofilterstufe wird wesentlich in solchen Fällen eingesetzt, in denen bei ständigem Anfall an Abgas kurzfristige Konzentrationsschwankungen auftreten, die bei Auslegung des Biofilters auf den Mittelwert der Konzentration durch den Biofilter durchschlagen würden. In diesem Fall puffert und vergleichmäßigt der Adsorber die Konzentrationsschwankungen in Richtung des Mittelwertes der Konzentration, so daß der Biofilter bei minimaler Dimensionierung einen sicheren Schadstoffabbau gewährleistet. Neben Konzentrationsschwankungen werden mit diesem einfachen System je nach verfahrenstechnischer Auslegung auch Schwankungen der Schadstoffzusammensetzung in der zu behandelnden Abluft ausgeglichen.

Wird der Adsorber noch mit einem vorgeschalteten Lufterhitzer ausgestattet, so wird die Möglichkeit der Regeneration des Adsorbers in Zeiten, in denen die Abluft nur sehr niedrige Schadstoffkonzentrationen oder keine Schadstoffe aufweist, erreicht.

Ein verfahrenstechnisches Konzept für die Behandlung einer speziellen Abgasproblematik stellt die Kombination eines Vorwäschers mit Biofilter und nachgeschaltetem Adsorber dar. Durch bewußt kleine Dimensionierung des Biofilters werden in diesem während der Phase der Abgasreinigung nicht alle Schadstoffe abgebaut. Ein Teil der Schadstoffe gelangt gewollt in den Adsorber und wird dort adsorbiert. Der Adsorber wird in Zeiten, während denen keine Schadstoffe anfallen, desorbiert. Die desorbierten Schadstoffe werden in einem geschlossenen Kreislauf über Regenerationsleitung und Vorwäscher dem Biofilter zugeführt, in dem sie abgebaut werden, ohne daß es zu einer Emission von Schadstoffen kommt. Dadurch wird der Biofilter auch in Zeiten außerhalb des Anfalls von schadstoffhaltiger Abluft als Reaktor zum Schadstoffabbau genutzt, wodurch er sehr klein dimensioniert werden kann. Schwer abbaubare Schadstoffe werden dem Biofilter wiederholt zum Abbau angeboten, so daß es dadurch auch zu einer verbesserten Adaption der Mikroorganismen an solche Schadstoffe und somit zu einem verbesserten Schadstoffabbau kommt.

Weiterhin arbeitet der Biofilter dadurch stets auf günstigem hohem Konzentrationsniveau; Schadstoffspitzen im Abgas, die auch durch den Biofilter durchschlagen, werden vom Adsorber sicher aufgefangen.

Diese Technologie wird zur Behandlung von Abluft aus Produktionsprozessen, die nicht im Dreischichtbetrieb arbeiten, sowie bei problematischer Abluft mit hohen Konzentrationen und stark schwankender Konzentration und Abgaszusammensetzung eingesetzt.

Für quasi den gleichen Anwendungsfall, jedoch für Abluft aus dreischichtiger Produktion, wird die Kombination eines Vorwäschers mit einer Biofilterstufe und zwei nachgeschalteten Adsorbern eingesetzt. Während einer der beiden Adsorber den Reingaswert der aus dem Biofilter austretenden Abluft sicherstellt, wird der andere Adsorber mit aufgeheizter Frischluft (oder mit bereits gereinigtem Abgas) desorbiert. Die desorbierten Schadstoffe werden über die Regenerationsleitung wieder vor dem Vorwäscher dem zu behandelnden Abgas zugemischt.

37 Ausgangssituation MBA

In der Restabfallbehandlungsanlage RABA Bassum werden Rest – Hausmüll (einschließlich eines An-teiles Gewerbemüll) sowie teilweise Gärrückstände aus der am Standort in Betrieb befindlichen Ver-gärungsanlage aerob behandelt. Die Behandlung der Abfälle (Tafelmiete, saugbelüftet) erfolgt in einer Rottehalle mit stationärem Umsetzaggreat. Über das vorhandene Lüftungssystem (Hallen- sowie Mietenabluftsystem, von außen nachströmende Rottehallenzuluft) wird die schadstoffbeladene Abluft aus der Halle und den Mieten zusammengeführt, danach befeuchtet, über einen geschlossenen Biofil-ter abgereinigt sowie durch einen nebenstehenden Kamin ins Freie abgeleitet (Schema siehe Tagungs-beitrag CUHLS).

Die besondere Problematik der Emissionen aus Restabfallbehandlungsanlagen besteht darin, daß in der Rohluft sowohl organische Kohlenwasserstoffverbindungen als auch Ammoniak in etwa ähnlich hohen Konzentrationen (jeweils bis ca. 100 mg/m³) auftreten, die auch noch starken zeitlichen Schwankungen unterliegen. Im Rahmen der Versuche sowie angesichts der Erfahrungen aus einer ganzen Reihe von Anlagen hat sich gezeigt, daß unter diesen Bedingungen die Ergebnisse des gleichzeitigen Abbaus beider Schadstoffgruppen in einer biologischen Behandlungsstufe nicht zufriedenstellend sind.

Als Lösungsmöglichkeit wurde die Wirksamkeit einer Kombination von saurer Wäsche zur NH₃ – Ausschleusung sowie einem Biofilter mit speziellem inertem Trägermaterial zur NMVOC – Reduzierung untersucht.

An den vorhandenen Rohgasstrom der RABA Bassum wurde dazu eine selbständig arbeitende Versuchsanlage zur chemisch-absorptiven / biologischen Abluftreinigung mit einem Volumenstrom von ca. 550 m³/h angeschlossen. Diese Anlage wurde über einen Zeitraum von ca. 13 Wochen betrieben. Dabei wurden Messungen zur Ermittlung der Effizienz der Schadstoffreduzierung durchgeführt. Die zu behandelnde Abluft wurde zunächst als Mischluft (Hallen- und Mietenabluft) sowie in einem weiteren Versuchsabschnitt als reine Mietenabluft vor der vorhandenen Befeuchterstufe aus dem System entnommen und über die Versuchsanlage geführt.

Die Biofiltereinheit war selbstverständlich geschlossen ausgeführt und wurde von oben nach unten durchströmt.

38 Aufbau der Versuchsanlage

Zur Versuchsdurchführung wurde eine Versuchsanlage verwendet, die, aufgebaut auf einer Containerplattform, für jeweils für den konkreten Einsatzfall entsprechend angepaßt wird.

Die verwendete Versuchsanlage war für diesen Anwendungsfall wie folgt aufgebaut:

- Rohgasanschluß
- Messung Rohgasvolumenstrom
- Vorwäscher VW / B1 / P1 (Füllkörperwäscher mit Chemikaliendosiermöglichkeit im Wäscherkreislauf)
- Chemikaliendosieranlage B4 / P4
- Biofiltereinheit BF1 mit **OTTO – Biosorbens** als Trägermaterial (mit genau dosierender Besprüh-einrichtung B2 / P2 und Kondensatförderanlage B3 / P3)
- Drosselklappe S03 / 01 zur VolumenstromEinstellung
- Anlagenventilator V1
- Reingasableitung
- Schaltschrank sowie MSR – Anlage

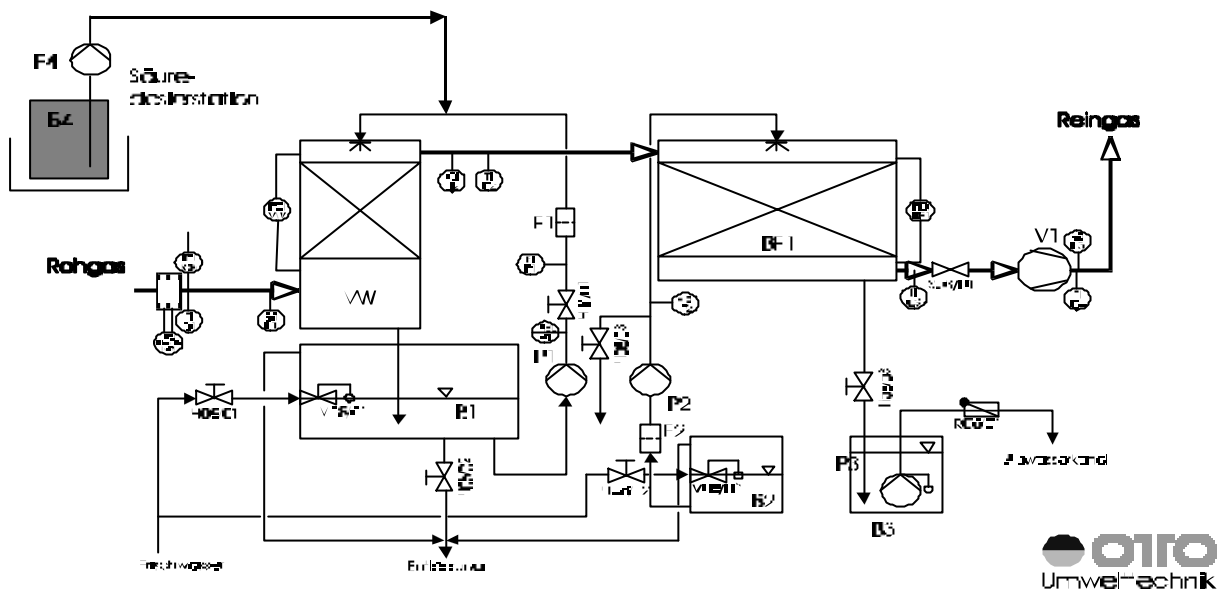


Abb. 1 Fließbild OTTO – Biofilterversuchsanlage für MBA

Der NMVOC – Gehalt im Roh- und Reingas wurde mittels Flammenionisationsdetektor (FID) in Verbindung mit einem CH_4 – Konverter (Fa. Bernath-Atomic, Wennigsen) sowie die NH_3 – Konzentration mittels Gasprüfröhrchen (Fa. Dräger, Hamburg) gemessen. Methan und Lachgas wurden mit der Kopplung GD/FID und GC/ECD diskontinuierlich bestimmt.

39 Das Biofiltermaterial

Als Besonderheit sei hier auf das verwendete Trägermaterial für die Biologie hingewiesen. Bei dem Biofiltermaterial handelt es sich um **OTTO – Biosorbens**, mit dem bereits sehr gute Erfahrungen bei industriellen Anwendungen gemacht werden konnten. Es ist dies ein inertes Material, dessen Partikel aus einem hydrophilen Kern mit adsorptiver Wirkung (z. B. Gasbeton oder Blähschiefer) bestehen. Diese Partikel sind zusätzlich mit Aktivkohle mit hydrophoben Eigenschaften sowie einem bestimmten Anteil organischen Materials beschichtet. Die Partikel des Trägermaterials weisen eine sehr große Austauschfläche für den Stofftransport auf. Neben dieser Eigenschaft gestattet vor allem die definierte Körnung des Materials eine sehr kleine Dimensionierung der Biofiltereinheit. Das Material verrottet nicht (keine Mineralisierung durch Zersetzung). Dadurch bleibt die Materialschüttung über lange Zeiträume in sich stabil. Es gibt keine Setzungs- oder Ablösungserscheinungen, keine Lunkerbildung oder Ausbildung von Randströmungen. Dieses hydraulisch stabile Biofiltermaterial weist deshalb eine sehr lange Standzeit von bis zu 10 Jahren auf. Erst danach kann ein Austausch erforderlich werden. Besonders erwähnt werden sollte die sehr hohe hydraulische Belastbarkeit dieser Biofilterausführung, die im Falle der MBA bis zu $500 \text{ m}^3/\text{h je m}^3$ **Biosorbens** reicht.

Dies bedeutet, daß die Größen der dementsprechend dimensionierten Abluftreinigungsanlagen um 50 – 80 % gegenüber in herkömmlicher Weise errichteten Biofilteranlagen reduziert werden können (offene Flächenfilter mit organischem Trägermaterial).

40 Versuchsergebnisse

Beim Betrieb der Versuchsanlage als Biofilter ohne vorgeschalteten Chemowäscher sondern nur mit einem Befeuchter zeigte sich wie erwähnt, daß zwar in bestimmtem Umfang organische Kohlenstoffverbindungen abgebaut wurden, die Ammoniakbelastung jedoch nur in sehr beschränkter Weise reduziert werden konnte. Die Anlage wurde mit der für das beschriebene Filtermaterial typischen, im Verhältnis zu organischem Filtermaterial sehr hohen Volumen- bzw. Flächenbelastung ($480 - 600 \text{ m}^3/\text{h} \cdot \text{m}^2$) betrieben.

Unter den vorgenannten Bedingungen wurden wie erwartet, allerdings bereits nach einer nur sehr kurzen Adaptionszeit von ca. 1 Woche, Verminderungen der Konzentrationen zwischen Roh- und Reingas in folgenden Größenordnungen festgestellt:

Tab. 1 Minderung NMVOC und NH_3 ohne Vorschaltung saurer Wäsche

	Rohgaseintritt mg/m^3	Reingasaustritt mg/m^3	Verminderung %
NMVOC	80	68	15
NH_3	82	78	5

Bei diesen Werten in Tabelle 1 sind natürlich Absorptions-, Adsorptions- oder auch eventuelle Stripp-effekte, die über einen längeren Zeitraum in einzelnen Anlagenabschnitten zu erwarten sind, unberücksichtigt. Die unzureichende Emissionsminderung spiegelt jedoch die derzeitige Situation vergleichbarer Biofilter an MBA realistisch wieder.

Im eigentlichen Versuch wurde dem Biofilter ein chemischer Wäscher (Füllkörperwäscher mit H_2SO_4 – Zudosierung im Wäscherpumpenkreislauf) vorgeschaltet. Der pH – Wert wurde diskontinuierlich manuell mittels Teststreifen überprüft und die Säurezudosierung nachgeregelt. Dabei zeigte sich, daß bei einer Fahrweise des Wäschers, die einen pH – Wert zwischen 3,0 und 4,5 im Wäschersumpf sicherstellt, beständig ein sehr guter NH_3 – Abbau erreicht werden konnte. Man kann sagen, daß durch die saure Wäsche NH_3 soweit ausgeschleust wurde, daß beständig Konzentrationen zwischen 0 und maximal $3 \text{ mg}/\text{m}^3$ im Reingasstrom nach der Biofiltereinheit eingehalten wurden.

Der Biofilter erreichte schon nach sehr kurzer Adaptionszeit NMVOC – Abbauleistungen, die die Einhaltung von Reingaskonzentrationen von durchschnittlich $10 - 20 \text{ mg}/\text{m}^3$ ermöglichten. Kurzzeitig um bis zu ca. 50 % höhere Reingaskonzentrationen stellten sich direkt nach Umstellung des Betriebes auf reine Mietenabluft ein. Diese Leistungsparameter der mit **OTTO – Biosorbens** betriebenen Anlage wurden sowohl bei relativ „trockener“ Fahrweise (Neigung zu Pilzaufwuchs auf dem Filtermaterial) als auch bei aktivierter Direktbefeuchtung des Filtermaterials (in Intervallen exakt quantifizierte Befeuchtung).

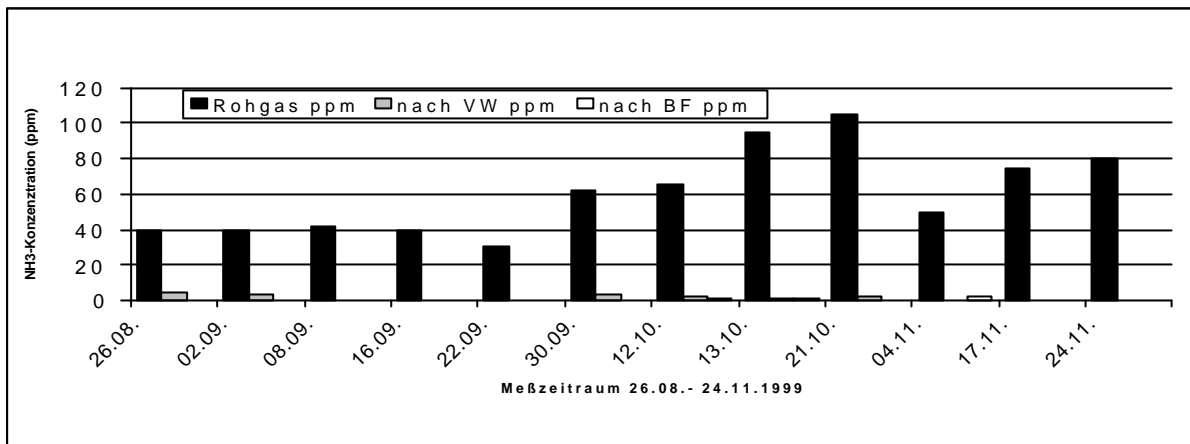


Abb. 2 Abscheidung NH₃ in der Versuchsanlage, Stichproben (VW: Vorwäscher, BF: Biofilter)

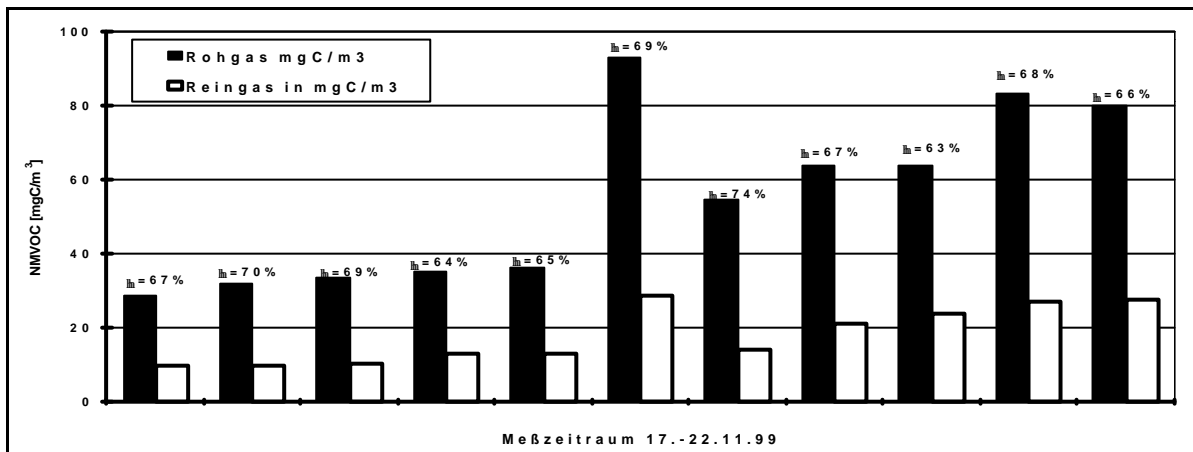


Abb. 3 Abbau NMVOC (angegeben als Gesamtkohlenstoff) im Biofilter mit vorgeschalteter saurer Wäsche (Halbstundenmittelwerte)

Da in der MBA, in der die Versuche durchgeführt worden sind, im wöchentlichen Rhythmus auch frische Gärreste zur aeroben Behandlung eingebracht werden, tritt im Rohgas aus der Hallen- und Mietenabluft CH₄ auf. Die gemessenen Konzentrationen erreichten jeweils 2 Tage nach Einbringen der Gärreste 21 – 40 mg/m³. Diese CH₄ – Emissionen aus der Rottehalle verringern sich dann im Verlauf der nächsten Tage des Rotteverlaufes sehr schnell. Die Bildung von Durchschnittswerten ist in diesem Zusammenhang nur bedingt möglich, da über einen längeren Zeitraum permanent gewonnene Meßwerte dazu nicht vorliegen.

Der bei den durchgeführten Messungen festgestellte Methanabbau in der Biofilterstufe ist sehr gering und beträgt durchschnittlich nur 1 – 2 %. Lediglich bei gleichzeitig geringer NMVOC-Belastung war ein Abbau des Methans von max. 20 % zu verzeichnen.

Es wurde deutlich, daß neben einer fast völligen Abscheidung von NH₃ (unter den genannten Bedingungen im sauren Wäscher > 98 %, für die gesamte Abluftreinigungsanlage aus saurem Wäscher und Biofilterstufe deutlich > 90 %) des weiteren eine Reduzierung der NMVOC – Konzentration im Reingas auf durchschnittlich 10 – 20 mg/m³ erreicht werden kann. In der Biofilterstufe kam es in sehr ge-

ringem Umfang zu einer Bildung von NH_3 aus der Umsetzung organischer Stickstoffverbindungen. Der Gehalt an NH_3 lag im Reingas dauerhaft deutlich unter 5 mg/m^3 .

Es sei noch darauf hingewiesen, daß auch Messungen zu der Emissionssituation anderer klimarelevanter Gase durchgeführt wurden. Untersucht wurden die Gesamtstickstoffkonzentration, die Konzentration von organischen Stickstoffverbindungen sowie die Werte für Lachgas (N_2O). Hierbei zeigte sich, daß sowohl die Konzentration von Ges.-N als auch die der organischen N-Verbindungen ebenfalls im Wäscher erheblich reduziert wurden, wobei nach dem Biofilter wiederum ein leichter Anstieg zu verzeichnen war.

Hinsichtlich der Lachgaskonzentrationen ist festzustellen, daß die ansonsten durch Biofilter zu verzeichnende typische Erhöhung der Konzentration um den Faktor 2 – 10 zwischen Roh- und Reingas bei der Versuchsanlage wesentlich verringert wurde. Die N_2O – Konzentrationen lagen vor dem Wäscher bei durchschnittlich $0,95 \text{ mg/m}^3$, nach dem Biofilter dagegen bei durchschnittlich $1,7 \text{ mg/m}^3$ (Zunahme nur ca. 80 %). Darüber hinaus konnte eine wesentliche Verbesserung der Emissionssituation auch für NO festgestellt werden. Die NO – Konzentrationen lagen etwa in der gleichen Größenordnung wie die N_2O – Gehalte; das ist etwa der zehnfache Wert der natürlichen Hintergrundkonzentration für NO im Reingas.

Parallel dazu wurden im Biofilter bei vorheriger Ausschleusung von NH_3 auch reduzierte Schwefelverbindungen erheblich besser abgeschieden. Dadurch konnten die Geruchsstoffkonzentrationen im Reingas gegenüber der technischen Anlage weiter reduziert werden.

41 Geruchsemissionen

Nach der Adaptionzeit wurde am Reingasauslaß der Anlage beständig kein produktionstypischer Eigengeruch aus der Rottehalle bzw. den Mieten mehr festgestellt. Soweit die Lufttechnik innerhalb der Behandlungshalle nach dem Stand der Technik gut gelöst ist (Prozeßführung, Kapselung, Abdichtung, Erfassungstechnik, Luftmengenbilanzen), können mit der untersuchten Anlagentechnik lästige Emissionen aus MBA zuverlässig auf ein niedriges Niveau gesenkt werden. In diesem Zusammenhang sei darauf verwiesen, daß, wie bei zur Zeit durchgeführten Versuchen deutlich wurde, reingasseitige Emissionswerte von 300 GE/m^3 oder deutlich weniger mit Biofilterstufen, in denen **OTTO – Biosorbens** verwendet wird, problemlos und dauerhaft darstellbar sind. Das Material ist selbst geruchlos, so daß der Ruheemissionswert als geruchsfrei bezeichnet werden kann. Dies hat vor allem auch bei geringer Rohgasbeladung Bedeutung (bei $< 500 - 1000 \text{ GE/m}^3$ Wirkungsgrade $> 90 \%$).

Vergleichsweise seien hier noch einige Ergebnisse angeführt, die mit Biologischen Abluftreinigungsanlagen auf der Basis von **OTTO – Biosorbens**, teilweise in Kombination mit Adsorbereinheiten, bei verschiedenen Applikationen erreicht wurden:

Tab. 2 Applikationsbeispiele im industriellen Bereich

Applikation	Schadstoffe	Rohgaskonzentration	Reingaskonzentration
Abluft aus Papierimprägnierung	Formaldehyd	25 – 90 mg/Nm ³	Nach 1. Biofilterstufe: 3 – 8 mg/Nm ³ Nach 2. Biofilterstufe: 0 – 3 mg/Nm ³
Abluft aus Aufbereitungsanlage für Kunststoffabfälle (Wäscher + Biofilter)	Gemisch von Kohlenwasserstoffen	TOC: 65 mg/Nm ³ Geruch: 1.600 GE/Nm ³	TOC: 7 mg/Nm ³ Geruch: 140 GE/Nm ³
Abluft aus Industriekläranlage (Chemowäscher + Vorwäscher + 2 Biofilterstufen)	H ₂ S + arom. Kohlenwasserstoffe (Toluol, Xylol, Benzol)	H ₂ S: ca. 990 mg/Nm ³ KW: ca. 220 mg/Nm ³ Geruch: 38.000 GE/Nm ³	nach Wäscher: H ₂ S: ca. 23 mg/Nm ³ nach Biofilter: H ₂ S: ca. 0,8 mg/Nm ³ nach Biofilter: KW: ca. 85 mg/Nm ³ Geruch: 720 GE/Nm ³

42 Zusammenfassung

Ausgehend von einer zu erwartenden Verschärfung der von Seiten der Zulassungsbehörden zugrunde gelegten Emissionsparameter kann die Frage nach dem möglichen Einsatz von Biofiltern zur Reduzierung der Emissionen grundsätzlich bejaht werden. Dabei kann hinsichtlich der nach dem Forschungsbericht zum BMBF – Verbundvorhaben angegebenen Emissionsgrenzwerte (v. a. D. Summe NMVOC, angegeben als Kohlenstoffmassenkonzentration $\leq 80 \text{ mg C / m}^3$) davon ausgegangen werden, daß diese deutlich unterschritten werden.

Die Konzentrationen anderer emittierter Substanzen werden darüber hinaus deutlich reduziert (v. a. D. NH₃), so daß dafür regional vorgegebenen Grenzwerte sicher unterschritten werden können.

Die Emissionen von unangenehmen Geruchsstoffen aus der MBA werden mit dem beschriebenen System sicher vermieden.

Die beschriebene Anlagenkonzeption stellt die Grundlage für eine sehr wirtschaftliche Lösung dar. Neben verhältnismäßig geringen Investitionskosten (hoher Wirkungsgrad bei relativ kleinen Abmaßen) stellen vor allen Dingen die niedrigen Betriebskosten einen deutlichen Vorteil gegenüber anderen Systemlösungen dar (vergleichsweise niedrige Druckverluste bei hydraulisch sehr hoher Filterflächenbelastung bzw. kleinem Biofiltervolumen, lange Standzeit von bis zu 10 Jahren des **OTTO – Biosorbens** als Biofilterträgermaterial ohne Notwendigkeit des Austausches, geringe Wartungsaufwendungen, da keine Setzungs- oder Ablösungserscheinungen sowie keine Mineralisation).

Zur Kostensituation seien als Beispiel folgende Daten für den Einsatz der vorbeschriebenen Technologie zur Abluftreinigung an MBA angeführt:

Investitionskosten	DM 12,00 – 15,00 je Mg/a Inputmaterial
Betriebsmittelkosten	Elektroenergie Abwasserentsorgung Schwefelsäureverbrauch Biofiltermaterial (bezogen auf Standzeit 10 Jahre) Ersatzteile DM 1,80 – 2,20 je Mg Inputmaterial

Neben den ökonomischen Parametern sollten v. a. D. auch die ökologischen Aspekte beachtet werden. Die beschriebene Technologie trägt neben der Reduzierung von Luftschadstoffen aus der Restabfallbehandlung vor allem auch zur Minderung der Emission klimarelevanter Gase bei. Die CO₂ – Bilanz wird nicht negativ beeinflusst, die Emissionen von N – Verbindungen wird nur minimal erhöht. Einziger Wermutstropfen bleibt der unzureichende Methanabbau im Biofilter.

Nach den durchgeführten Messungen an der Versuchsanlage mit **OTTO – Biosorbens** als Biofilterträgermaterial sowie einem vorgeschalteten sauren Füllkörper – Gegenstromwäscher (konzentrierte H₂SO₄) zeichnen sich folgende Tendenzen ab:

- NH₃ – Reduzierung durch Chemowäscher > 98 %
- NH₃ – Reduzierung durch Chemowäscher und Biofilter > 90 %
- Neubildung von N₂O im Biofilter, Erhöhung gegenüber den Rohgaswerten um maximal den Faktor 2 (unkritisch, da maximal das Zehnfache der natürlichen Hintergrundwerte)
- Neubildung von NO im Biofilter ähnlich wie bei N₂O, aber im Vergleich zu den Verhältnissen ohne Ammoniakwäsche erheblich reduziert
- NMVOC – Minderung um ca. 70 % (Abb. 3). Dieser Minderungsgrad deckt sich mit dem am Biofilter der MBRA Horm gemessenen Wirkungsgrad. An Anlagen in Österreich wurden vom Umweltbundesamt in Wien an vergleichbaren Biofiltern eine ähnliche Größenordnung der NMVOC-Minderung festgestellt (max. um 80 %). Diese Ergebnisse stellen höchstwahrscheinlich das praktisch erreichbare Reinigungspotential von Biofilteranlagen (mit Ammoniakausschleusung) an MBA dar.
- Betriebskosten der Anlage werden maßgeblich durch die H₂SO₄ – Kosten bestimmt; eine Rückgewinnung und Verwertung von Ammoniumsulfat aus dem Wäscherbetrieb stellt als wichtiges Entwicklungsziel ein weiteres Potential zur Minderung der Betriebskosten dar.
- Angesichts der erreichten Reingaskonzentrationen an NMVOC (< 20 mg/m³) und einem sicher vorhandenen Minderungspotential für die absoluten Größen der Abluftvolumenströme scheint eine NMVOC – Fracht von 200 g/Mg Input als realistisch erreichbar, ein Wert von 55 g/Mg dagegen nicht!

Anschrift der Autoren:

Dipl.-Ing. B. Knoth
Otto Luft- und Klimatechnik GmbH & Co. KG
Geschäftsbereich Umwelttechnik
Eschenweg 2 – 4
64331 Weiterstadt
Tel. 06150 / 131-38
Fax 06150 / 131-29
b.knoth@otto-umwelt.de

Dr.-Ing. Carsten Cuhls
Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg
Institut Umwelttechnik
Lehrstuhl für Umweltschutztechnik
06099 Halle (Saale)
Tel. 03461 / 46-2598
Fax 03461 / 46-2710
carsten.cuhls@iw.uni-halle.de

MBA-Abluftreinigung mittels nichtkatalytischer Oxidation - Kosten und Optimierungspotentiale

R. Kahn

43 Ausgangssituation

Das Umweltbundesamt wurde vom Bundesministerium für Umwelt beauftragt, Zulassungsbedingungen bzw. Genehmigungskriterien zu erarbeiten, die es ermöglichen, MBA-Anlagen auf einem ökologisch vertretbaren Niveau bundesweit einheitlich zu genehmigen. Diese Zulassungsbedingungen wurden erstmals im Bericht des Umweltbundesamtes vom Juli 1999 formuliert. Zusammenfassend konkretisiert wurde diese Thematik mit dem Eckpunktepapier zur Änderung der TA-Siedlungsabfall (WAlI4-30 112/1, Bonn 09.02.2000) und mit Veröffentlichung in WLB 1-2/2000 durch Herrn Wolfgang Butz (Umweltbundesamt).

Da die Parameter ausreichend bekannt sind, sollen sie an dieser Stelle nicht wiederholt werden. Die maßgeblich relevante Emissionsquelle stellt dabei die Abluft solcher Anlagen dar. Erstmals wurde hier eine frachtbezogene Emissionsbegrenzung eingeführt, um eine Vergleichbarkeit zwischen unterschiedlichen Verfahrensvarianten zu erhalten.

44 Abluftinhaltsstoffe

In Untersuchungen des BMBF-Verbundvorhabens MBA (Cuhls et al, 1999) wurde eine Stoffliste mit MBA-Leitkomponenten erarbeitet. Diese lassen sich in der Regel mit geringem Aufwand analytisch messen und stellen die wesentlichen Emissionsfrachten des Abluftstromes dar:

- Methan und Ammoniak
- Methanol, Ethanol und weitere Alkohole
- Hexan bis Tridekan (n-Alkane)
- Toluol, Ethylbenzol, Xylole und weitere aromatische Kohlenwasserstoffe
- Dichlormethan, Trichlorethen, Tetrachlorethen (CKW)

- Trichlorfluormethan (R11), Dichlordifluormethan (R12), (FCKW)
- α -Pinen, β -Pinen, Limonen (Terpene)
- Acetaldehyd (Aldehyde)
- Aceton, 2-Butanon (Ketone)
- Dimethylsulfid, Dimethyldisulfid

Das Vorhandensein o. g. Abluftinhaltsstoffe, gepaart mit den maximal zulässigen Emissionswerten erfordert eine hohe Reinigungsleistung. Die verfahrenstechnische Lösung dieser Reinigungsanforderung ist mit thermischen Verfahren erzielbar.

45 Abluftreinigung mittels nichtkatalytischer Oxidation

Mit dem Verfahren der nichtkatalytischen Oxidation können die zukünftigen Anforderungen an die Abluftreinigung von MBA-Anlagen bereits heute zuverlässig eingehalten werden. Je nach Anforderungsprofil hinsichtlich Eingangskonzentrationen der Schadstoffe und der geforderten Reingaskonzentration läßt sich die verfahrenstechnische Realisierung der nichtkatalytischen Oxidation auslegen.

Abhängig von dieser verfahrenstechnischen Auslegung und der Eingangsparameter auf der zu behandelnden Abluftseite läßt sich die Abluftreinigung ab einem Energieinhalt von 70 KJ/m³ durchführen. Auf das Optimierungspotential hinsichtlich Abluftmengen und Abluftkonzentrationen soll später noch eingegangen werden.

46 Verfahrensbeschreibung

Bei der nichtkatalytischen Oxidation in der Haase-VocsiBox[®] wird ein Abluft- oder Schwachgasstrom über ein Reaktorbett geleitet. Bei Temperaturen von etwa 1.000 °C werden organische Verbindungen nahezu vollständig oxidiert. Dies geschieht flammenlos (kein zusätzliches Brennersystem für Aufheizbetrieb und Stützfeuerungs) und daher NO_x-arm.

Durch Umschalten der Strömungsrichtung wirkt das Reaktorbett als rekuperativer Wärmetauscher. Das Temperaturprofil des Reaktors ist qualitativ in Bild 1 dargestellt. Der Abluftstrom wird im Reaktorbett zuerst erwärmt. Bei genügend hoher Temperatur oxidieren die organischen Inhaltsstoffe, wobei Wärme frei wird. Das heiße Abgas kühlt sich ab. Dabei wird der Energieinhalt der gereinigten Abluft im Reaktorbett gespeichert und hält so den Reaktor auf Betriebstemperatur.

Aufgrund der endlichen Wärmetauscherfläche bzw. Reaktorabmessungen verläßt die gereinigte Abluft den Reaktor jedoch etwas wärmer als sie zuströmt (Temperaturdifferenz Δt in Abb. 1). Enthält die zu reinigende Abluft genügend oxidierbare Inhaltsstoffe, so werden die Abgas- und Abstrahlungsverluste durch die Reaktionswärme gedeckt. Der Prozeß verläuft dann nach der Anfahrphase autotherm; ansonsten ist eine Stützfeuerungs nötig. Diese wird nicht mit einem zusätzlichen Brennersystem realisiert, sondern das Stützgas wird in genau dosierter Menge dem zu behandelnden Abluftstrom beigemischt.

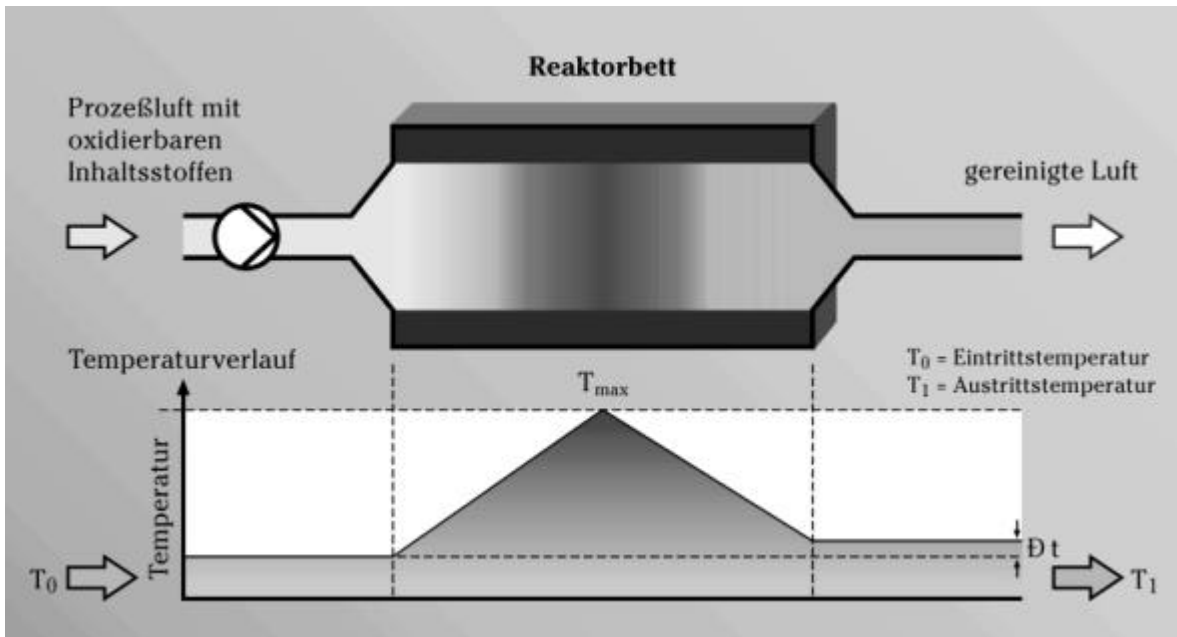


Abb. 1 Temperaturverlauf im Reaktorbett der VocsiBox®

Modulare Anlagen für Volumenströme von 500 Nm³/h bis 45.000 Nm³/h je Modul sind verfügbar. Abbildung 2 zeigt zur Verdeutlichung des Verfahrens das Schnittbild einer Anlage zur nichtkatalytischen Oxidation.

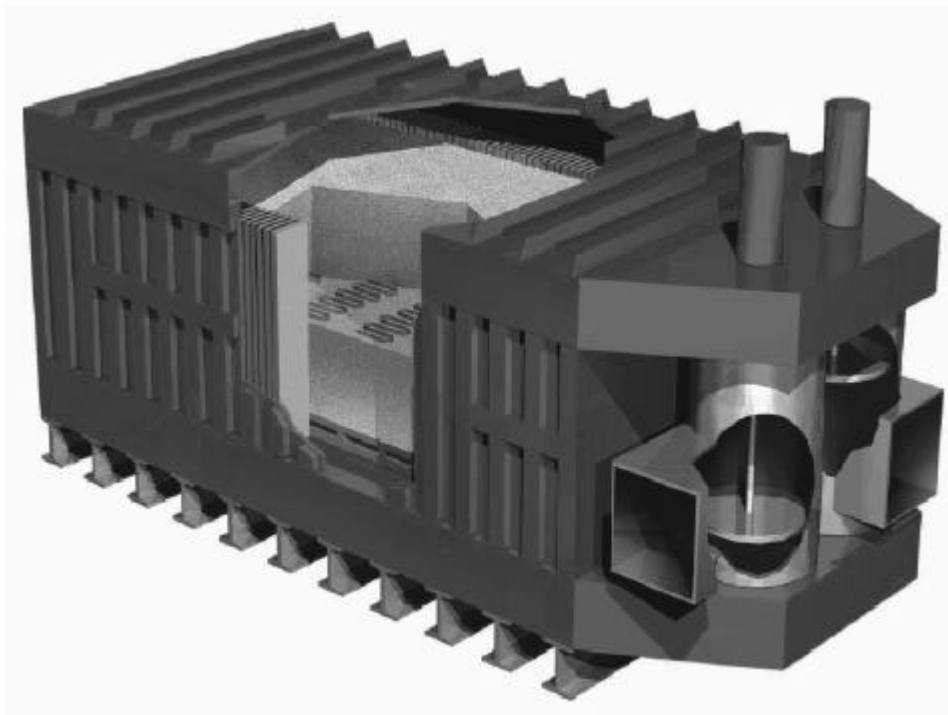


Abb. 2 Schnittbild durch den Reaktor der VocsiBox®

47 Kosten der nichtkatalytischen Oxidation

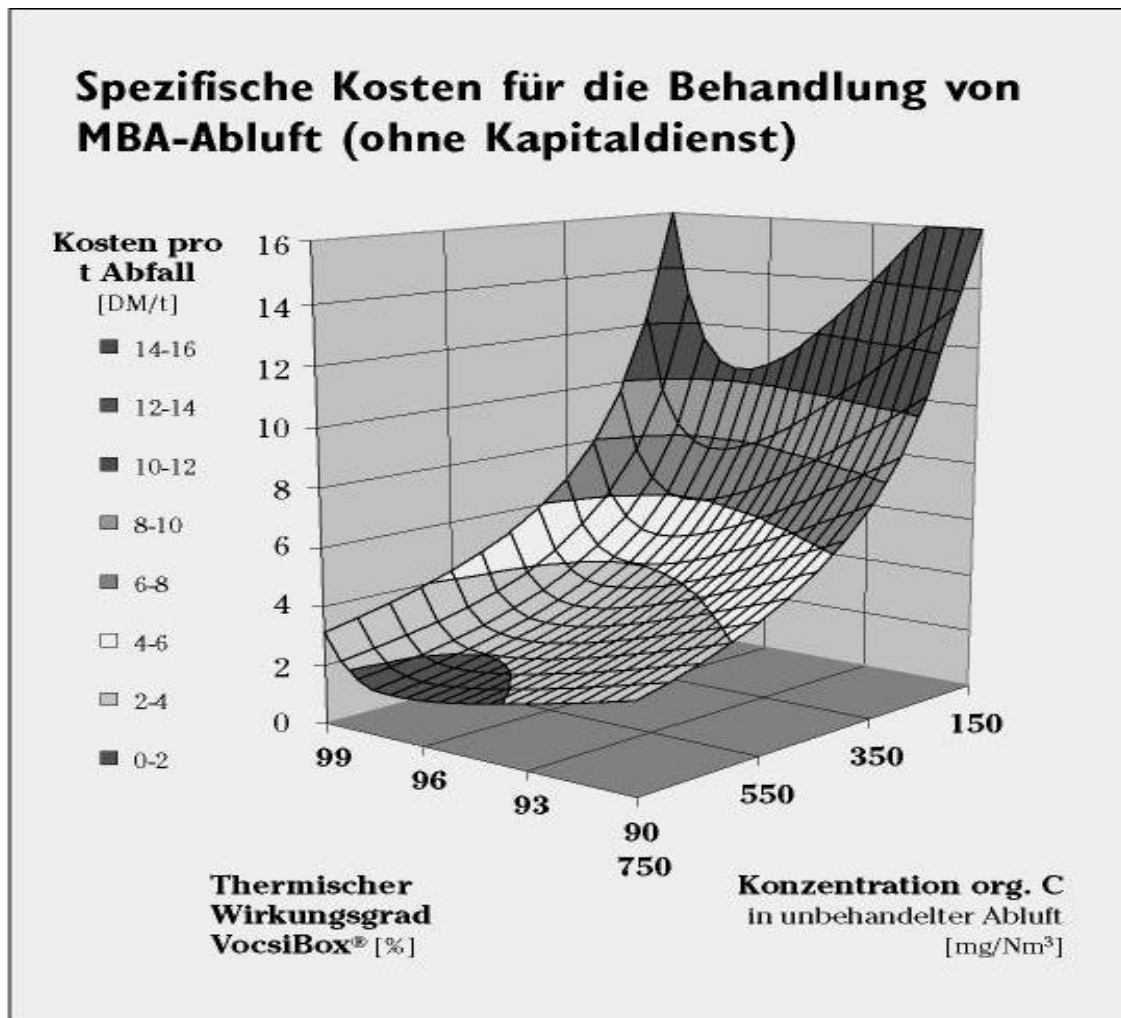
Im Fall der MBA-Abluftbehandlung muß aufgrund des niedrigen Brennstoffgehaltes der zu behandelnden Abluft in der Regel Stützgas in Form von Erd-, Flüssig-, Bio- oder Deponiegas zugeführt werden.

Legt man einen spezifischen Abluftvolumenstrom von $10.000 \text{ m}^3/\text{Mg}_{\text{Input}}$ und einen Kohlenstoffgehalt der Abluft von $150 \text{ mg}/\text{m}^3$ zugrunde, so liegen die laufenden Energiekosten für Erdgas zur Stützfeuerung und elektrischen Strom zur Überwindung der anlagebedingten Druckverluste in der Größenordnung von $10\text{-}12 \text{ DM}/\text{Mg}_{\text{Input}}$.

Abbildung 3 stellt die laufenden Energiekosten für Strom und Erdgas als Funktion der Schadstoffbelastung der Rohluft, angegeben in Kohlenstoffgehalt mg/m^3 , und des thermischen Wirkungsgrades des rekuperativen Reaktorbettes an.

Speziell bei niedrigem Kohlenstoffgehalt der Abluft sieht man ein ausgeprägtes Minimum der laufenden Kosten als Funktion des thermischen Wirkungsgrades. Während mit fallendem thermischen Wirkungsgrad die Stützfeuerungskosten steigen, steigen mit zunehmendem Wirkungsgrad die Stromkosten, da der höhere thermische Wirkungsgrad bei endlicher Anlagengröße mit höheren Druckverlusten erkauft werden muß. Die Lage des Minimums ist von der Auslegung und von den Investitionskosten der Anlagen abhängig.

Abbildung 3 zeigt zudem eine deutliche Abnahme der Energiekosten mit Zunahme des Kohlenstoffgehalts, also des Brennwertes, der Abluft. Dabei wurde rechnerisch ein Abluftmanagement zugrunde gelegt. Eine Verdopplung des Kohlenstoffgehaltes geht einher mit einer Halbierung des spezifischen Luftbedarfs. Die Energiekosten sinken daher überproportional. Bei einem Kohlenstoffgehalt von $300 \text{ mg}/\text{m}^3$ liegen sie nur noch bei ca. $4 \text{ DM}/\text{Mg}_{\text{Input}}$. Bei noch höheren Schadstoffgehalten und niedrigeren spezifischen Abluftmengen ergeben sich Energiekosten von weniger als $2 \text{ DM}/\text{Mg}_{\text{Input}}$.



Der Abbildung liegen folgende Parameter zugrunde:
 10.000 m³ Abluft pro Mg Abfall bei 150 mg TOC/m³ im Durchluftbetrieb ohne Kreislaufführung.
 Strompreis: 0,135 DM/kWh; Erdgaspreis: 0,045 DM/kWh

Abb. 3 Spezifische Behandlungskosten

Für einen wirtschaftlichen Einsatz der nichtkatalytischen Oxidation sollte daher die Abluftmenge des Gesamtsystems minimiert sowie der Schadstoff- und Methangehalt maximiert werden. Dies bedeutet aber eine möglichst hohe Schadstoffanreicherung und steht zunächst im Widerspruch zur früheren Auslegungspraxis von Rotteverfahren.

Während die v. g. Optimierung bei bereits bestehenden Anlagen einen beträchtlichen investiven Aufwand zur Folge haben kann, halten sich die Zusatzkosten bei Neuanlagen in einem durchaus vertretbaren Rahmen und können betriebswirtschaftlich betrachtet sogar zur Kostenminimierung der spezifischen Behandlungskosten führen.

48 Reduzierung der spezifischen Abluftmenge

Herkömmliche Auslegungen zur Luftführung bei Rotte- und Kompostierungsverfahren legten eine Ablufttemperatur von weniger als 40 °C zugrunde, um bei den nachfolgenden Abluftreinigungssystemen keine Hemmungen hervorzurufen. Aufgrund dieser Tatsache waren in der Vergangenheit sehr hohe spezifische Abluftmengen zu behandeln. Bei der Abluftbehandlung mittels der nichtkatalytischen Oxidation muß die Ablufttemperatur aus dem Rotteprozeß nicht mehr limitiert werden. Abluft-

temperaturen von über 60 °C haben keinerlei negative Einflüsse auf dieses System. An dieser Stelle sei auf das Ergebnis eines Forschungsvorhabens, durchgeführt von der Universität Rostock, verwiesen. Die Ergebnisaussage war hier, daß auch bei Rottetemperaturen von 70 °C keine Hemmung der Abbauraten zu verzeichnen war.

Beim Einsatz der Haase VocsiBox[®] wird die spezifische Luftmenge nur noch vom Rotteprozeß selbst bestimmt. Hiermit stellt sich die Frage, welche Faktoren nun die spezifische Luftmenge nach unten hin limitieren. In diesem Beitrag werden kurz die folgenden Faktoren diskutiert:

- Biologischer Sauerstoffbedarf
- Wärmetransport
- Wassertransport

Der biologische Sauerstoffbedarf hängt im wesentlichen vom Trockenmasseanteil und Glühverlust des zu behandelnden Abfalls sowie vom geforderten biologischen Abbau der organischen Trockenmasse ab. Je nach Ziel des MBA-Verfahrens bezüglich des Umfangs des biologischen Abbaus und nach Restsauerstoffgehalt im Rotteprozeß werden Luftmengen in der Größenordnung 1.000 bis 5.000 Nm³/Mg_{Input} benötigt. Hierbei wurde unterstellt, daß der biologische Abbau bei einem Restsauerstoffgehalt von 15 - 18 Vol.-% noch nicht beeinträchtigt wird. Die biologisch erforderliche Luftmenge zur Sauerstoffversorgung der Rotte liegt demnach deutlich unterhalb der heute realisierten Luftmengen von ca. 10.000 - 20.000 m³/Mg_{Input}.

Der Wärme- und Wassertransport hängt entscheidend von der Rottetemperatur, dem Zustand der Zuluft sowie den Wärme- und Stoffübergängen vom Rottegut auf die Belüftungsluft ab. Bei Rottetemperaturen von 60°C bis 70°C sind Ablufttemperaturen von 50°C bis 65°C im Rahmen des technisch Machbaren.

Abbildung 4 zeigt den Anstieg des Wasser- und Wärmetransports durch die Belüftung bei 100 %-iger Wasserdampfsättigung der Abluft als Funktion der Ablufttemperatur. Die Werte wurden normiert auf eine Ablufttemperatur von 30°C und konstanten Zuluftmassenstrom. Als Zuluftzustand wurden 10°C - das entspricht in etwa dem Jahresmittel in Deutschland - und 100 % relative Feuchte angesetzt.

Durch den exponentiellen Anstieg des Wasserdampfgehalts der Luft mit zunehmender Temperatur, kann bei höheren Ablufttemperaturen eine vorgegebene Menge Wasser sowie biologisch freigesetzte Wärme mit einem deutlich reduzierten Abluftstrom ausgetragen werden. Bei einer Temperaturerhöhung von 30 °C auf 50 °C kann z. B. bei gleichbleibendem Abluftvolumenstrom ca. 4 mal mehr Wärme und Wasser abtransportiert werden, bzw. der Abluftvolumenstrom kann bei konstanter Verdunstungsleistung um ca. 75 % reduziert werden. Die genannten Zahlen zeigen, daß bei Ablufttemperaturen oberhalb von 50°C auch die für den Wasser- und Wärmetransport benötigte spezifische Luftmenge gegenüber den heute üblichen Werten noch deutlich gesenkt werden kann.

Trotz der Reduzierung der spezifischen Abluftmengen muß das Rottegut zur Aufrechterhaltung eines guten Wärme- und Stoffaustauschs intensiv belüftet werden. Daraus resultiert ein mit Zu- und Abluft kombiniertes Umluftsystem in der Intensivrotte von abgeschlossenen Rottesystemen. Die benötigte Zuluft wird aus den arbeitsschutzrechtlich notwendigen Absaugungen sowie im Bereich der Anlieferung und Nachrotte entnommen und der Umluft im Bereich der Intensivrotte beigemischt. Dort können aufgrund der thermischen Belastbarkeit der nichtkatalytischen Oxidation Umlufttemperaturen von mehr als 60 °C gefahren werden.

Wasser- und Wärmetransport bei 100 % rel. Feuchte der Abluft
Zuluftzustand: 15°C gesättigt

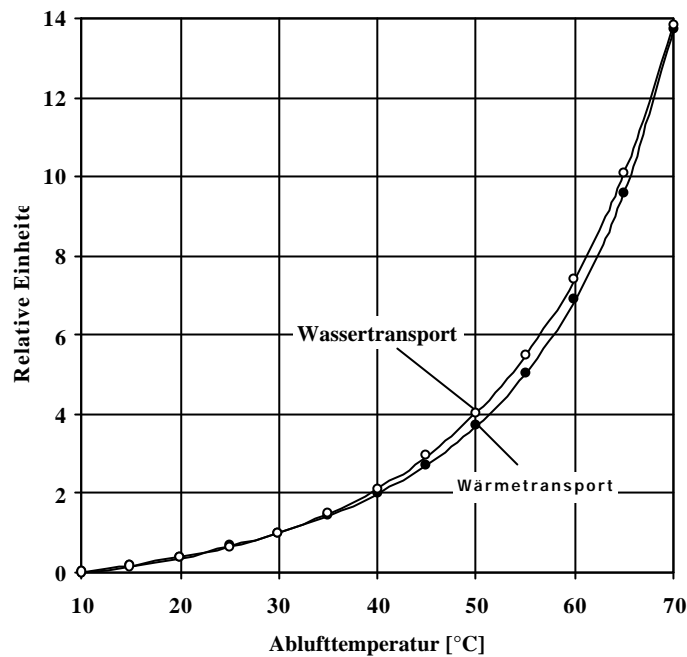


Abb. 4 Wasser- und Wärmetransport als Funktion der Ablufttemperatur

Aufgrund der höheren zulässigen Ablufttemperaturen in der Abluftbehandlung kann daher die zu behandelnde Abluftmenge auf das im Rotteprozeß verfahrenstechnisch notwendige Mindestmaß begrenzt werden. Dies wirkt sich sowohl auf Investitions- als auch Betriebskosten der Abluftbehandlung positiv aus.

49 Optimierungspotential

Es ist offensichtlich, daß bei Einsatz der nichtkatalytischen Oxidation zur Abluftbehandlung bei MBA-Anlagen die Auslegungsparameter der Intensivrotte sowie das Anlagenkonzept insgesamt zusammen mit den Möglichkeiten der thermischen Abluftbehandlung neu optimiert werden müssen. Dabei können bisher unerwünschte Effekte wie z. B. die Methanbildung gezielt genutzt werden. Durch intelligentes Luftmanagement kann der Schadstoff- und Methangehalt der Abluft im Hinblick auf eine autotherme Fahrweise des Verfahrens weiter optimiert werden. Eine Erhöhung dieser Gehalte begrenzt die benötigte Hilfsenergie für die Stützgaszugabe auf ein Minimum.

Interessant ist in diesem Zusammenhang auch die Frage nach dem für das Gesamtsystem MBA mit thermischer Abluftbehandlung optimalen Restsauerstoffgehalt in der Intensivrotte. Dieser bestimmt wie erwähnt die biologisch benötigte Luftmenge mit. Auch hier liegt noch einiges an Optimierungspotential im Verborgenen. Dies ist umso wichtiger, da bei Einsatz von Anlagen zur Umluftkonditionierung - Kühlung und Entfeuchtung - die spezifische Luftmenge bis auf das biologisch benötigte Maß reduziert werden kann.

Ob eine Um- oder Abluftkonditionierung vor der thermischen Abluftbehandlung oder höhere Betriebs- und Investitionskosten bei der Abluftbehandlung insgesamt günstiger sind läßt sich zum jetzigen Zeitpunkt noch nicht abschließend beantworten, da hier u.a. eine Optimierung zwischen Abluft- und Abwasserbehandlung unter Berücksichtigung von Standortfaktoren durchgeführt werden muß.

50 Zusammenfassung

Die neuen Anforderungen im Rahmen der Genehmigungsfähigkeit von MBA-Anlagen führen zur überfälligen Sicherheit bei der Planung derartiger Anlagen. Daß bei der Behandlung von hier anfallenden Abluftströmen neue Wege zu beschreiten sind, sollte kein Hinderungsgrund sein diese innovativen Techniken wie die hier beschriebene thermisch regenerative 'nichtkatalytische Oxidation' einzusetzen. Die CO₂-Bilanz im Vergleich zu anderen Verfahren ist selbst unter Beachtung der notwendigen Stützgaszugabe ausgeglichen, da alle wirksamen Treibhausgase wie FCKW, Methan und sonstige Kohlenwasserstoffe einer direkten Oxidation unterzogen werden. Die spezifischen Kosten zur Implementation und zum Betrieb der hier beschriebenen Technik sind vertretbar. Obwohl noch keine großtechnischen Betriebsergebnisse für diese Abluftbehandlungstechnik aus MBA-Anlagen vorliegen, wird sich die hier beschriebene Technik auch für diesen Anwendungsfall durchsetzen.

Anschrift des Autors:

Dr. Roland Kahn
Haase Energietechnik GmbH
Gadelander Str. 172
24531 Neumünster
email: info@haase-energietechnik.de
internet: www.haase-energietechnik.de

Thermisch-regenerative Abluftbehandlung

K. Wengenroth

51 Einleitung

Die Trockenstabilat®-Anlage in Rennerod wurde 1999 Jahr errichtet und ist seit Ende Januar 2000 im Probebetrieb. Sie hat eine Durchsatzleistung von 75.000 Mg/a und soll die Restabfälle des Westerkreises behandeln.

Die Abfälle werden vorzerkleinert und in Herhof-Rotteboxen biologisch getrocknet. Die Prozessluft wird CO₂-gesteuert als Umluft geführt und durchläuft in verschiedenen Phasen Maximaltemperaturen von 50 – 60°C. Integraler Bestandteil dieser Umluftführung ist ein Luft-/Wasser-Wärmetauscher. Im Vergleich zu der ersten Stabilatanlage in Aßlar gab es einige verfahrenstechnische Änderungen. Der Boxentyp wurde auf ca. 600 m³ Fassungsvermögen vergrößert. Die Befüllung erfolgt von oben durch ein vollautomatisch gesteuertes Kransystem, das auch das Öffnen und Schließen der Boxendeckel übernimmt. Noch während der Bauphase hat sich Herhof-Umwelttechnik dazu entschlossen, den geplanten und genehmigten Biofilter durch ein neuartiges System zu ersetzen. Dies geschah vor dem Hintergrund der im vergangenen Jahr von einzelnen Bundesländern und vom Umweltbundesamt für MBA geforderten Emissionsbegrenzungen. Die Trockenstabilat®-Anlage Rennerod ist somit die erste MBA, die nicht mit einem Biofiltersystem, sondern mit einer thermisch-regenerativen Abluftbehandlung ausgerüstet ist.

52 Anforderungen an die Abluftemissionen

Das Umweltbundesamt hat in dem „Bericht zur „Ökologischen Vertretbarkeit“ der mechanisch-biologischen Vorbehandlung von Restabfällen einschließlich deren Ablagerung“ vorgeschlagen, den Gesamtkohlenstoff (TOC) der Abluft mit 55 g pro Tonne behandeltem Restabfall zu begrenzen /1/. Mit dieser Frachtbegrenzung soll verhindert werden, dass eine niedrige Abluftkonzentration mit unzulässigem Verdünnen erreicht wird.

Ungeachtet der derzeitigen Diskussion über mögliche Grenzwerte der künftigen 29. BImSchV haben einzelne Bundesländer bereits eigene Anforderungen für die Genehmigung von MBA festgelegt. Nachdem ein Entwurf zur Änderung der 4. BImSchV vom Februar 1998 /2/ einen Grenzwert von 20 mg/m^3 vorstellte, wurde dies vom Freistaat Sachsen am 10. Juni 1999 per Erlass verbindlich festgelegt /3/. Die Genehmigung für diese Abluftbehandlung der Trockenstabilat®-Anlage Rennerod wurde am 13.12.1999 mit einem Grenzwert von 10 mg/Nm^3 für Gesamtkohlenstoff erteilt.

53 Leistungsfähigkeit von Biofiltern

Die Leistungsfähigkeit von Biofiltern in der MBA-Abluftbehandlung wurde im Rahmen des BMBF-Vorhabens an verschiedenen Anlagen umfassend untersucht. Im Hinblick auf die Zusammensetzung der Prozessluft wurde dabei festgestellt, dass drei typische Stoffgruppen dominant vorhanden sind:

- Abbauprodukte der organischen Zersetzung: Aceton, Acetaldehyd, Äthanol, Methanol, Butanol und andere kurzkettige Verbindungen
- Lösemittel, speziell Benzol, Toluol, Xylol
- Sehr geruchsintensive Terpene mit den Hauptvertretern Limonen, sowie alpha- und beta-Pinen

In Spuren treten Mineralöl-Kohlenwasserstoffe auf. Die Konzentrationen der Einzelkomponenten sind prozessbedingt Schwankungen unterworfen. Aus den Messungen von Doedens und Cuhls /6/ lässt sich ableiten, dass die Wirksamkeit des Biofilters bezogen auf Einzelstoffe als sehr heterogen eingestuft werden muss. Die bereits bekannte Empfindlichkeit des Biofilters gegenüber äußeren Einflüssen führt bei der Abluftreinigung von MBA zu mäßigen Reinigungsergebnissen. Das sichere Einhalten strenger Grenzwerte, wie im Rahmen einer BImSchV notwendig, kann damit nicht garantiert werden.

54 Thermisch-regenerative Abluftbehandlung

Im Hinblick auf die derzeitige Diskussion zur emissionsseitigen Gleichbehandlung von MVA und MBA ist festzustellen, dass die strengen Grenzwerte der 17. BImSchV bis auf den Gehalt an C_{gesamt} bereits in der Rohluft eingehalten werden. Die künftige Abluftbehandlung von MBA wird sich somit maßgeblich mit der Begrenzung der C_{gesamt} -Konzentrationen befassen müssen.



Ein hierzu geeignetes Verfahren ist die thermisch-regenerative Abluftbehandlung. Dabei werden wie bei der Nachverbrennung die Kohlenwasserstoffe in einer Brennkammer zu Kohlendioxid und Wasserdampf oxidiert, allerdings mit außerordentlich hoher Wärmerückgewinnung und damit Reduzierung der Betriebskosten.

Die Rohluft wird zunächst durch Passieren eines Keramik-Wärmetauschers aufgeheizt. In der eigentlichen Brennkammer wird die Oxidation durch Einsatz eines Brenners abgeschlossen. Die aufgeheizte Rohluft, deren organische Schadstoffe quantitativ oxidiert werden, gibt nun ihre Wärmeenergie an einen zweiten Wärmetauscher ab und heizt diesen auf. Nach kurzer Zeit ist die im ersten Wärmetauscherbett gespeicherte Wärme aufgebraucht, während das zweite Keramikbett aufgeheizt ist.

Durch zyklisches Umschalten der Wärmetauscherbetten wird der Dauerbetrieb sichergestellt. Die Wirkungsgrade der Wärmerückgewinnung liegen in der Regel bei 95%, so dass der effektive Energiebedarf lediglich 5% eigentlichen Heizleistung beträgt.

Den einfachen Anlagen ist gemein, dass mit den Umschaltvorgängen jeweils kurze Emissionsspitzen auftreten, deren Höhe der Rohgaskonzentration entsprechen. Da die Umschaltvorgänge in der Regel in einem Turnus von 60 - 180 Sekunden erfolgen, können diese Peaks sowohl geruchssensorisch als auch rechtlich relevant werden.

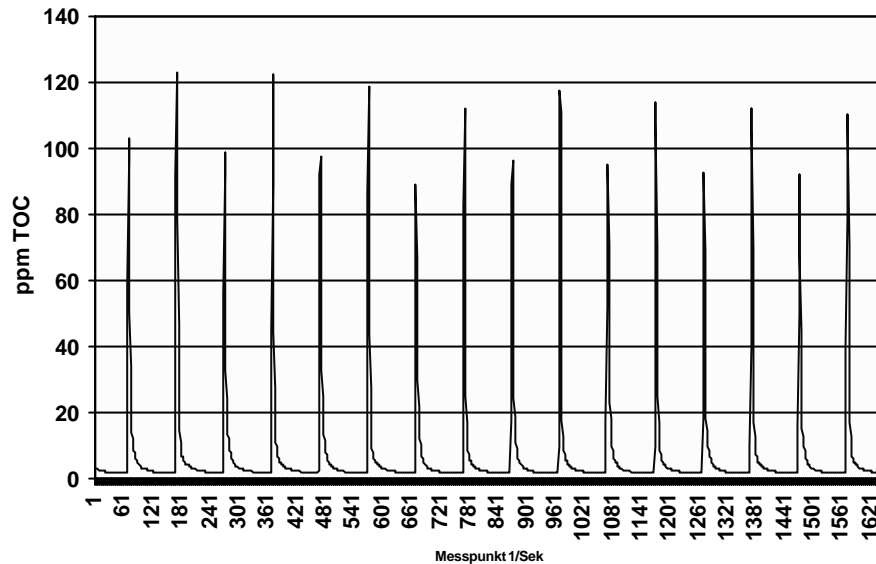


Abb. 1 TOC-Konzentrationsverlauf bei einer thermisch regenerativen 2-Kammer Anlage

Der MBA-Einsatz stellt folglich erhöhte Anforderungen an diese Art der Abluftreinigung.

55 Verfahrenstechnische Optimierungen

Die in Rennerod eingesetzte Luft-Aufbereitungs- und Reinigungs-Anlage – kurz: LARA - wurde gegenüber der beschriebenen 2-Kammer-Anlage verfahrenstechnisch optimiert:

- Die Abwärme wird über einen speziellen Wärmetauscher mit katalytischen Eigenschaften bis zu 98% zurückgewonnen und zur Aufheizung der „kalten“ Rohluft verwendet. Der Energieeinsatz beträgt nur 2% der zur Aufheizung notwendigen Energie.
- Zur Vermeidung von Umschaltpeaks, bei denen geringe Rohluftmengen auf der Reinluftseite entweichen können, sind drei Kammern vorgesehen. Dadurch sind Spülzyklen mit gereinigter Abluft möglich, ohne den Betrieb der Anlage zu unterbrechen. Mit ihnen lassen sich Reinluftgehalte von $10 \text{ mg C}_{\text{Gesamt}}/\text{m}^3$ Abluft sicher einhalten.
- Durch die Gestaltung der Brennkammer werden weitere Vorgaben der 17. BImSchV erfüllt:
 - Verweilzeiten von 2 Sekunden bei Temperaturen von $850 \text{ }^\circ\text{C}$,
 - Temperaturquench, der eine Abkühldauer von < 1 Sekunde C auf Reinlufttemperatur sicherstellt.

Obwohl bereits die Rohluft die Grenzwerte der 17. BImSchV deutlich unterschreitet, soll dieser verfahrenstechnische Schritt zusätzliche Sicherheit für den Betrieb der Anlage liefern.

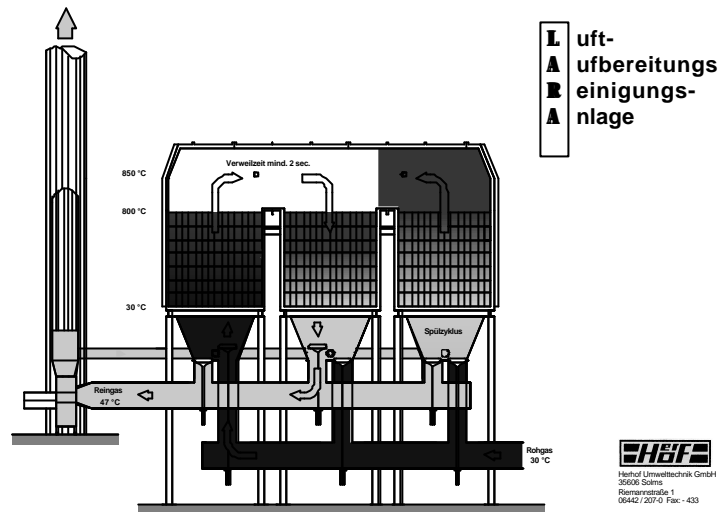


Abb. 2 Schematische Darstellung der LARA mit Betriebszyklen

56 Abluftreinigungsanlage LARA

Der thermisch-regenerative Reaktor besteht aus zwei Linien mit jeweils drei Wärmetauschern. Durch die redundante Ausführung ist eine 100%ige Verfügbarkeit gewährleistet. Oberhalb der Wärmetauscher ist die Oxidationskammer mit Erdgasbrennern angeordnet. Durch die gezielte, zyklische Steuerung der Klappen wird die Heizenergie optimal genutzt.

Die C_{Gesamt} -Konzentration im Reingas ist weitestgehend unabhängig von der Input-Konzentration. Hohe Gehalte von C_{Gesamt} bewirken lediglich eine Senkung des Primärenergieverbrauchs. Im Falle des Werkes Aßlar kann dies bis zu 30% der notwendigen Heizenergie betragen. Hohe Gesamtkohlenstoff-Gehalte wirken sich im Gegensatz zu herkömmlichen Filtersystemen positiv aus. Ein Ansteigen der Reingaswerte wegen eines begrenzten Wirkungsgrades ist nicht festzustellen.



Abb. 3 Abluftreinigung LARA der Trockenstabilat®-Anlage Rennerod

57 Erste Betriebsergebnisse der Abluftreinigung LARA

Die LARA in Rennerod wurde im Hinblick auf die diskutierte Frachtenbegrenzung (29. BImSchV) von 55 g Kohlenstoff /Mg Input bzw. 10 mg/m³ Abluft ausgelegt. Während des Probebetriebs wurden in Zusammenarbeit mit dem Fachgebiet Abfallwirtschaft der Universität Witzenhausen bereits erste Messungen durchgeführt, welche die hohen Erwartungen, die Herhof in die neue Entwicklung setzt, in vollem Maß bestätigen.

Tab. 1 erste Betriebsergebnisse der LARA-Rennerod

	TOC [mg/m ³]
Prozeßluft	50 - 500
Bunker	30 - 60
Rottehallenoberraum	15
Aufbereitung	5 - 10
Reinluft	2 - 4
Genehmigung	10

Geruchsminderungsgrad >97%

Ein besonderes Augenmerk im Rahmen des Probebetriebs galt dem Verhalten der LARA auf Schadstoffpeaks. Die spitzenartigen Belastungen sind eine Folge des Umluftbetriebs, der nach Maßgabe der Regelparameter stark aufkonzentrierte Prozessluft schubweise durch Frischluft ersetzt und diesen Prozessluftanteil dann zur Abluftbehandlung weiterleitet. Die folgende Graphik dokumentiert, dass im Dauerbetrieb auch Spitzenwerte in der Rohluft sicher bewältigt werden.

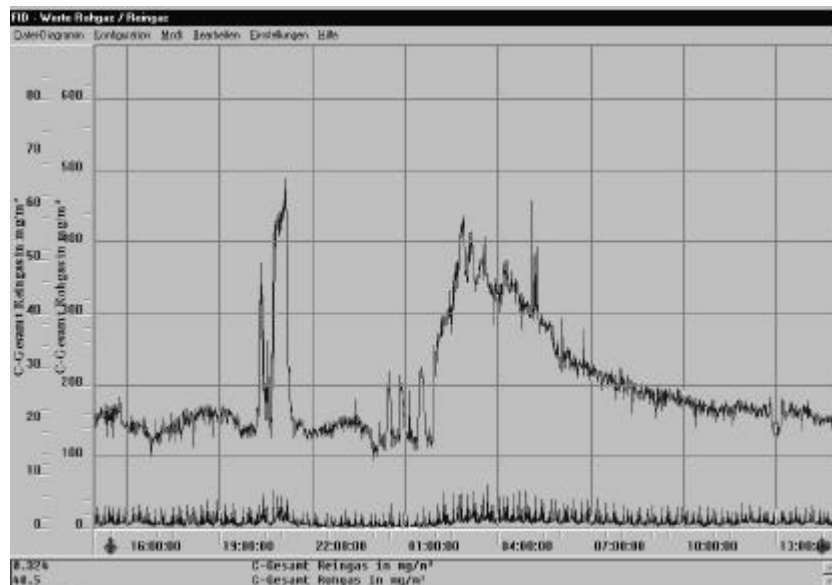


Abb. 4 TOC-Konzentrationsverlauf Rohgas / Reingas vom 17.3.2000 der Trockenstabilat®-Anlage Rennerod

Der kalkulierte Verbrauch an Erdgas wurde unterschritten, so dass die daraus resultierenden zusätzlichen Betriebskosten von 5 DM/Mg Input unterschritten werden können.

Die Ergebnisse des Probetriebs lassen sich für die Trockenstabilat®-Anlage Rennerod in folgender Tabelle zusammenfassen

Tab. 2 C_{gesamt} -Frachten der Trockenstabilat®-Anlage Rennerod

Jahresdurchsatz der Trockenstabilat®-Anlage Rennerod 75.000 Mg/a

	Volumenstrom m ³ /h	Jahresstunden H	Konzentration mg/m ³	Fracht/Input g/Mg
Prozeßluft	45.000	8.760	2 - 4	21,0
Aufbereitungshalle	80.000	2.340	10	25,0
Summe				46,0

Im Hinblick auf die Vorgaben des Entwurfs der 29.BimSchV ergeben sich daraus folgende wichtige Erkenntnisse:

- 1. Niedrige C_{gesamt} -Konzentrationen können zu vertretbaren Kosten sicher im Dauerbetrieb eingehalten werden**
- 2. Eine Begrenzung der Frachten von C_{gesamt} auf 55 g/Mg Input ist realisierbar**

58 Kosten der thermisch-regenerativen Abluftbehandlung

Investitionsvolumen und Betriebskosten der thermisch-regenerativen Abluftbehandlung richten sich maßgeblich nach dem Konzept der MBA. Im Hinblick auf die zukünftigen Anforderungen, die auch an Biofiltersysteme gestellt werden - mit vorgeschalteter Ammoniakwäsche, vollständiger Einhausung, „down-stream“-Belüftung, kontinuierlicher TOC-Messung und anschließender Ableitung über einen Kamin - sind die Unterschiede zum Investitionsvolumen für Biofilter gering. Für die ersten Anlagen, die mit umfangreichen Sicherheitszuschlägen ausgelegt werden, ist mit zusätzlichen Betriebskosten von maximal 5 DM/Mg Input zu rechnen. Bei konsequenter Auftrennung von stark und schwach belasteter Abluft lassen sich jedoch Betriebskosten realisieren, die 1 - 2 DM/Mg Input über denen eines gut gepflegten Biofilters liegen.

59 Zusammenfassung und Ausblick

- Das für MBA neuartige Abluftreinigungskonzept zeigt, dass die derzeit diskutierte strenge C_{Gesamt} -Begrenzung technisch machbar ist und keine unzumutbaren Betriebskosten verursacht.
- Außerdem wird durch die vollständige Entkeimung der Abluft ein neuer Standard gesetzt. Wichtigstes Systemmerkmal ist die erheblich verbesserte Betriebssicherheit.
- Die Einhaltung der Grenzwerte ist unabhängig von der C_{Gesamt} -Belastung der Abluft. Höhere C_{Gesamt} -Werte wirken sich lediglich durch geringere Betriebskosten aus, da die Verbrennung des organisch gebundenen Kohlenstoffs zur benötigten Heizenergie beiträgt.
- Auf Grund der positiven Erfahrungen in Rennerod, hat Herhof auch für das Trockenstabilat®-Werk Aßlar eine LARA vorgesehen. Die Genehmigung hierzu wurde beantragt und erteilt. Mit der Inbetriebnahme wird Mitte des Jahres gerechnet.
- Auch für die Trockenstabilat®-Anlage Dresden ist das LARA-Konzept Bestandteil des Genehmigungsbescheids.

60 Literatur

- /1/ Umweltbundesamt „Bericht zur „Ökologischen Vertretbarkeit“ der mechanisch-biologischen Vorbehandlung von Restabfällen einschließlich deren Ablagerung“, Umweltbundesamt, Juli 1999
- /2/ „Entwurf zur 4. Verordnung zur Durchführung des Bundesimmissionsschutzgesetzes“ vom 18. Februar 1998
- /3/ Gamer: „Sachsen informiert über den Stand der Technik bei MBA-Anlagen“ Abfallwirtschaftlicher Informationsdienst, 17.9.1999, Nr.4
- /4/ Erlass des Sächsischen Umweltministeriums vom 10.6.1999
- /5/ „Technische Anleitung zur Reinhaltung der Luft“, 1986
- /6/ Carsten Cuhls, Heiko Doedens: “Emissionen aus mechanisch-biologischen Behandlungsanlagen“ aus Restabfallbehandlung, Deponietechnik, Entsorgungsbau und Altlastenproblematik“, Verlag Balkema, Rotterdam, 1998

Anschrift des Autors:

Kurt Wengenroth
Herhof-Umwelttechnik GmbH
Riemannstraße 1
35606 Solms-Niederbiel

Anforderungen an die Deponierung von MBA-Abfällen

J. Dach

61 Einleitung

Das Bundesumweltministerium hat mit Datum vom 15.03.2000 den 1. Entwurf für eine „Verordnung über die umweltverträgliche Ablagerung von Siedlungsabfällen (AbfAbIV)“ vorgelegt [1], in der die Ablagerung mechanisch-biologisch vorbehandelter Abfälle bei Einhaltung modifizierter Zuordnungswerte und bei Umsetzung begleitender zusätzlicher deponietechnischer Maßnahmen auch längerfristig zugelassen wird. Der Verordnungsentwurf gründet sich auf den Bericht des Umweltbundesamtes vom September 1999 zur „ökologischen Vertretbarkeit der mechanisch-biologischen Abfallbehandlung“ [2], in dem die wesentlichen Anforderungen vorgeschlagen wurden. Dem Bericht des Umweltbundesamtes gingen zahlreiche, insgesamt rd. 5jährige Forschungsarbeiten im Rahmen des BMBF-Verbundvorhabens „Mechanisch-biologische Behandlung von zu deponierenden Abfällen“ sowie Forschungsprojekte der Länder Hessen und Niedersachsen voraus, in denen u.a. das biochemische und physikalische Deponieverhalten von Abfällen nach MBA intensiv untersucht wurde [z.B. 3-7]. Weiterhin wurden zwischenzeitlich verschiedene Deponiekonzepte für MBA Deponien entwickelt [8,9] und in großtechnischen Versuchen erste Erfahrungen gesammelt [10-12].

Vor dem Hintergrund des wissenschaftlichen Kenntnisstandes und der Praxiserfahrungen stellen sich bei der Bewertung der Anforderungen des Verordnungsentwurfes an die Deponierung von MBA-Abfällen zwei zentrale Fragen, die im weiteren diskutiert werden:

- Sind die Anforderungen wissenschaftlich begründet?
- Sind die Anforderungen mit ökonomisch vertretbarem Aufwand in der Praxis nach dem Stand der Technik einhaltbar?

62 Anforderungen an die Eigenschaften des abzulagernden Abfalls

Die stofflichen Anforderungen (Zuordnungskriterien) an Abfälle nach MBA, die nach dem 1.6.2005 noch abgelagert werden dürfen, sind in Anhang 2 und §4 (1) Nr.2 des Verordnungsentwurfes definiert.

62.1 Festigkeit

Die Anforderungen an die Festigkeit (Anhang 2, Nr. 1) entsprechen den Anforderungen an Abfälle der Deponieklasse 2 nach Anhang B der TA Siedlungsabfall und sind für mechanisch-biologisch vorbehandelte Abfälle in der Regel problemlos einhaltbar. Bei Einhaltung dieser Werte und Beachtung des Standes der Technik im Deponiebau sind keine besonderen Probleme hinsichtlich der Standsicherheit zu erwarten.

62.2 Gehalt an organischer Substanz

Der Gehalt an organischer Substanz im Trockenrückstand (oTS) der Originalsubstanz wird in Anhang 2 Nr. 3 bestimmt als Glühverlust mit 30 Gew.-% und als TOC mit 18 Gew.-% festgelegt.

Der Glühverlust läßt keine direkte Aussage über die Mobilisierbarkeit organischer Verbindungen infolge chemisch-biologischer Reaktionen oder physikalischer Vorgänge unter Deponiebedingungen (Deponiegasbildung, Sickerwasserbelastung) zu. Es gibt somit aus deponietechnischer Sicht keine Notwendigkeit zur Begrenzung des Glühverlustes und keinen richtigen oder falschen, vertretbaren oder unvertretbaren Glühverlust. Die Mobilisierbarkeit organischer Verbindungen läßt sich zutreffender über andere Parameter (Atmungsaktivität, Gasbildung, TOC im Eluat) beschreiben.

Eine Begrenzung ist nur aus abfallwirtschaftlicher Sicht begründbar. Ein geringer Glühverlust zwingt zu einer sehr weitgehenden Ausschleusung heizwertreicher Bestandteile in der MBA (s. Abschnitt 2.3).

Es stellt sich die Frage, ob der Glühverlust nach dem Stand der Technik einhaltbar ist: Bestimmend für den Gehalt an organischer Substanz im behandelten Abfall ist die Zusammensetzung des Ausgangsabfalls und die Vorbehandlungstechnik:

- Im mechanischen Behandlungsschritt werden organikreiche, zum großen Teil biologisch schwer abbaubare Fraktionen wie Kunststoffe (Siebüberlauf) etc. abgetrennt und damit die biologisch leichter abbaubaren Fraktionen im Siebunterlauf angereichert.
- Im biologischen Behandlungsschritt (zumeist nur für Siebunterlauf) wird der biologisch verfügbare Anteil infolge des Abbaus reduziert.

Wie weitgehend der Abbau des organischen Anteils erfolgt, hängt vorwiegend von der Zusammensetzung des Inputs der biologischen Behandlung und der Behandlungsdauer sowie ferner von der eingesetzten Technik ab. Bei funktionstüchtigen Systemen werden Abbauraten von 50 bis 70 % der organischen Trockensubstanz (oTS) erreicht. Systembedingt verbleibt immer ein Anteil an organischer Substanz der gar nicht oder nur bei extrem langer Behandlungsdauer biologisch abgebaut werden kann. Die genaue Beziehung zwischen Rottedauer und Abbauergebnis kann nur anlagen- und abfallspezifisch festgestellt werden.

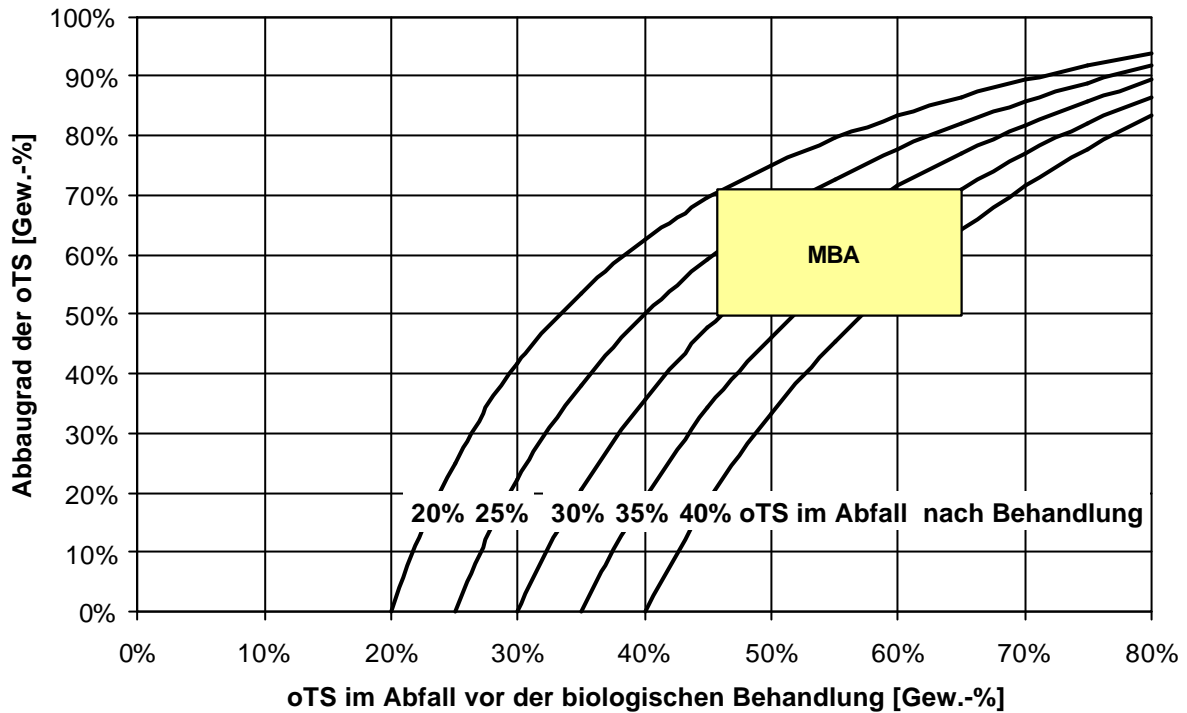


Abb. 1 Zusammenhang zwischen oTS Gehalt im Abfall vor und nach der biologischen Behandlung und dem Abbaugrad

Die Abfälle nach mechanischer Aufbereitung haben in der Regel einen Gehalt an organischer Trockensubstanz zwischen rd. 55 und 65 Gew.-%, in Ausnahmefällen auch weniger. Unter diesen Prämissen ergeben sich die Anteile an organischer Substanz im abzulagernden Rottegut wie in Abbildung 1 dargestellt.

In der Regel ergeben sich nach der biologischen Behandlung Restorganikgehalte zwischen 30 und 40 Gew.-% oTS. Restorganikgehalte im abzulagernden Abfall von 30 Gew.-% oTS oder darunter werden nur bei sehr hohen Abbauleistungen und bzw. oder bei geringen Organikgehalten im Abfall vor der Behandlung (Entsorgungsgebiete mit hohen Ofenheizungs- und damit Ascheanteil) erreicht. Durch eine zusätzliche Absiebung nach der biologischen Behandlung kann noch eine gewisse Reduktion des Organikgehaltes und damit des Glühverlustes erreicht werden. Die bislang vorliegenden Erfahrungen an großtechnischen MBA haben gezeigt, dass ein Glühverlust von < 30 Gew.-%, auch bei langen Rottezeiten, nur selten erreicht wird.

Es werden sich somit in der Praxis Unsicherheiten ergeben, ob der Zuordnungswert für den Glühverlust tatsächlich verfahrenstechnisch sicher erreicht wird. Wünschenswert ist eine Glühverlustfestlegung von 35 Gew.-%, die den Praxiserfahrungen und dem Stand der Technik Rechnung trägt. Hierdurch würde auf der einen Seite die abfallwirtschaftliche Lenkungswirkung zur Abschöpfung der heizwertreichen Fraktion auch weitgehend erreicht. Andererseits wäre ein solcher Zuordnungswert von MBA nach dem Stand der Technik auch sicher erreichbar.

62.3 Oberer Heizwert

Neben dem Glühverlust sieht der Verordnungsentwurf in §4 Abs.1 Nr. 2 vor, dass der obere Heizwert des abzulagernden Abfalls 6.000 kJ/kg nicht übersteigen darf.

Der Heizwert eines mechanisch-biologisch vorbehandelten Abfalls steht in engem Verhältnis zum Anteil an organischer Substanz und dem Wassergehalt. Je höher der Gehalt an organischer Substanz und je niedriger der Wassergehalt, desto höher ist der Heizwert.

Beim Heizwert muss unterschieden werden zwischen dem unteren Heizwert H_u (spezifischer Heizwert) und dem oberen Heizwert H_o (spezifischer Brennwert). Beide unterscheiden sich durch die zur Verdampfung des enthaltenen und entstehenden Wassers benötigte Wärmemenge.

Im Hinblick auf eine Verbrennung ist der untere Heizwert des Abfallgemisches von Interesse, da dieser direkt angibt, welche Wärmemenge in einem Verbrennungsprozess effektiv freigesetzt werden kann. Der untere Heizwert H_u eines weitgehend gerotteten, feuchten Restabfallgemisches mit z.B. einem Glühverlust von 30 Gew.-% und einem Wassergehalt von 35 Gew.-% liegt bei ca. 2.500 bis 3.500 kJ/kg Feuchtsubstanz und ist somit für eine selbstgängige Verbrennung nicht mehr geeignet. Dieses Abfallgemisch kann jedoch durchaus noch einen oberen Heizwert von 6.000 kJ/kg oder mehr aufweisen.

Mit einem oberen Heizwert von 6.000 kJ/kg wird im wesentlichen der Organikgehalt des Abfalls begrenzt. Der obere Heizwert reiner nativ-organischer Substanz liegt bei rd. 20.000 kJ/kg TS, so dass der o.g. Heizwert von 6.000 kJ/kg TS bei einem Abfallgemisch mit einem Glühverlust von rd. 30 Gew.-% zu erwarten ist, dessen Organikanteil überwiegend aus nativ-organischer Substanz (Holz, Papier etc.) besteht. Bei höheren Gesamtanteilen an organischer Substanz (> 30 Gew.-%) bzw. höheren Anteilen an nicht nativ-organischer Substanz (Kunststoffe bis 40.000 kJ/kg) wird dieser Wert überschritten. Es können also durchaus Situationen in der Praxis auftreten, in denen zwar der Glühverlust von 30 Gew.-% eingehalten wird, der obere Heizwert von 6.000 kJ/kg trotzdem überschritten wird.

Der obere Heizwert läßt, wie auch der Glühverlust, keine direkte Aussage hinsichtlich der biologischen Abbaubarkeit und Eluierbarkeit organischer Stoffe zu. Seine Einführung in die Verordnung beruht auf abfallwirtschaftlichen, nicht auf deponietechnischen Überlegungen. Insgesamt ist er im Hinblick auf die Umweltverträglichkeit der Deponierung von nachrangiger Bedeutung.

Hinsichtlich der technischen Erreichbarkeit gilt, wie beim Glühverlust, dass er mit einem hohen Aufwand in der mechanischen Nachbereitung erkaufte werden muss. Derzeit liegen noch keine ausreichenden Erfahrungen vor, ob der obere Heizwert verfahrenstechnisch in MBA sicher erreichbar ist.

62.4 Eluatkriterien

Die Eluatwerte nach Anhang 2, Nr. 4 des Verordnungsentwurfes entsprechen denen des Anhang B der TA Siedlungsabfall für die Deponieklasse II bis auf den TOC im Eluat. Dieser wurde von 100 auf 250 mg/l heraufgesetzt.

Eine (ökologisch motivierte bzw. wissenschaftliche) Begründung für die Eluatwerte der TA Siedlungsabfall ist nicht bekannt. Die Eluatwerte wurden seinerzeit wohl pragmatisch (was können Schlacken aus MVA nach dem St.d.T einhalten?) festgelegt. In zahlreichen Untersuchungen hat sich gezeigt, dass die Eluatwerte jedoch auch von mechanisch-biologisch oder unbehandelten Siedlungsabfällen, bis auf den TOC, problemlos eingehalten werden können, so dass sie kein Gütekriterium für eine Vorbehandlung darstellen. Tabelle 1 zeigt eine Gegenüberstellung des Erwartungsbereiches für mechanisch-biologisch vorbehandelte Abfälle aufgrund verschiedener Untersuchungen [5, 14] und den Zuordnungswerten des Anhangs 2.

Tab. 1 Erwartungsbereich der Eluatwerte mechanisch-biologisch vorbehandelter Abfälle auf Grundlage verschiedener Messungen [5,14]

Parameter	Einheit	Zuordnungswerte nach Anhang 2 Entwurf der AbfAbIV	üblicher Wertebereich für Abfälle nach MBA
pH-Wert	[/]	5,5 – 13,0	7,0 - 8,0
Leitfähigkeit	[μ S/cm]	\leq 50.000	1.700 - 4.000
TOC	[mg/l]	\leq 250	< 100 – 350
Phenole	[mg/l]	\leq 50	< 0,01
Arsen	[mg/l]	\leq 0,5	< 0,0001 - 0,07
Blei	[mg/l]	\leq 1	< 0,01 - 0,20
Cadmium	[mg/l]	\leq 0,1	< 0,001 - 0,02
Chrom-VI	[mg/l]	\leq 0,1	< 0,005 – 0,03
Kupfer	[mg/l]	\leq 5	< 0,1 – 2,0
Nickel	[mg/l]	\leq 1	0,01 – 0,02
Quecksilber	[mg/l]	\leq 0,02	< 0,0001 - 0,001
Zink	[mg/l]	\leq 5	0,1 – 1,0
Fluorid	[mg/l]	\leq 25	< 0,5
Ammonium-N	[mg/l]	\leq 200	< 1 – 10
Cyanide, leicht freisetzbar	[mg/l]	\leq 0,5	< 0,01
AOX	[mg/l]	\leq 1,5	< 0,1 - 0,4
Wasserlöslicher Anteil	[Masse-%]	\leq 6	< 0,2 – 4,0

Eine Ausnahme hinsichtlich der Aussagefähigkeit bezüglich des Deponieverhaltens stellt der TOC im Eluat dar. Hier können Zusammenhänge für mechanisch-biologisch vorbehandelte und unbehandelte Abfälle zwischen dem TOC im Eluat und den über das Sickerwasser austragbaren Kohlenstofffrachten (Sickerwasserbelastungspotential) gefunden werden. Einen solchen Zusammenhang zeigt Abbildung 2.

Unbehandelte Siedlungsabfälle (insbesondere organikreiche Abfälle wie Hausmüll etc.) weisen TOC_{Eluat} -Werte i.d.R. im Bereich von über 1000 mg/l bis zu mehreren Tausend mg/l auf. Diese Werte korrespondieren mit hohen organischen Sickerwasserfrachten, die insbesondere in der sauren Phase einer Deponie auftreten.

Durch die mechanisch-biologische Vorbehandlung sind die Eluatwerte auf einen Bereich von <100 bis 350 mg/l reduzierbar. In der Deponie tritt infolge der Stabilisierung keine saure Phase mehr auf und somit sind auch die organischen Sickerwasserfrachten (Reduktion um 80 bis >90 %) wesentlich geringer. Im Umkehrschluß bedeutet dies, dass ab einem TOC_{Eluat} -Wert von weniger als 350 mg/l eine saure Phase in der Deponie mit hoher Sicherheit ausgeschlossen werden kann. Hier wäre demnach auch ein deponietechnisch begründeter Zuordnungswert anzusiedeln.

Der TOC im Eluat und damit die organische Sickerwasserfracht läßt sich jedoch bei einer mechanisch-biologischen Abfallbehandlung nicht beliebig weit reduzieren. Ab einer gewissen Behandlungsdauer verharrt der TOC im Eluat praktisch auf einem Niveau und kann, unabhängig von der Anlagentechnik, praktisch nicht mehr oder nur noch bei wirtschaftlich nicht mehr vertretbaren Rottezeiten (Jahre) weiter reduziert werden. Dieses Niveau liegt in Abhängigkeit des Abfalls irgendwo zwischen den bereits erwähnten < 100 und 350 mg/l.

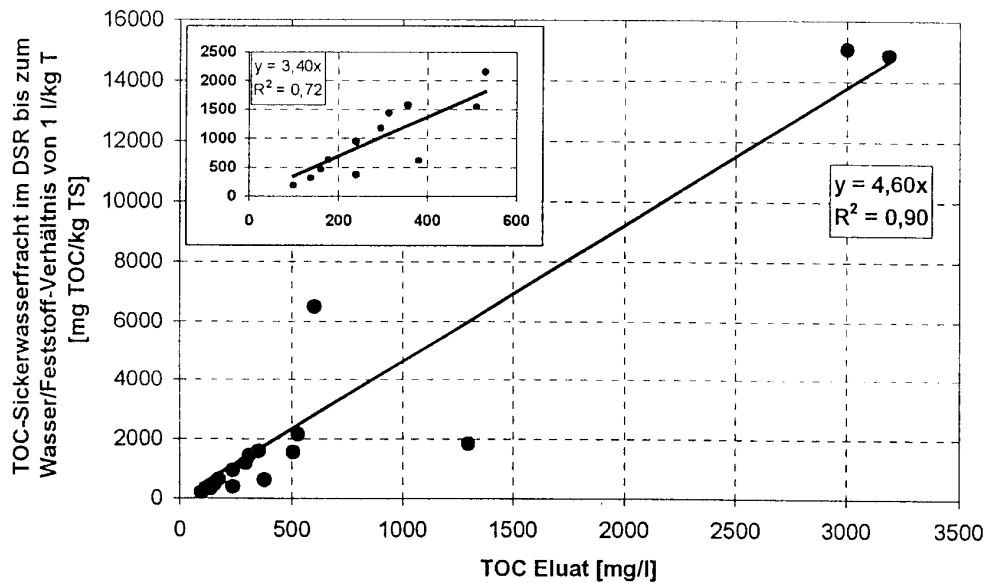


Abb. 2 Zusammenhang zwischen TOC im Eluat und ausgetragener Sickerwasserfracht [15] (Hohe Werte: unbehandelter Abfälle, Ausschnittsvergrößerung: MBA-Abfälle)

Der Verordnungsentwurf sieht nun einen Eluatwert von 250 mg/l vor. Anlagen, die aufgrund ihrer Abfallzusammensetzung nur ein nicht weiter reduzierbares Niveau zwischen 250 und 350 mg/l erreichen, werden den Zuordnungswert folglich also, trotz verfahrenstechnischer Anstrengungen, unter Umständen nicht einhalten können. Da der TOC im Eluat nicht genau vorhergesagt werden kann, wird hieraus bei der Umsetzung von MBA ein planerisches Risiko entstehen. Dies könnte weitestgehend reduziert werden, wenn der Eluatwert auf 300 mg/l festgelegt würde. Die saure Phase einer Deponie könnte auch mit diesem Wert noch sicher vermieden werden.

62.5 Biologische Stabilität

Da weder der Glühverlust noch der TOC oder der obere Heizwert eine direkte Aussage über das Emissionspotenzial, also die Stoffmenge die unter Deponiebedingungen biologisch abgebaut und damit freigesetzt werden kann, zulassen, werden zwei biologische Aktivitätsparameter [12] verwendet, die eine solche Aussage ermöglichen. Nach Anhang 2, Nr. 5 des Entwurfs der Deponieverordnung sind dies

- Atmungsaktivität $AT_4 < 5 \text{ gO}_2/\text{kg TS}$: Spezifischer Sauerstoffverbrauch (Atmung) einer feuchten Abfallprobe bei definierter Temperatur innerhalb von 96 Stunden (4 Tage) im Labortest.
- Gasbildung $GB_{21} < 20 \text{ NI} / \text{kg TS}$: Spezifische Gasbildung einer Abfallprobe im Labortest bei definierter Temperatur und unter anaeroben Bedingungen innerhalb von 21 Tagen.

Beide Parameter beschreiben eine biologische Aktivität, also die Freisetzung bzw. den Verbrauch von Stoffwechselprodukten in einer definierten Zeit. Aufgrund der vorliegenden Forschungsergebnisse kann mit Hilfe dieser biologischen Aktivitäten das Emissionspotenzial an abbaubarer (bzw. eluierbarer) organischer Substanz, also die langfristig aus der Deponie freisetzbare Menge organischer Substanz, abgeschätzt werden. In Langzeitversuchen wurde das Verhältnis von Aktivitätsparametern und Emissionspotenzialen untersucht. Nach statistischen Auswertungen [13, 17] zahlreicher Untersuchungen ergeben sich für einen AT_4 -Wert von $5 \text{ g O}_2/\text{kg TS}$ folgende Zusammenhänge:

Tab 2 Biologische Aktivitäten und Emissionspotenziale

Aktivitäten		Emissionspotenziale	
Atmungsaktivität AT ₄ [gO ₂ /kg TS]	Gasbildung GB ₂₁ [NI/kg TS]	Deponiegaspotenzial [NI / kg TS]	Sickerwasserbelastungspotenzial [g TOC / kg TS]
5	£ 10	20 bis 40	0,3 bis 3,0

Bei einem mechanisch-biologisch vorbehandelten Restabfall, der die Anforderung einer Atmungsaktivität AT₄ von 5 g O₂/kg TS gerade noch einhält, liegt der GB₂₁ i.d.R. unter 10 NI/kg TS. Dies bedeutet, dass der Zuordnungswert für die Atmungsaktivität den strengeren der beiden Zuordnungswerte darstellt. Bei einer Atmungsaktivität von 5 g O₂/kg TS ist ein langfristig freisetzbare Gaspotenzial von maximal rd. 40 NI/kg TS zu erwarten. (Vgl. Abbildung 3)

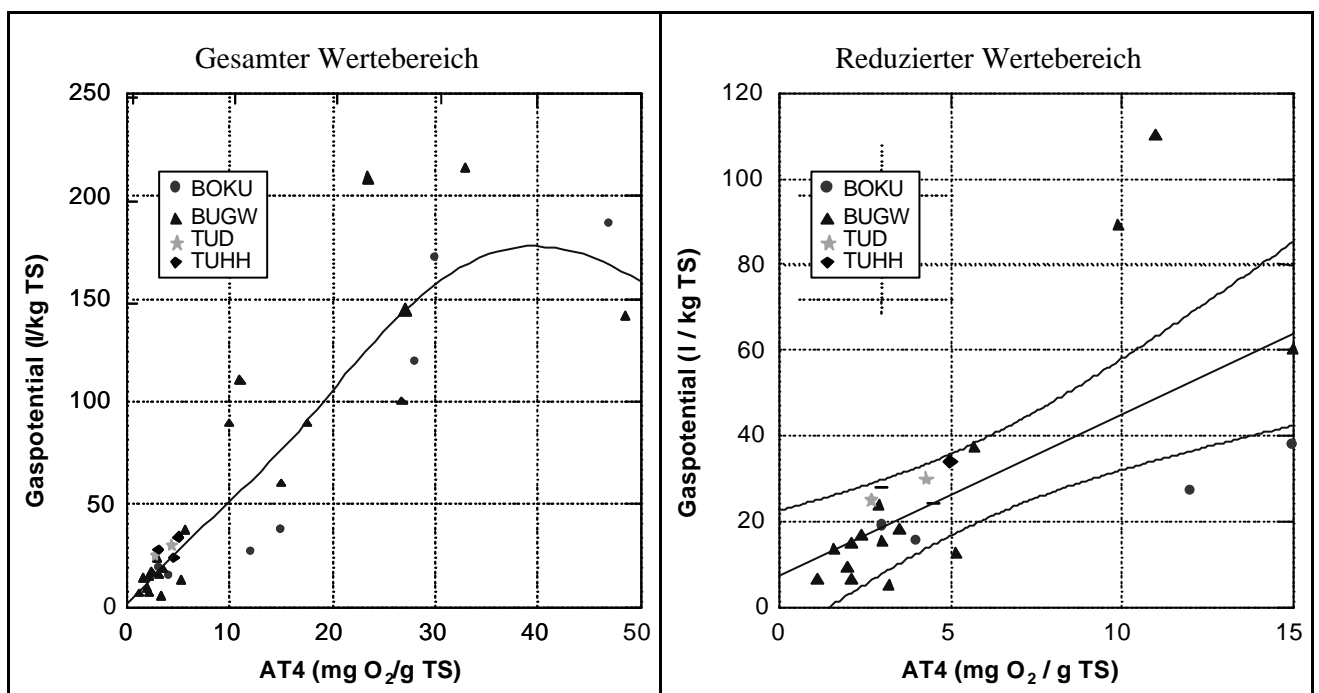


Abb. 3 Zusammenhang zwischen Atmungsaktivität und Gasbildungspotenzial [13]

Bei einem Gasbildungspotenzial von weniger als 40 NI/kg TS kann nach vorliegenden Berechnungen [5,8,9,17] auf eine aktive Entgasung verzichtet werden, zudem sind bei diesem Wert die zeitabhängigen Setzungen infolge des Masseabbaus in der Deponie nur noch sehr gering, so dass hieraus keine Gefahren mehr resultieren. Der Zuordnungswert für die Atmungsaktivität ist somit aufgrund der vorliegenden wissenschaftlichen Erkenntnisse sinnvoll.

Die bisherigen Erfahrungen auf großtechnischen MBA haben gezeigt, dass die Atmungsaktivität von 5 g/kg TS einen strengen, jedoch bei entsprechender Nachrottendauer durchaus erreichbaren Grenzwert darstellt.

62.6 Durchlässigkeitsbeiwert

Mechanisch-biologisch vorbehandelter Abfall muss nach Anhang 2, Nr. 8 des Verordnungsentwurfes einen Durchlässigkeitsbeiwert k_f (im Laborversuch) von 10^{-8} m/s einhalten.

Die hydraulische Durchlässigkeit ist für die Sickerwasserbildung an offenen Einbauflächen von Bedeutung. Soweit der Durchlässigkeitsbeiwert so gering ist, dass ein Oberflächenabfluss entsteht und dieser von der Deponie abgeführt wird, vermindert sich theoretisch die Sickerwasserneubildung auf offenen Abfallflächen. Nach temporärer Abdeckung und Abdichtung der Deponie ist der Durchlässigkeitsbeiwert des Abfallkörpers für die Sickerwasserneubildung hingegen belanglos, da diese dann durch die Abdeckung/Oberflächenabdichtung (und nicht durch den Deponiekörper) limitiert wird.

Die gesättigte hydraulische Durchlässigkeit von Abfällen nach MBA ist gegenüber thermisch vorbehandelten aber auch unbehandelten Abfällen verringert. Während für thermisch vorbehandelte bzw. unbehandelte Abfälle Durchlässigkeitsbeiwerte k_f im Bereich von 10^{-4} bis 10^{-6} m/s typisch sind, wurden bei mechanisch-biologisch vorbehandelten Abfällen k_f -Werte im Bereich von 10^{-6} bis 10^{-10} m/s gemessen. Der Kenntnisstand bezüglich der Wasserdurchlässigkeit von MBA-Abfällen kann wie folgt zusammengefasst werden:

1. Mit zunehmender Verdichtung und damit vermindertem Porenvolumen findet eine Abnahme der Durchlässigkeit statt. Es konnte gezeigt werden, daß im Vergleich zur offenen Schüttung (k_f 10^{-2} bis 10^{-3} m/s) die Durchlässigkeit bei gleichem Abfall und hochverdichteter Lagerung auf einen Bereich zwischen 10^{-6} und 10^{-8} m/s reduziert werden kann [18].
2. Tendenziell geringere Durchlässigkeiten ergeben sich bei höheren Gehalten an Organik (u.a. quellfähige Organik, Kunststoffe) und hohen Einbauwassergehalten [7,18,19].
3. Bei hochverdichteten (200-400 kN/m² = 10-30 m Müllauflast) MBA-Abfallkörpern wurden Durchlässigkeitsbeiwerte in Laborversuchen im Bereich von 10^{-5} bis 10^{-10} m/s gemessen [5,7]. Ob eine geringe Durchlässigkeit $<10^{-8}$ m/s nach einer Verdichtung auch an der Abfalloberfläche auftritt, ist bislang hingegen nicht systematisch erkundet worden.
4. Es nicht bekannt, ob die geringe Durchlässigkeit eine zeitlich stabile oder veränderliche Eigenschaft des Abfalls ist.

Eine Zusammenstellung verschiedener Durchlässigkeitsbeiwerte in Abhängigkeit des Organikgehaltes zeigt Abbildung 4. Von den hier dargestellten 10 Messungen, die alle an hochverdichteten (Auflast 200 bis 400 kN/m²) Abfallkörpern gemessen wurden, wiesen vier Messungen einen Durchlässigkeitsbeiwert $<10^{-8}$ m/s auf.

Zusammenfassend läßt sich feststellen, dass sehr geringe Durchlässigkeiten ($<10^{-8}$ m/s) unter Deponiebedingungen auftreten können, jedoch nicht zwangsläufig auftreten müssen und, dass die genauen Randbedingungen, unter denen eine geringe Durchlässigkeit auftritt, erst ansatzweise bekannt sind.

Auch wenn noch ein gewisses technisches Optimierungspotenzial hinsichtlich der Einbaubedingungen vorhanden ist, muss es als sehr kritisch betrachtet werden, ob der Zuordnungswert sicher (im gleitenden Durchschnitt, lt. Anhang 4, Nr. 3.2) einhaltbar ist. Das vorhandene Optimierungspotenzial sollte nicht überschätzt werden, da nach bisherigem Kenntnisstand tendenziell geringere Durchlässigkeiten bei höheren Glühverlusten (Folienanteilen) und höheren Wassergehalten, also Bedingungen, die den sonstigen Anforderungen der Deponieverordnung zuwider laufen, auftreten. Es existiert somit zur Zeit kein Stand der Technik, der die Einhaltung gewährleisten kann.

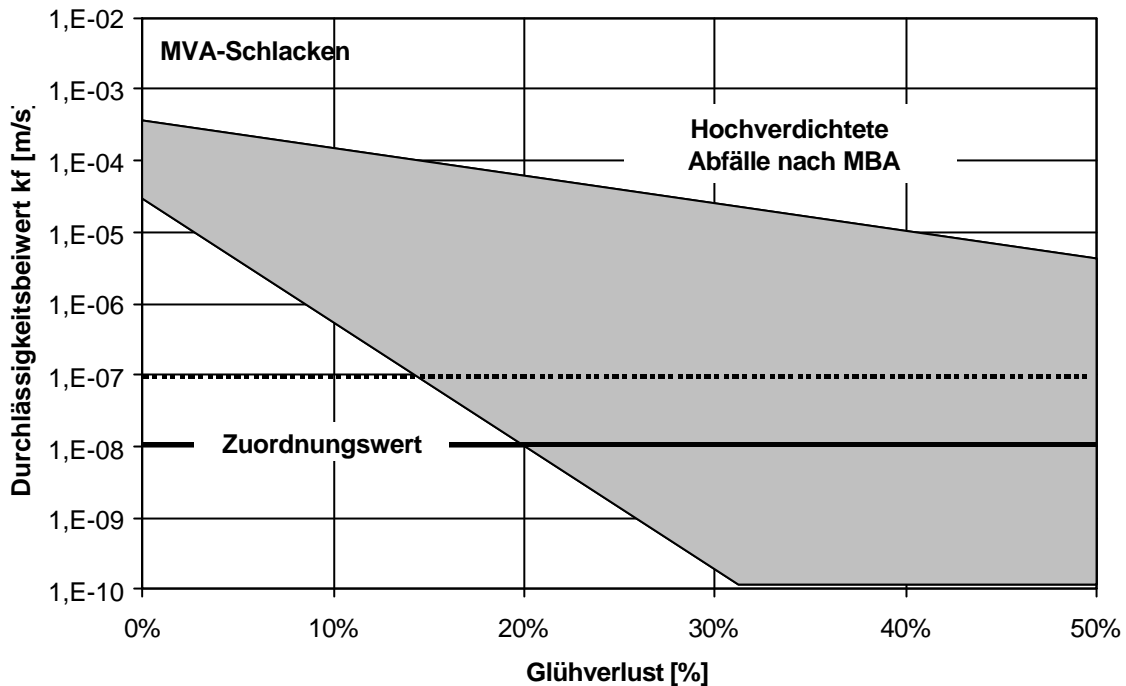


Abb. 4 Durchlässigkeitsbeiwert hochverdichteter Abfallkörper nach MBA in Abhängigkeit des Glühverlustes, Meßwerte nach [5,6,18]

63 Anforderungen an die Deponietechnik

Neben den Anforderungen an den Abfall werden im Verordnungsentwurf eine Reihe von Anforderungen an die Einbau- und Deponietechnik gestellt, die über das bislang in der TA Siedlungsabfall definierte Niveau hinausgehen.

63.1 Monodeponieabschnitte

Die Ablagerung mechanisch-biologisch vorbehandelter Abfälle darf grundsätzlich nur auf Monoabschnitten der Deponieklasse II erfolgen (§4 (1) Nr. 1). Für einen durch die Genehmigungsbehörde befristeten Zeitraum dürfen die Abfälle jedoch auch auf Altdeponien (vor dem 1.6.1993 zugelassene Deponien), die mindestens über eine Basisabdichtung und Sickerwasserfassung verfügen (§6 (1) Nr. 5), abgelagert werden. Weiterhin dürfen sie auch außerhalb von Monoabschnitten für einen befristeten Zeitraum abgelagert werden (§6 (1) Nr. 6).

Die Definition eines technischen Mindeststandards (Basisabdichtung und Sickerwasserfassung bzw. Deponieklasse II) für die Ablagerung der Abfälle ist zielführend, da die von MBA-Abfall ausgehenden Sickerwasseremissionen keineswegs so unbedenklich sind, dass eine Emission in den Untergrund in Kauf genommen werden könnte. Deponien ohne Basisabdichtung entsprechen nicht dem Stand der Technik.

Dagegen ist die Forderung nach Monoabschnitten wissenschaftlich nicht nachvollziehbar. Wenn mechanisch-biologisch vorbehandelte Abfälle unbehandelte Siedlungsabfälle überlagern, wird die Sickerwasserbelastung durch die untere Schicht der unbehandelten Siedlungsabfälle, durch die das Sickerwasser hindurchtreten muss, determiniert. Die Entgasung einer durch mechanisch-biologisch vorbehandelte Abfälle überlagerten Schicht von unbehandelten Siedlungsabfällen stellt deponietechnisch kein nennenswertes Problem dar. Es ergibt sich somit kein nennenswerter Vorteil.

Die Forderung kann vielmehr zu dem Ergebnis führen, dass hochwertig ausgebaute Deponiekapazitäten für Restverfüllungen nicht genutzt werden und statt dessen ggf. sogar neue (Mono)abschnitte gebaut werden. Soweit der Spielraum der Übergangsregelungen jedoch von den Genehmigungsbehörden mit Augenmaß genutzt wird, können diese Folgen vermieden werden.

63.2 Deponiegasfassung

Grundsätzlich ist entstehendes Deponiegas zu fassen. Eine Fassung ist nach dem Verordnungsentwurf nicht erforderlich, wenn keine Deponiegasbildung in erheblichem Umfang erfolgt und dies gegenüber der zuständigen Behörde nachgewiesen wird. In diesem Fall hat der Deponiebetreiber nach Verfüllung eines Deponieabschnittes sicherzustellen, dass die Restemissionen an Deponiegas das Oberflächenabdichtungssystem passieren können und vor Austritt in die Atmosphäre oxidiert werden (§4 (2) Nr.2).

Nach den vorliegenden Erfahrungen und Berechnungen [5,9] kommt es bei Einhaltung der Stabilitätskriterien zu nur noch sehr geringen Deponiegasemissionen, die keine aktive Entgasung mehr rechtfertigen. Die Unterschreitung dieses „erheblichen Umfangs“ wird in der Praxis auch mit Hilfe von Absaugversuchen und FID-Begehungen nachweisbar sein. Insgesamt ist also die Möglichkeit, bei einem entsprechenden Nachweis auf (überflüssige) technische Entgasungsanlagen zu verzichten, angemessen. Die Forderung nach Verfüllungsende ggf. eine Schutzentgasung (Methanoxidationsfilter oder ähnliches) zu installieren, ist ebenfalls zielführend und technisch umsetzbar.

63.3 Reduzierung der Einbaufläche

In §4 (2) Nr.2 wird auf die Einhaltung des Anhangs 3 verwiesen, in dem noch weitergehende Anforderungen an den Einbau der Abfälle gestellt werden. Die Einbaufläche soll auf das im Einbaubetrieb geringst mögliche Maß (< 5% der Gesamtablagerungsfläche) reduziert werden. Nicht beschickte Flächen sind mit undurchlässigen Materialien abzudecken und der Niederschlag kontrolliert abzuleiten (Anhang 3, Nr.1).

Die Reduzierung der Einbaufläche zielt vorrangig auf die Reduktion der Sickerwasserneubildung während der Betriebsphase ab. Die Sickerwasserbildung und -entsorgung während der Betriebsphase bei Deponien nach dem Stand der Technik, die über eine Abdichtung, Entwässerung und Sickerwasserreinigungsanlage verfügen, stellt aber vorrangig ein wirtschaftliches und kein ökologisches Problem dar, da ja mit dem gefaßten und gereinigten Sickerwasser nur sehr geringe Frachten in die Umwelt gelangen. Die ökologische Bedeutung der Sickerwasserbildung während der Betriebsphase wird bei Deponien nach dem Stand der Technik überbewertet.

Die Minimierung der offenen Einbaufläche stellt nach vorliegenden Erfahrungen eine wirksame Maßnahme zur Verminderung der Sickerwasserbildung dar, da nur auf diesen Flächen, soweit keine geringen Durchlässigkeiten zu einem Oberflächenwasserabfluss führen, noch Niederschlagswasser ungehindert einsickern kann. Durch eine temporäre Folienabdeckung kann schon in der Betriebsphase die Sickerwasserneubildung auf entsprechend abgedeckten Flächen praktisch vollständig unterbunden werden. Auf offenen Einbauflächen beträgt die Sickerwasserneubildung noch 5 bis 25 % des Jahresniederschlags [9]. Allerdings ist die Sickerwasserbildung aufgrund der weitgehenden Abdeckung hier insgesamt nur noch von geringer Bedeutung.

Im Rahmen von Deponiekonzepten [9] konnte gezeigt werden, dass sich bei einer geeigneten Verfüllungsstrategie die Kosten für temporäre Abdeckungsmaßnahmen in engen Grenzen halten lassen. Die jeweils aktuelle Einbaufläche sollte solange wie möglich betrieben werden. Damit werden temporäre Abdeckungsmaßnahmen im Laufe der Betriebsphase nur ein- maximal zweimal notwendig. Beispielsweise fallen bei einer zweimaligen Abdeckung mit einer verschweißten, temporären Folie spezifische Herstellungskosten von jeweils 15 DM/m², einer mittleren Deponiehöhe von 10 m und einer Einbaudichte von 1,3 Mg/m³ im Mittel rd. 3 DM/Mg für temporäre Abdeckungsmaßnahmen an.

Die Begrenzung der Einbaufläche auf maximal 5% der Ablagerungsfläche stellt eine sehr strenge Forderung dar. Zu kritisieren ist hier der Bezug auf die Ablagerungsfläche, die je nach Deponiegeometrie sehr unterschiedlich ausfallen kann. Sinnvoller wäre ein Bezug z.B. auf die jährliche Ablagerungsmenge. Nach Erfahrungen im Deponiebetrieb wären folgende Richtwerte [9] für die Einbaufläche in Abhängigkeit der eingebauten Abfallmenge sinnvoll:

- < 25.000 Mg/a rd. 0,5 ha
- < 50.000 Mg/a rd. 1,0 ha
- < 75.000 Mg/a rd. 1,5 ha

Auf diesen Flächen ist ein ordnungsgemäßer Einbaubetrieb ohne technische Schwierigkeiten möglich. Unter der Annahme, dass der Einbau nur an 100 Tagen pro Jahr stattfindet, ergibt sich ein mittleres Höhenwachstum der Einbaufläche an einem Einbautag von rd. 4 cm.

Zusammenfassend bleibt also, daß die Forderung nach Minimierung der Einbaufläche im Prinzip zielführend ist, jedoch mit der Anforderung „5 % der Ablagerungsfläche“ eine starke, im Einzelfall nur mit hohem Aufwand umsetzbare Beschränkung erfolgt, die angesichts der ökologischen Bedeutung der Sickerwasserbildung während der Betriebsphase nicht angemessen ist.

63.4 Ableitung des Oberflächenabflusses

Der Verordnungsentwurf verlangt eine arbeitstägige Profilierung des Einbaubereiches zur Ableitung des Oberflächenabflusses. Zur gezielten und kontrollierten Ableitung des Niederschlagswassers ist die Oberfläche zu glätten oder mit undurchlässigen Materialien abzudecken. Offene geglättete Einbauflächen sollen ein Gefälle von 10% nicht überschreiten (Anhang 3, Nr. 2)

Die hydraulische Leitfähigkeit ist bei ungesättigten Verhältnissen abhängig vom Sättigungszustand und damit der Saugspannung der oberflächennahen Bereiche und nur bei vollständiger Sättigung abhängig von der hydraulischen Leitfähigkeit (und vom Druckgradienten) im Abfall. Bei hohen Sättigungen und/oder geringen Leitfähigkeiten tritt Oberflächenabfluss auf, während im umgekehrten Fall das Wasser, je nach Anfangsbedingungen, auch vollständig infiltrieren kann. Ein geringer Durchlässigkeitsbeiwert allein ist somit kein Garant dafür, daß Niederschlagswasser vorwiegend oberflächlich immer abläuft.

Wie in Abschnitt 2.6 erwähnt, kann derzeit nicht zuverlässig vorausgesagt werden, ob geringe hydraulische Leitfähigkeiten tatsächlich im Einbaufeld eintreten bzw. sich systematisch erzielen lassen. Vorliegende Beobachtungen im Rahmen von großtechnischen Versuchen hierzu zeigen divergierende Ergebnisse:

- Bei der Ablagerung von Abfall der MBA Bassum wurde auch unter starken Beregnungsbedingungen kein nennenswerter Abfluss festgestellt [11].
- Bei der Ablagerung von Abfall der MBA Meisenheim wurde sowohl in Beregnungsversuchen, als auch bei Naturbeobachtungen bei Regenintensitäten, die Starkregenereignissen entsprechen, Oberflächenabfluss gemessen [12].

Im Falle einer geringeren hydraulischen Leitfähigkeit des Abfalls ist die arbeitstägliche Glättung der Einbaufläche (z. B. mit einem Walzenzug), wie sie der Entwurf vorsieht, sinnvoll, um die Speicherung (Pfützenbildung in Vertiefungen und Unebenheiten) von Wasser an der Oberfläche nach Regenereignissen zu minimieren. In solchen Vertiefungen gespeichertes Wasser infiltriert nachträglich in den Deponiekörper und führt zu einer Vernässung und Verschlammung der Einbaufläche und damit zu einer Behinderung des Einbaubetriebes.

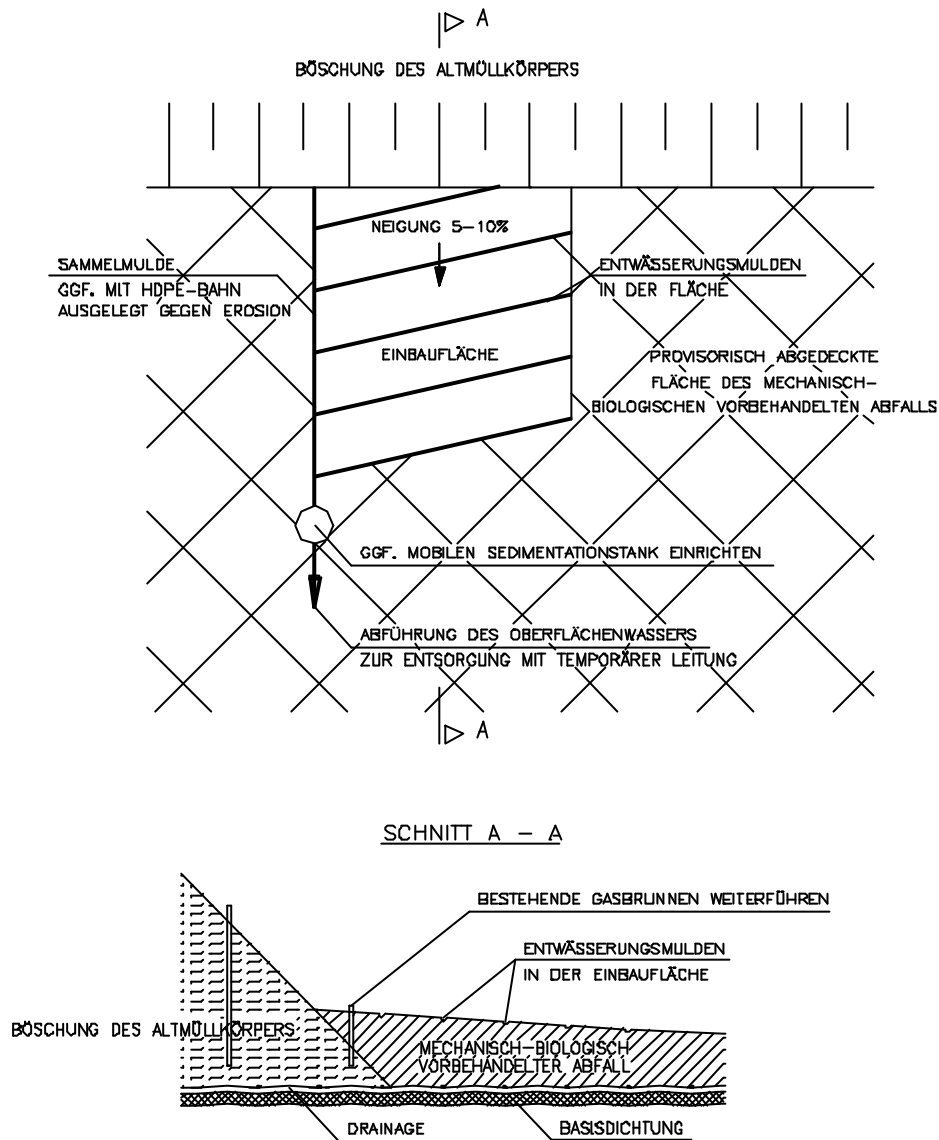


Abb. 5 Geneigte Einbaufäche mit Muldensystem zur Abführung des Oberflächenabflusses [9]

Weiterhin sollte in diesem Fall die Einbaufäche mit einem Gefälle von 5 bis 10 % geneigt werden, um bei Regenereignissen den Oberflächenabfluss auch abführen zu können. Nach großtechnischen Versuchen auf der Deponie Meisenheim [12] eignet sich zur Abführung des Oberflächenwassers auf der abgewalzten und geneigten Oberfläche ein Muldensystem, das direkt in den verdichteten Abfall eingedrückt wird. Über diese Mulden kann das Oberflächenwasser an einem zentralen Tiefpunkt der Einbaufäche gesammelt und von dort der weiteren Entsorgung zugeführt werden. Eine Einbaufäche mit einem solchen Muldensystem zeigt beispielhaft Abbildung 5.

Das abfließende Oberflächenwasser ist nach den wenigen, bislang vorliegenden Erfahrungen im Vergleich zu Sickerwasser nur leicht verschmutzt (CSB-Konzentrationen im Bereich von 150 bis 400 mg/l nach [12]), muß jedoch einer Behandlung zugeführt werden.

Zusammenfassend verbleibt also, dass bislang noch nicht sicher vorhersehbar ist, ob auf den Einbaufächen überhaupt Oberflächenabfluss auftritt. Soweit dieser auftritt, sind die Anforderungen des Verordnungsentwurfs (Glättung, Neigung, Fassung) sinnvoll.

63.5 Proctordichte und Einbauwassergehalt

In Anhang 3 Nr. 3 werden weiterhin Anforderungen an die Verdichtung, den Einbauwassergehalt und die Proctordichte gestellt: Zur Gewährleistung eines gering durchlässigen Deponiekörpers ist der Abfall im Dünnschichtverfahren hochverdichtet einzubauen. Hierfür muss der Einbauwassergehalt zwischen dem Wassergehalt bei 95% Proctordichte (auf dem „trockenen Ast“, also links vom Optimum) und dem optimalen Proctorwassergehalt liegen. Die erforderliche Verdichtungsenergie für den Einbau der Abfälle (Anzahl der Überfahrten, abhängig vom Verdichtungsgerät) zum Erreichen von 95 % Proctordichte ist in einem Feldversuch festzustellen. Nach jeweils 1.000 Tonnen eingebauten Abfalls ist die Einhaltung einer Verdichtung des Deponiekörpers von mindestens 95 % Proctordichte nachzuweisen.

Der Verordnungsentwurf geht zunächst von der These aus, dass mit einem hochverdichteten Einbau bei entsprechend eingestelltem Wassergehalt ein geringe Durchlässigkeit hergestellt werden kann. Für mechanisch-biologisch vorbehandelte Abfälle ist diese These bislang jedoch unbewiesen. Es wurden noch keine Untersuchungsergebnisse veröffentlicht, die einen solchen Schluß zuließen. Erfahrungen aus dem konventionellen Erdbau können hier insbesondere aufgrund des im Vergleich zu Böden immer noch sehr hohen Organikanteils des Abfalls nicht übertragen werden. In Abschnitt 2.6 wurde bereits dargelegt, dass sich die geringsten Durchlässigkeiten bei sehr feuchtem Einbau und hohen Organikanteilen einstellen.

Im Hinblick auf die Erreichung einer möglichst hohen Trockeneinbaudichte und die Vermeidung von Konsolidierungs- bzw. Preßwasser ist jedoch die Forderung nach Steuerung des Wassergehaltes auf Grundlage des Wassergehalts sinnvoll. Die erreichbare Trockeneinbaudichte hängt vom Wassergehalt beim Einbau ab. Vorliegende Proctorversuche zeigen, dass das Optimum bei Einbauwassergehalten im Bereich von 25 bis 35 Gew.-% zu erwarten ist, wobei bei organikärmeren Abfällen der Einbauwassergehalt tendenziell geringer ist als bei Abfällen mit höheren Restorganikgehalten. Ein Beispiel für eine Proctorkurve zeigt Abbildung 6.

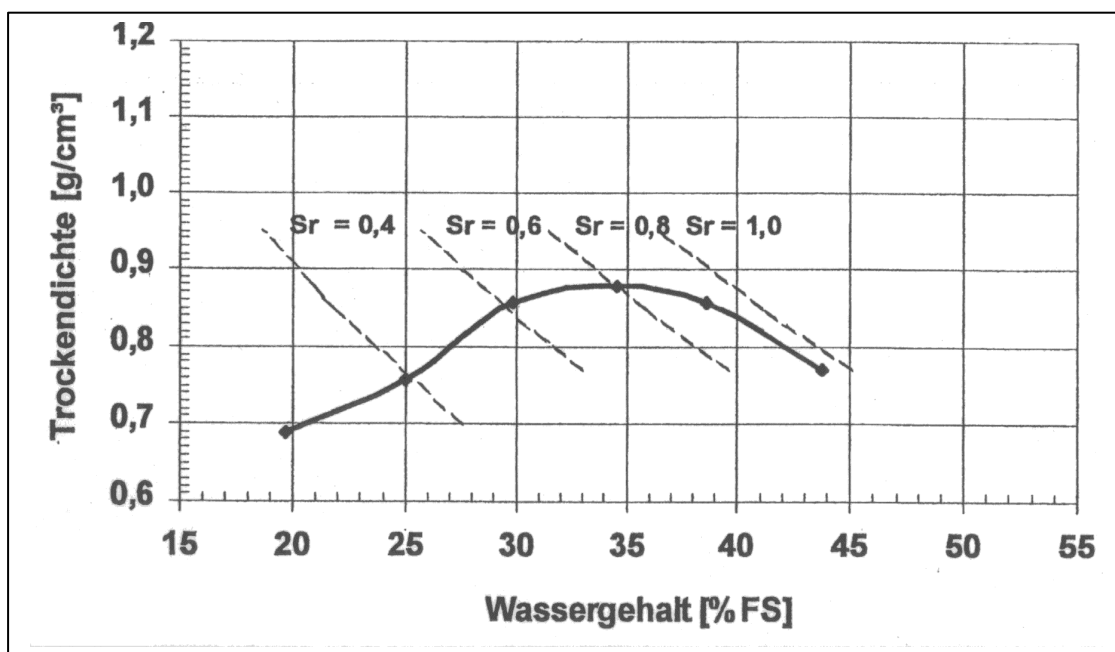


Abb. 6 Proctorkurve eines Abfalls der MBA Lüneburg (16 Wochen, Glühverlust 31 %) [20] (S_r = Isolinien der relativen Sättigung: im Proctroptimum rd. 60 Vol.-%)

Der Abfall mit einem Glühverlust von 31 Gew.-%, der zumindest annähernd den Anforderungen des Anhangs 2 entspricht, wies ein Optimum im Proctorversuch von rd. 0,87 Mg TS/m³ bei einem Wassergehalt von rd. 35 Gew.-% auf. Der 95 %-Wert der Trockeneinbaudichte (0,83 Mg TS/m³) wird auf dem trockenen Ast bei einem Wassergehalt von rd. 27 Gew.-% erreicht. Im vorliegenden Fall müßte sich der Einbauwassergehalt also zwischen 27 und 35 Gew.-% bewegen. Der Durchlässigkeitsbeiwert des Abfalls lag allerdings bei $k_f = 9,8 \cdot 10^{-8}$ m/s, also fast eine Zehnerpotenz über dem Zuordnungswert nach Anhang 2!

Zusammenfassend läßt sich feststellen, daß die Steuerung des Einbauwassergehaltes nach dem Verordnungsentwurf hinsichtlich der Verdichtung und der Verhinderung von Konsolidierungswasseraustritten sinnvoll ist. Die Steuerung ist jedoch kein Garant zur Erreichung einer geringen Durchlässigkeit.

64 Zusammenfassung

Das Bundesumweltministerium hat mit Datum vom 15.03.2000 den 1. Entwurf für eine „Verordnung über die umweltverträgliche Ablagerung von Siedlungsabfällen“ vorgelegt, in der die Ablagerung mechanisch-biologisch vorbehandelter Abfälle bei Einhaltung modifizierter Zuordnungswerte und bei Umsetzung begleitender zusätzlicher deponietechnischer Maßnahmen auch längerfristig auf Deponien der Klasse II oder vergleichbar zugelassen wird. Die Anforderungen lassen sich in Anforderungen an den Abfall (Zuordnungswerte) und an die Deponietechnik unterteilen

Die Anforderung an den Abfall müssen insgesamt als streng eingestuft werden.

- Die Zuordnungswerte für die **biologische Stabilität** (Atmungsaktivität $AT_4 < 5$ mg/g TS, Gasbildung im Gärtest $GB_{21} < 20$ NI/kg TS, TOC im Eluat < 250 mg/l) beruhen im wesentlichen auf den wissenschaftlichen Kenntnisstand, daß bei Einhaltung dieser Werte nur noch eine sehr geringe Deponiegasbildung (keine Entgasung mehr erforderlich) und geringe Setzungen auftreten. Eine saure Phase, in der hohe organische Sickerwasserbelastungen auftreten, kann bei Einhaltung der Werte vermieden werden. Die Anforderungen können von MBA nach dem Stand der Technik in der Regel eingehalten werden. Beim TOC im Eluat kann es jedoch in der Praxis zu Problemen kommen, da dieser nur eingeschränkt verfahrenstechnisch beeinflussbar ist und nach vorliegenden Erfahrungen nicht immer der Zuordnungswert erreicht werden kann.
- Die Anforderungen an den **Organikgehalt** (Glühverlust < 30 Gew.-%, TOC < 18 Gew.-%, oberer Heizwert < 6.000 kJ/kg) sind aus deponietechnischer Sicht nicht nachvollziehbar, da mit diesen Parametern im Gegensatz zu den obigen Stabilitätsparametern keine Aussage über das Emissions- oder Setzungsverhalten der Abfälle getroffen werden kann. Die Parameter sind somit vorwiegend abfallwirtschaftlich und nicht deponietechnisch motiviert, da zur Einhaltung ein erheblicher Teilstrom in eine thermische Verwertung/Beseitigung gelenkt werden muß. Dabei sind die Zuordnungswerte so streng bemessen, daß sie mit MBA nach dem St.d.T. auch bei hoher Effizienz der Stoffstromtrennung und bei hohen biologischen Abbauleistungen nur schwer erreichbar sind. In der Praxis sicherer einhaltbar und in Hinblick auf das Deponieverhalten ohne signifikanten Qualitätsverlust wäre ein Glühverlustwert von 35 Gew.-% (TOC 21 Gew.-%, oberer Heizwert 7.000 kJ/kg).
- Weiterhin wird ein **Durchlässigkeitsbeiwert** im Laborversuch von $k_f < 10^{-8}$ m/s gefordert. Nach vorliegendem Kenntnisstand ist fraglich, ob dieser Wert mit Abfällen, die den sonstigen Zuordnungswerten und Einbaubedingungen entsprechen sicher und systematisch eingehalten werden kann. Es existiert kein Stand der Technik, der die Einhaltung des Wertes gewährleistet. Es bleibt abzuwarten, in wieweit durch Optimierung der Zuordnungswert eingehalten werden kann.

Weiterhin sind Anforderungen an die Deponietechnik definiert, die zwar ebenfalls als streng zu bewerten sind, jedoch in der Summe mit wirtschaftlich vertretbarem Aufwand einzuhalten sind.

- Mechanisch-biologisch vorbehandelter Abfall ist auf **Monoabschnitten** abzulagern, wofür es aber aus deponietechnischer Sicht nur in Ausnahmefällen Gründe geben könnte. Allerdings kann hier die Genehmigungsbehörde befristete Ausnahmen zulassen.
- Hinsichtlich des Deponiegases ist nachzuweisen, daß keine erhebliche **Deponiegasbildung** mehr auftritt. Nach Verfüllungsende sind ggf. Schutzentgasungsmaßnahmen (Methanoxidationsfilter etc.) zu ergreifen. Diese Regelung ist zielführend und technisch umsetzbar.
- Die **Einbaufläche** darf nur noch 5% der Ablagerungsfläche betragen; nicht beschickte Flächen müssen mit undurchlässigen Materialien abgedeckt werden. Hierdurch wird eine weitgehende und effiziente Sickerwasserminimierung erreicht. Diese Forderung kann bei optimierter Verfüllungsplanung auch mit vertretbarem Aufwand umgesetzt werden, wenn auch die Bezugsgröße „Ablagerungsfläche“ unglücklich gewählt ist. Allerdings ist kritisch zu hinterfragen, warum bei einer Beschränkung auf eine sehr kleine Einbaufläche noch strenge (einhaltbare?) Anforderungen an die Durchlässigkeit gestellt werden müssen, da die Sickerwasserneubildung durch die Abdeckungsmaßnahmen schon weitestgehend minimiert wird. Nach Abdichtung der Deponie ist die Durchlässigkeit ohne Belang, da die Sickerwasserneubildung durch diese limitiert wird.
- Es sind nach der Verordnung definierte Vorkehrungen zur **Ableitung von Oberflächenabfluß** zu treffen. Diese Vorkehrungen sind prinzipiell sinnvoll. Allerdings ist bislang noch unklar, ob und wann überhaupt Oberflächenabfluß auftritt. Die wenigen Praxisergebnisse ergeben hier noch kein einheitliches Bild. Wahrscheinlich tritt Oberflächenabfluß nur bei Starkregenereignissen auf.
- Zur Optimierung der Einbaudichte muß nach der Verordnung der **Einbauwassergehalt** im Bereich des Proctorwassergehaltes eingestellt werden. Diese Maßnahme ist hinsichtlich der Dichtoptimierung und hinsichtlich der Verhinderung von Konsolidierungswasseraustritten sinnvoll. Allerdings muß bezweifelt werden, ob durch Einstellung des Wassergehaltes und hoher Verdichtung tatsächlich die beabsichtigten geringen Durchlässigkeiten erreicht werden.

Zusammenfassend ergibt sich, daß die technischen Anforderungen an die Deponietechnik im großen und ganzen zielführend und mit vertretbarem Aufwand auch einhaltbar sind. Die Anforderungen an die biologische Stabilität der Abfälle sind streng jedoch einhaltbar. Die Anforderungen an den organischen Gehalt sind nicht deponietechnisch motiviert und mit vertretbarem wirtschaftlichem Aufwand nur schwer einhaltbar. Eine geringfügige Erhöhung der Zuordnungswert für den organischen Anteil, den TOC im Eluat und den Durchlässigkeitsbeiwert, würde die Umsetzung von MBA-Deponien in der Praxis vereinfachen, ohne dass es zu einer merklichen Verschlechterung der ökologischen Auswirkungen der Deponien käme.

65 Literatur

- [1] Entwurf der Verordnung über die umweltverträgliche Ablagerung von Siedlungsabfällen (AbfAbIV) vom 15.03.2000.
- [2] Umweltbundesamt Berlin (III.4), Bericht zur „ökologischen Vertretbarkeit“ der mechanisch-biologischen Vorbehandlung von Restabfällen einschließlich deren Ablagerung, Berlin 1999.
- [3] Jäger, J., Dach, J., Danhamer, H., Reinhardt, T., Obermann, I., Theissen, M., Bildung und Schadstoffbelastung der Abluft und Gase bei der mechanisch-biologischen Behandlung von Siedlungsabfällen und deren anschließender Deponierung, Teilprojekt der TU-Darmstadt des BMBF-Verbundvorhabens Mechanisch-biologische Behandlung von zu deponierenden Abfällen, Darmstadt 1996 bis 1998.
- [4] Jäger, J., Fricke, K., Schwing, E., Dach, J., Müller, W., Wallmann R., Lohf, A., Herr, C., Mechanisch-biologische Restmüllbehandlung unter Einbindung thermischer Verfahren für Teilfraktionen, Forschungs- und Entwicklungsvorhaben im Auftrag des Landes Hessen und der Südhessischen Arbeitsgemeinschaft Abfall (SAGA), TH Darmstadt in Zusammenarbeit mit der Ingenieurgemeinschaft Witzenhausen IGW, Darmstadt 1996 bis 1998.

- [5] Dach, J.: Zur Deponiegas- und Temperaturentwicklung in Deponien mit Siedlungsabfällen nach mechanisch-biologischer Abfallbehandlung, Dissertation an der TU Darmstadt, Schriftenreihe des Instituts für WAR, Bd. 107, Darmstadt 1998.
- [6] Hennecke, D., Deponieverhalten von mechanisch-biologisch vorbehandelten Restabfällen – Entwicklung eines Parametersatzes und Risikoanalyse (Dissertation), Shaker Verlag 1998.
- [7] Obermann, I., Modellierung des Wasserhaushaltes von Deponien vorbehandelter Siedlungsabfälle, Dissertation an der TU Darmstadt, Mitteilungen des Instituts für Wasserbau und Wasserwirtschaft, Heft 107, 1999.
- [8] Fricke / Friedrich (Hrsg.), Gleichwertigkeitsnachweis nach Ziffer 2.4 TASI für die Ablagerung von mechanisch-biologisch vorbehandelten Abfällen auf der Deponie „Lübben-Ratsvorwerk“, Erich Schmidt Verlag, 1998.
- [9] Ministerium für Umwelt, Natur und Forsten des Landes Schleswig-Holstein, Ablagerung mechanisch-biologisch behandelte Abfälle in Schleswig-Holstein, Bd. 2a bis 2c, Deponiekonzepte für die Deponien Wittorferfeld, Damsdorf/Tensfeld und Niemark, Aufgestellt durch Björnson Beratende Ingenieure GmbH, Koblenz und ATUS Ingenieurgesellschaft Hamburg, 2000.
- [10] Rettenberger, G., Fricke, K., Schicht auf Schicht, Müllmagazin 4/99.
- [11] von Felde, D., Ablagerung mechanisch-biologisch vorbehandelter Abfälle, Ergebnisse der niedersächsischen Demonstrationsanlagen 6. Münsteraner Abfallwirtschaftstage, Münster 1999.
- [12] Maak, D., Poser, H., Auswirkungen der veränderten Abfalleigenschaften auf den Deponiebetrieb, in: Deponierung von vorbehandelten Siedlungsabfällen, Veröffentlichungen des Zentrums für Abfallforschung der TU Braunschweig, Heft 14, 1999.
- [13] Fricke, K., Müller, W., Wallmann, R., Hake, J., Turk, T., Bidlingmaier W., Doedens, H., Technische Anforderungen an die mechanisch biologische Restabfallbehandlung, in Wiemer, K., Kern, M. (Hrsg.) Bio- und Restabfallbehandlung IV, Baeza Verlag Witzenhausen, 2000.
- [14] Lepom, Parameter zur Charakterisierung von m.-b. vorbehandeltem Restmüll, in: Uni Potsdam 1996: BMBF-Verbundvorhaben MBA, 1. Tagungsband, Potsdam 1996, hier: S. 206 ff.
- [15] Höring K., Ehrig, H.-J., Anforderungen an und Bewertung von biologischer Vorbehandlung für die Ablagerung, BMBF-Ergebnispräsentation „Mechanisch-biologische Behandlung von zu deponierenden Abfällen“, 7.-8.09.99, Potsdam.
- [16] Danhamer, H. und Jager, J., Sickerwasseremissionen von mechanisch-biologisch und thermisch vorbehandelten Siedlungsabfällen, Entsorgungspraxis 9/99, S. 31-35. Danhamer & Jager 1999.
- [17] Ehrig, H.-J., Ablagerungsverhalten von mechanisch-biologisch vorbehandelten Abfällen – Übersicht, in: BMBF (Hrsg.), Verbundvorhaben Mechanisch-biologische Behandlung von zu deponierenden Abfällen, Potsdam, 7.-8. September 1999.
- [18] Bidlingmaier, W., Rechberger, M., Maile, A., Scheelhaase T., Bedeutung der Wasser- und Gasleitfähigkeit für das Emissionsverhalten von mechanisch-biologisch vorbehandelten Restabfällen unter Berücksichtigung von Einbaudichte und Wassergehalt. in: BMBF (Hrsg.), Verbundvorhaben Mechanisch-biologische Behandlung von zu deponierenden Abfällen, Potsdam, 7.-8. September 1999.
- [19] Münnich, K., Hydraulische Kenngrößen von mechanisch-biologisch vorbehandeltem Abfall, in Zentrum für Abfallforschung (Hrsg.): Deponierung von vorbehandelten Siedlungsabfällen, ZAF-Reihe, Bd. 14, Braunschweig, 1999.
- [20] Bidlingmaier, W., Maile, A., Abfallmechanische und geotechnische Eigenschaften mechanisch-biologisch vorbehandelter Restabfälle, Abschlussbericht des BMBF-Verbundforschungsvorhaben, unveröffentlicht, 1999.

Anschrift des Autors:

Dr.-Ing. Joachim Dach
 Björnson Beratende Ingenieure GmbH
 Maria Trost 3
 56068 Koblenz
 Tel.: 0261/8851-181
 E-Mail: J.Dach@bjoernsen.de oder jdach@rz-online.de

Testmethoden für die Bewertung der Ablagerungseignung von MBA-Abfällen

A. Bockreis, C. Brockmann, J. Jäger

66 Einleitung

Durch die Einhaltung der Zuordnungswerte der Deponieklasse II im Anhang B der TA Siedlungsabfall soll in den zukünftigen Deponien die Deponiegasbildung vermindert und die organische Sickerwasserbelastung möglichst gering gehalten werden. Nur durch den Behandlungsschritt der Verbrennung können bisher i.d.R. diese Zuordnungswerte (z.B. für Glühverlust und TOC) eingehalten werden. Allerdings wird mit den Parametern Glühverlust und TOC der gesamte organische Anteil bestimmt, unabhängig von dessen biologischer Abbaubarkeit. Weiterhin erfolgt beim Glühverlust eine Erfassung der anorganischen Komponenten. Zusätzlich sollen zur Charakterisierung von MBA-Abfällen die beiden Parameter Gärtest (GB 21) und Atmungstest (AT₄) zugelassen bzw. vorgeschrieben werden. Im Rahmen des BMBF-Verbundprojektes "Mechanisch-biologische Behandlung von zu deponierenden Abfällen" wurden für die beiden Parameter Methodenvorschriften entwickelt und auf ihre Anwendbarkeit überprüft.

67 Gesetzliche Grundlagen

Bedingt durch die derzeit gültigen Zuordnungswerte im Anhang B der TA Siedlungsabfall dürfen ab dem Jahr 2005 nur noch thermisch vorbehandelte Abfälle abgelagert werden, da nur durch diesen Behandlungsschritt die Zuordnungswerte eingehalten werden. In einer Pressemitteilung vom 20.08.1999 legte das Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (BMU) die Eckpunkte für die Zukunft der Entsorgung von Siedlungsabfällen fest. So sollen die Prinzipien der Kreislaufwirtschaft umgesetzt werden und bis zum Jahr 2020 alle Siedlungsabfälle einer vollständigen umweltverträglichen Verwertung zugeführt werden. Weiterhin wurde festgelegt, daß eine hochwertige mechanisch-biologische Abfallbehandlung (MBA) neben der thermischen Behandlung als gleichwertig angesehen wird. Es wird daran festgehalten, das spätestens ab dem Jahr 2005 nur noch vorbehandelte Abfälle abgelagert werden. [BMU 99]

Als alternative Parameter zur Beurteilung der Reaktivität von MBA-Abfällen und somit zu deren Beurteilung der Ablagerbarkeit werden sowohl von wissenschaftlicher als auch gesetzgeberischer Seite aus die Parameter Atmungstest und Gärtest genannt [Binner et al. 99, Brockmann et al. 99, Bröker 2000, UBA 99, BMU 2000].

Mit diesen Parametern soll die Leistungsfähigkeit von MBA-Verfahren eingeordnet werden. Darüber hinaus soll eine Abschätzung ermöglicht werden, ob bzw. in welchem Maße mit Emissionen nach der Ablagerung zu rechnen ist.

68 Methodenentwicklung allgemein

Da bislang keine standardisierten Verfahren zum Atmungstest bzw. Gärtest für feste Abfallstoffe, insbesondere für MBA-Abfälle, bestehen, 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. Es ist davon auszugehen, daß bei Anwendung der verabschiedeten Methoden von verschiedenen Prüflaboratorien vergleichbare Ergebnisse erzielt werden. Allerdings hat die Probenahme einen entscheidenden Einfluß auf die zu erwartenden Fehlerbereiche der Gesamtbestimmung, insbesondere bei einem derart inhomogenen Material wie Restabfall. Vergleichbare Ergebnisse können demnach also nur dann erreicht werden, wenn die Festlegung der Probenahme ebenfalls Eingang in die gesetzlichen Regelwerke findet.

Zu berücksichtigen sind hierbei in erster Linie die folgenden Aspekte:

- Erlangung einer repräsentativen Probe
 - Art der Einzelprobenentnahme (Anzahl, Menge)
 - Erstellung von Mischproben
 - Erstellung der zur Analyse gelangenden Teilprobe
- Optimale Eigenschaften der Teilprobe hinsichtlich der nachfolgenden Analyse
- Einfachheit der Durchführung hinsichtlich
 - Zeitaufwand
 - erforderlicher technischer Ausrüstung

Die verabschiedeten Methoden stellen eine Zusammenfassung der wissenschaftlichen Erkenntnisse dar und wurden im allgemeinen Konsens erarbeitet. Bei einigen Punkten bestand bzw. besteht allerdings noch Diskussions- und Forschungsbedarf. Beispielsweise ist bei beiden Methoden der Einfluß der Aufbereitungsart (z.B. Zerkleinerung, Absiebung) sowie die Art der Aufbewahrung (z.B. Trocknung, Tiefrieren) auf die Analyseergebnisse nicht zu unterschätzen.

Von den Teilnehmern der AG Qualitätssicherung wird es daher als notwendig angesehen, beide Methodenvorschriften nach einem angemessenen Zeitraum, in dem Erfahrungen mit der Durchführung gesammelt und ausgetauscht werden können, einer eingehenden Überprüfung und Überarbeitung zu unterziehen.

69 Methodenentwicklung: Atmungstest

Als Atmungstest wird der Sauerstoffverbrauch pro Zeiteinheit während des aeroben Abbaus von organischer Substanz bezeichnet. Die Bestimmung gibt somit Aufschluß über die momentane biologische Aktivität, was als Vorteil gegenüber physikalisch-chemischen Verfahren zu sehen ist. Der Analysezeitraum beträgt für AT₄ vier Tage bzw. 96 h und für AT₇ entsprechend sieben Tage. Festzustellen ist, daß mit der relativ kurzen Versuchsdauer von vier Tagen nur eine Abschätzung der Reaktivität erfolgt, es wird nur die Anfangsphase repräsentiert.

Für die Durchführung des Atmungstests gab es bisher keine einheitliche Vorgehensweise. So erfolgte die Messung entweder über die O₂-Zehrung oder über die CO₂-Produktion. Favorisiert wurde in der verabschiedeten Methodenvorschrift die Messung in einem Respirometer, wobei die Möglichkeit zum Nachweis der Gleichwertigkeit von anderen Geräten gegeben ist. Respirometer stammen aus dem Bereich der Abwasseranalytik, wo sie zur Bestimmung des biologischen Sauerstoffbedarfs (BSB) von Flüssigproben entwickelt wurden. Die von der AG Qualitätssicherung verabschiedete Methode ist in Anhang I dargestellt.

Ein Schwerpunkt bei der Diskussion während der Methodenentwicklung lag beim Atmungstest auf der Einstellung des Wassergehaltes der Probe. Weiterhin wurde diskutiert, ob eine ausführlichere Ergebnisdokumentation (z.B. Darstellung der Summenkurven, Versuchsbericht) notwendig ist, um die Ergebnisse leichter nachvollziehbar und umfassend zu gestalten.

70 Methodenentwicklung: Gärtest

Beim Gärtest (GB 21) wird die anaerobe Abbaubarkeit eines Substrats im Labormaßstab im unbeeinflussten Standversuch unter optimierten Bedingungen getestet. Der Analysenzeitraum beträgt 21 Tage.

Durchgeführt wird der Gärtest auf Grundlage der DIN 38 414 Teil 8 (DEV S8) – Bestimmung des Faulverhaltens von Schlamm und Sedimenten. Die von der AG Qualitätssicherung verabschiedete Methode ist in Anhang II dargestellt.

Diskussionsbedarf bei der Methodenentwicklung des Gärtests gab es zum einen bei der Art und Aufbewahrung des Impfschlammes und zum anderen bei der Berücksichtigung der lag-Phase und der Berechnung der Gasproduktion im Untersuchungszeitraum von 21 Tagen. Weiterhin wurde, dem Atmungstest entsprechend, eine ausführlichere Ergebnisdokumentation diskutiert.

71 Vergleich der Gasbildung im Deponiereaktorversuch und im Gärtest

Im Rahmen des BMBF-Verbundprojektes wurden, parallel zu sogenannten Langzeitgärttests, Reaktorversuche durchgeführt, um die zu erwartende Deponiegasproduktion bei verdichtetem Einbau der MBA-Abfälle zu ermitteln. Die Versuche wurden unter optimalen Bedingungen durchgeführt (T = 35 °C, WG = 33,3 Gew.% FS), um eine Abschätzung maximal zu erwartender Gasbildungsraten zu ermöglichen. Diese liegen im Anfangsbereich zwischen 0,01 und 0,15 NI/kg oTS*d (s. Abbildung 1). Die im Gärtest gebildeten Gasraten liegen um den Faktor 4 bis 15 darüber, bei Werten zwischen 0,15 und 0,6 NI/kg oTS*d (s. Abbildung 2) [Danhamer et al. 99]. Damit zeigt sich, daß mit dem Gärtest eine Abschätzung der maximalen Gasbildungsrate möglich ist, d.h. es werden Überbefunde bezüglich der Reaktivität erzielt.

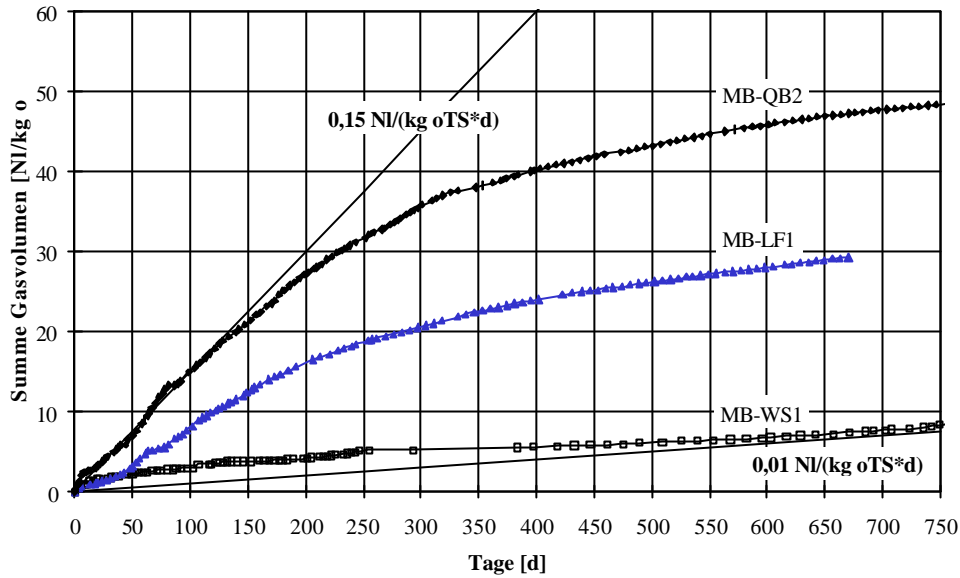


Abb. 1 Gasbildung im Deponiereaktorversuch bei 35°C, 33,3 Gew.-% FS Wassergehalt (300-Liter Reaktoren, 250 kN/m² Verdichtung) [Danhamer et al. 99]

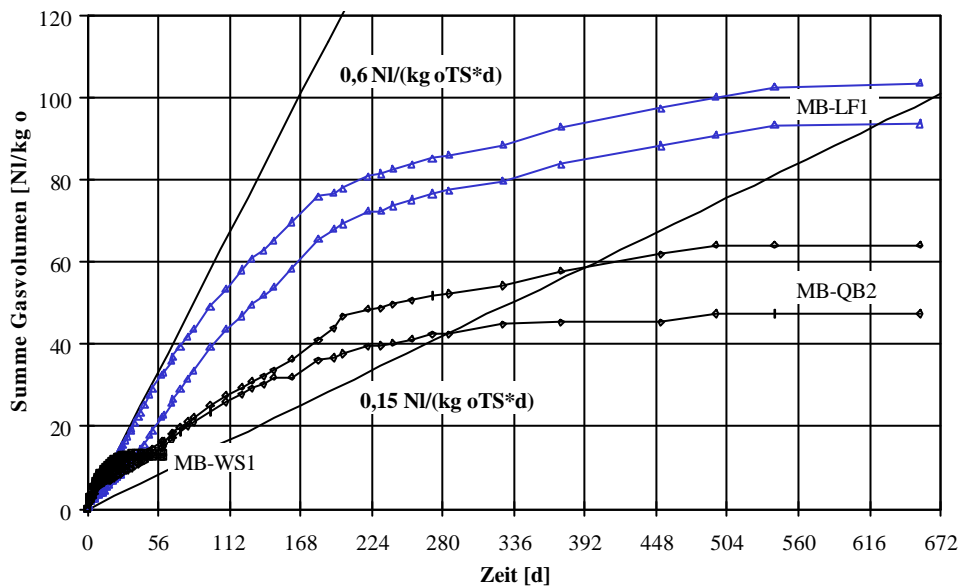


Abb. 2 Gasbildung im Gärtest bei 35°C, 90 Gew.-% FS Wassergehalt [Danhamer et al. 99]

72 Ringversuch

Auf der Basis eines ersten Laborvergleichs [vgl. Dach et al. 96] sowie durch Diskussion der verschiedenen Hausmethoden und weiterer Forschungsergebnisse wurde ein weiterer Ringversuch für die Parameter AT₄ und GB 21 durchgeführt, um deren Eignung zur Standardisierung zu testen. Die getesteten Methoden stehen in unmittelbarem Zusammenhang mit den endgültig verabschiedeten Methoden-

vorschriften, wie sie in Anhang I und II aufgeführt sind, und unterscheiden sich hauptsächlich im Bereich der Probenaufbereitung [Brockmann et al. 99].

Von einer nicht am Verbund beteiligten Anlage wurden jeweils drei Materialproben unterschiedlicher Behandlungsdauer zur Untersuchung verschickt:

Probe 1: MBA-Abfall, Behandlungsdauer ca. 2 Wochen

Probe 2: MBA-Abfall, Behandlungsdauer ca. 4 Wochen

Probe 3: MBA-Abfall, Behandlungsdauer ca. 8 - 12 Wochen

Tab. 1 Ringversuchsergebnisse für die Parameter AT₄ und GB 21

Teilnehmer	AT ₄			GB 21		
	Probe 1 mg O ₂ / g TS	Probe 2 mg O ₂ / g TS	Probe 3 mg O ₂ / g TS	Probe 1 L/kg TS	Probe 2 L/kg TS	Probe 3 L/kg TS
Nr. 1	15,5	9,5	8,7	23,7	18,2	19,1
Nr. 2	15,8	12,4	9,4	n.b.	n.b.	n.b.
Nr. 3	14,9	10,9	8,6	a.M.	a.M.	a.M.
Nr. 4	15,2	9,7	7,9	36,2	16,0	14,9
Nr. 5	13,4		7,0	37,0	18,9	10,1
Nr. 6	18,6	11,1	8,5	n.b.	n.b.	n.b.
Nr. 7	16,1	9,3	6,4	a.M.	a.M.	a.M.
Nr. 8	17,5	11,5	7,5	n.b.	n.b.	n.b.
Nr. 9				n.b.	n.b.	n.b.
Nr. 10	n.b.	n.b.	n.b.	29,0	14,0	13,0
Nr. 11	17,5	10,0	9,3	a.M.	a.M.	a.M.
Nr. 12	a.M.	a.M.	a.M.	n.b.	n.b.	n.b.
Nr. 13	14,4	9,6	8,7	43,0	14,7	19,7
Nr. 14	15,3	10,4	9,9	23,3	12,1	9,3
Nr. 15	20,3	9,5	6,4	37,5	15,9	16,8
Nr. 16	16,7	10,8	8,5	33,6	14,0	12,2
Mittelwert	16,25	10,39	8,22	32,91	15,48	14,39
Standardabweichung	1,86	0,96	1,11	7,00	2,27	3,92
Vergleichs-VK	11,43%	9,28%	13,55%	21,28%	14,65%	27,24%

n.b. = nicht bestimmt

a.M. = abweichende Methode

Von jeder Probe wurden 2-3 kg Frischmaterial (analysenfertig auf eine Korngröße < 10 mm) versandt. Das Impfmateriel für den GB 21 wurde von der Fraunhofer Gesellschaft – Institut Grenzflächen und Bioverfahrenstechnik in Stuttgart zur Verfügung gestellt.

Die Ringversuchsergebnisse für die Parameter AT₄ und GB 21 sind in Tabelle 1 aufgeführt. Die in der Tabelle grau unterlegten Felder wurden als Ausreißer (Typ 2) ermittelt und bei der Berechnung der Mittelwerte nicht berücksichtigt. Die Ergebnissfelder der Laboratorien, die an der Untersuchung des jeweiligen Parameters nicht teilgenommen haben, sind mit n.b. gekennzeichnet. Die Ergebnissfelder der Laboratorien, die, z.T. aufgrund interner Probleme, stark abweichende Methoden verwendet haben, sind mit a.M. gekennzeichnet.

Die für die zu überprüfenden Methoden erhaltenen Vergleichs-Variationskoeffizienten sind mit etwa maximal 14 % für AT₄ und 27 % für GB 21 vor dem Hintergrund der schwierigen Matrix und der Instabilität biologischer Prozesse als absolut ausreichend anzusehen.

73 Fazit

Die genannten Parameter können auf Basis einer einheitlichen Methode die biologische Restaktivität von MBA-Abfällen charakterisieren.

Die vorgestellten Methodenvorschriften sind geeignet, bei Anwendung durch verschiedene Prüflaboratorien vergleichbare Ergebnisse zu erzielen. Dies konnte anhand des durchgeführten Ringversuchs mit den erzielten Vergleichs-Variationskoeffizienten bestätigt werden. Es ist sinnvoll, die festzusetzenden Grenzwerte für GB 21 und AT₄ auf diese Methoden abzustimmen.

Es wird als notwendig angesehen, beide Methodenvorschriften nach einem angemessenen Zeitraum, in dem Erfahrungen mit der Durchführung gesammelt und ausgetauscht werden können, einer eingehenden Überprüfung und Überarbeitung zu unterziehen.

74 Literatur

- Binner et al. 99 Binner, E.; Zach, A.: Beurteilung der Reaktivität von Endprodukten aus mechanisch-biologischen Behandlungsanlagen. Waste Magazin 1/1999
- BMU 99 Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit: BMU legt Eckpunkte für die Zukunft der Entsorgung von Siedlungsabfällen vor. BMU-Pressemitteilung vom 20.08.1999
- Brockmann et al. 99 Brockmann, Ch., Bockreis, A.; Danhamer, H.; Jager, J.: Analytische Qualitätssicherung im Verbundvorhaben. Verbundvorhaben Mechanisch-biologische Behandlung von zu deponierenden Abfällen. Beiträge der Ergebnispräsentation. Potsdam 1999
- Bröker et al. 2000 Bröker, E.; Ketelsen, K.: Untersuchung von Restabfällen mit dem Gärtest. Entsorgungspraxis. EP 1-2/2000
- Dach 98 Dach, J.: Zur Deponiegas- und Temperaturentwicklung in Deponien mit Siedlungsabfällen nach mechanisch-biologischer Abfallbehandlung. Dissertation. Schriftenreihe WAR der TU Darmstadt, Bd. 107, Darmstadt 1998
- Dach et al. 96 Dach, J.; Danhamer, H.; Jager, J.: Ergebnisse eines Laborvergleiches zur Harmonisierung des Gärtests für feste Siedlungsabfälle. Waste Reports 4, 1996
- Dahamer 99 Danhamer, H.; Jager, J.: Gasbildung mechanisch-biologisch vorbehandelter Abfälle – Einfluß der Temperatur und des Wassergehalts. Entsorgungspraxis. EP 4/1999
- UBA 99 Umweltbundesamt Berlin (III 4): Bericht zur "Ökologischen Vertretbarkeit" der mechanisch-biologischen Vorbehandlung von Restabfällen einschließlich deren Ablagerung. Berlin Juli 1999

Anschrift der Autoren:

Dipl.-Ing. Anke Bockreis, Dr. rer. nat. Christiane Brockmann, Prof. Dr. Johannes Jager
Technische Universität Darmstadt
Institut WAR, Fachgebiet Abfalltechnik,
Petersenstr. 13
64287 Darmstadt

BMBF-Verbundvorhaben

„Mechanisch-biologische Behandlung von zu deponierenden Abfällen“

AT₄

1. Testgerät:

- Die Bestimmung des AT₄ erfolgt mit einem Sapromat, Respiromat oder einem gleichwertigen Gerät. Alle Abweichungen von der nachfolgend aufgeführten Methode sind zu dokumentieren.

2. Temperatur:

- 20 ± 1°C im temperierten Wasserbad oder Klimaraum.

3. Probenlagerung:

- Innerhalb von 48 h nach der Probennahme müssen die Probenaufbereitungen abgeschlossen und der Test gestartet sein. In diesem Zeitraum sind Temperaturen über 4°C maximal 24 h zulässig. Ist diese Vorgehensweise nicht zu gewährleisten, so ist die Probe innerhalb von 24 h nach der Probennahme bei – 18 bis – 20 °C einzufrieren. Das Einfrieren der Probe ist bei der Auswertung zu dokumentieren. Das schonende Auftauen der Probe soll innerhalb von 24 h erfolgen, dabei darf die Temperatur 20°C nicht überschreiten.

4. Probenaufbereitung:

- Die Originalprobe ist in ihrer Gesamtheit feucht auf < 10 mm zu zerkleinern. Gegebenenfalls können Störstoffe (Glas, Steine und Metalle) vor dem Zerkleinern ausgeschleust werden. Ihre Massenanteile sind bei der Auswertung des Versuchs zu berücksichtigen.

5. Einstellung des Wassergehaltes:

- 300 g der aufbereiteten Probe werden mit 300 ml Leitungswasser angefeuchtet und in die in Anhang 1 beschriebene Apparatur überführt. Nach Auflegen des Deckels und Abdichtung wird ein Unterdruck von ca. 100.000 Pa (Wasserstrahlvakuum) angelegt und über 30 min gehalten. Das abfiltrierte Wasservolumen ist zu bestimmen und von den zugegebenen 300 ml Leitungswasser abzuziehen. Die so ermittelte Wassermasse ist dem Teil der Probe zuzugeben, der in die Testapparatur eingebaut wird.
Liegt der Wassergehalt der einzusetzenden Probe über dem ermittelten Wassergehalt, so ist die Probe ohne weiteres Anfeuchten in die in Anhang 1 beschriebene Apparatur zu überführen, über 30 min dem Unterdruck in der Saugnutsche auszusetzen und in die Testapparatur einzubauen.

6. Probenmasse:

- Es werden 40 g Probe, die auf den oben ermittelten Wassergehalt eingestellt wurde, eingesetzt.

7. Anzahl der Parallelansätze:

- Die Proben werden in drei Parallelansätzen untersucht.

8. Versuchsdauer und Auswertung:

- Der Bewertungszeitraum beträgt 4 Tage und beginnt nach der anfänglichen lag-Phase. Die lag-Phase ist beendet, wenn der mittlere Sauerstoffverbrauch, ausgedrückt als 3-Stunden-Mittelwert, 25 % des Wertes beträgt, der sich als 3-Stunden-Mittelwert im Bereich der größten Steigung des Sauerstoffverbrauchs innerhalb der ersten 4 Tage ergibt.
Die Masse des in der lag-Phase verbrauchten Sauerstoffs wird von der Masse des in der gesamten Versuchsdauer (lag-Phase + 4 Tage) verbrauchten Sauerstoffs abgezogen und darf nicht mehr als 10 % des Gesamtwertes betragen. Ansonsten darf die Bestimmung nicht

gewertet werden.

Die Meßwerte sind stündlich zu erfassen.

- Zur Darstellung der Analysenfunktion und der 3-Stunden-Mittelwerte werden auf der x-Achse die Versuchsdauer (in Stunden) und auf der y-Achse die summierten Sauerstoffmassen (in mg O₂ je g Trockenmasse) aufgetragen.

9. Angabe des Ergebnisses:

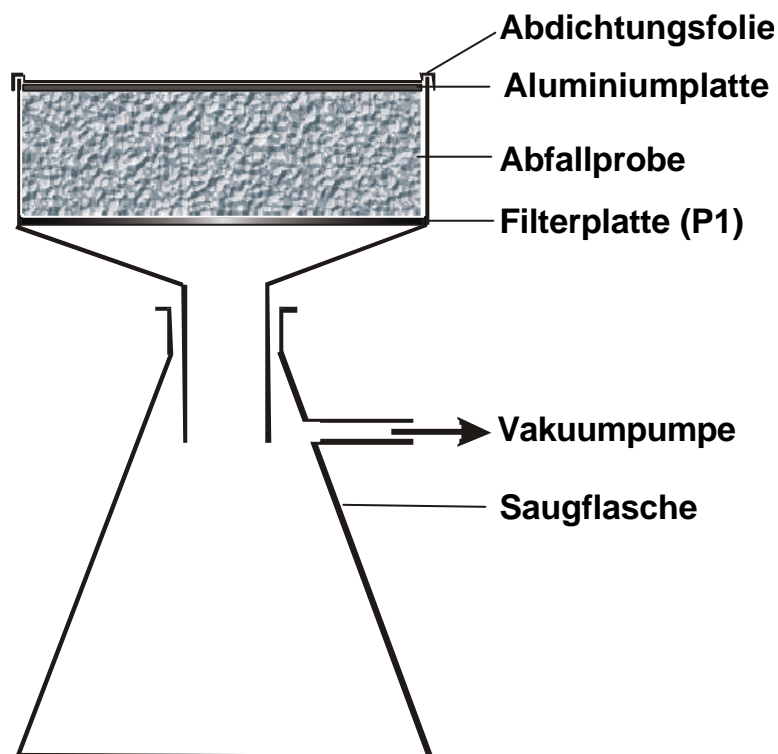
- Das Ergebnis wird mit zwei signifikanten Stellen in mg O₂ je g Trockenmasse angegeben. Es sind der Mittelwert und die Standardabweichung anzugeben. Weicht ein einzelner Wert der Dreifachbestimmung mehr als 20 % vom Mittelwert ab, so ist der Wert als Ausreißer zu eliminieren. Die Berechnung des neuen Mittelwertes erfolgt aus den 2 verbleibenden Werten.

10. Gleichwertigkeit anderer Verfahren:

- Die Anwendung gleichwertiger Methoden oder der Ersatz einzelner Arbeitsschritte oder Festlegungen der oben genannten Methode durch gleichwertige Maßnahmen ist zulässig. Der Nachweis der Gleichwertigkeit ist durch den Anwender zu erbringen.

Apparatur:

Geräte: Saugflasche, vakuumfest, Inhalt 1 bis 2 Liter, mit Gummikonus
Filternutsche, Durchmesser 120 mm, Filterplatte (P1), Inhalt 1 Liter, Ausführung mit senkrechten Seitenwänden
Aluminiumplatte, Durchmesser gleich Innendurchmesser Nutsche
Vakuumpumpe und Unterdruckmanometer



Schema der Apparatur zur Einstellung des Wassergehalts

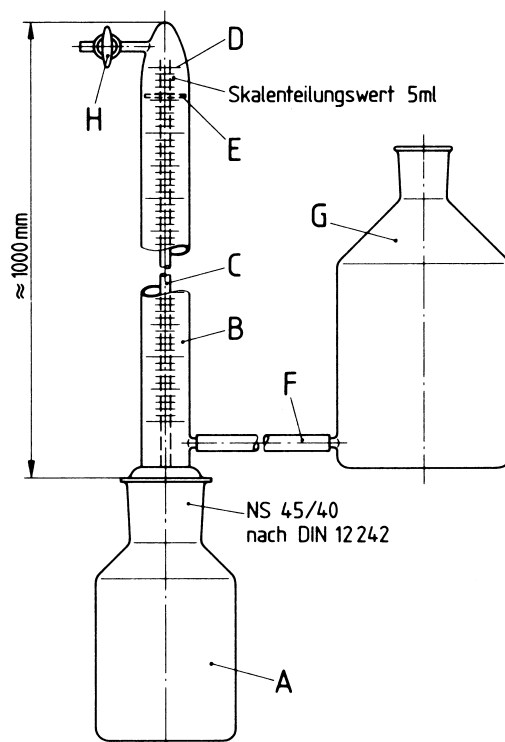
BMBF-Verbundvorhaben
„Mechanisch-biologische Behandlung von zu deponierenden Abfällen“
GB 21

1. Allgemeines:

- Der Gärtest wird auf Grundlage der DIN 38 414 Teil 8 (DEV S8) mit Modifikationen (s. Punkte 4 – 11) durchgeführt. Alle Abweichungen von der nachfolgend aufgeführten Methode sind zu dokumentieren.

2. Versuchsaufbau und Gasmessung:

- Für die Durchführung der Bestimmung wird eine Apparatur nach Bild 1 verwendet.
„Sie besteht aus einem Eudiometerrohr (B) mit einem Volumen von 300 bis 400 ml, das von oben nach unten graduiert ist (Skalenteilungswert 5 ml) und mit einem Glasschliff auf die Standflasche (A), Volumen etwa 500 ml, aufgesetzt wird. Durch den Boden des Eudiometerrohres geht ein Verbindungsrohr (C), das dem in der Standflasche entwickelten Faulgas den Eintritt in das Meßrohr ermöglicht. Das Verbindungsrohr wird durch vierseitig angebrachte Glasstäbe in der Position gehalten (E). Am unteren Ende des Eudiometerrohres ist eine Glasolive angebracht, von der eine ausreichend lang bemessene Schlauchverbindung (F) zu einem Niveaugefäß (G) aus Glas oder Kunststoff (Volumen mindestens 750 ml) führt. Am oberen Ende des Eudiometerrohres ist ein Kegelhahn (H) zur Entnahme von Gasproben und zur Einstellung des Nullpunktes (D) angebracht.“ [DIN 38 414 Teil 8, Seite 3]
- *„Sperrflüssigkeit: 30 ml Schwefelsäure, H_2SO_4 ($\rho = 1,84$ g/ml), werden zu 1 l destilliertem Wasser gegeben; in dieser Mischung werden unter leichtem Erwärmen 200 g Natriumsulfat-Decahydrat, $Na_2SO_4 \cdot 10 H_2O$, gelöst. Die Lösung wird durch Zugabe einiger Tropfen Methylorange-Lösung (0,1 g Methylorange-Natriumsalz gelöst in 100 ml destilliertem Wasser) rotorange gefärbt. Die Sperrflüssigkeit ist bei Raumtemperatur aufzubewahren. Bei niedrigen Temperaturen kann Natriumsulfat auskristallisieren, das erst durch Erwärmen der Mischung wieder in Lösung gebracht werden muß.“* [DIN 38 414 Teil 8 – Seite 3]
- *„Die Standflasche (A) wird mit der angegeben...“* Menge Probe, Impfschlamm und Wasser *„... gefüllt; die in der Flasche enthaltene Luft wird mit Stickstoff verdrängt und das Eudiometerrohr (B) aufgesetzt. Mit Hilfe des Niveaugefäßes (G) wird bei geöffnetem Hahn (H) des Eudiometerrohres das Niveau der Sperrflüssigkeit auf die 0-Marke eingestellt. Dabei darf auf keinen Fall Sperrflüssigkeit in das Verbindungsrohr (C) und damit in...“* den Probenraum *„... übertreten. Das Niveaugefäß muß noch etwa zu einem Viertel gefüllt sein. Anschließend wird der Hahn (H) geschlossen. Die Standflasche (A) mit der...“* Probenmischung *„...ist im Dunkeln aufzubewahren. Das entwickelte Gasvolumen wird jeweils bei Niveaugleichheit der Sperrflüssigkeit mit dem Eudiometerrohr und Niveaugefäß abgelesen, nachdem vorher der Inhalt der Standflasche (A) vorsichtig umgeschwenkt wurde.“* [DIN 38 414 Teil 8, Seite 5]
- *„Bei jeder Ablesung des Gasvolumens im Eudiometerrohr sind Temperatur und Luftdruck zu bestimmen, um das Gasvolumen auf den Normstand umrechnen zu können. Das Niveau der Sperrflüssigkeit wird – je nach Gasentwicklung – nach jeder oder nach mehreren Ableseungen bei geöffnetem Hahn (H) auf 0 eingestellt; dabei darf keine Luft durch den Hahn (H) angesaugt werden.“* [DIN 38 414 Teil 8, Seite 5]



- A Standflasche mit Schlammprobe, Inhalt 500 ml, z. B. Standflasche DIN 12 039 – W 500
- B Eudiometerrohr, Inhalt 300 bis 400 ml, Durchmesser 30 bis 35 mm, Skalenteilungswert 5 ml
- C Verbindungsrohr, Durchmesser etwa 6 mm
- D Nullmarke
- E Haltestifte bzw. Abstandhalter oder Lochverbindung zwischen Mantel des Eudiometerrohres und Verbindungsrohr
- F Schlauchverbindung
- G Niveaugefäß, Inhalt min. 750 ml, z. B. Stutzenflasche DIN 12 037 – K 1
- H Einweg-Kegelhahn, z. B. Küken DIN 12 541 – EM 3

Bild 1 Versuchsanordnung zur Bestimmung des Faulverhaltens von Schlamm (DIN 38 414 Teil 8, Seite 6)

3. Temperatur:

- $35 \pm 1^\circ\text{C}$ im temperierten Wasserbad oder Klimaraum [nach DIN 38 414 Teil 8].

4. Probenlagerung:

- Innerhalb von 48 h nach der Probennahme müssen die Probenaufbereitungen abgeschlossen und der Test gestartet sein. In diesem Zeitraum sind Temperaturen über 4°C maximal 24 h zulässig. Ist diese Vorgehensweise nicht zu gewährleisten, so ist die Probe innerhalb von 24 h nach der Probennahme bei -18 bis -20°C einzufrieren. Das Einfrieren der Probe ist bei der Auswertung zu dokumentieren. Das schonende Auftauen der Probe soll innerhalb von 24 h erfolgen, dabei darf die Temperatur 35°C nicht überschreiten.

5. Probenaufbereitung: Aufbereitung der Probe auf < 10 mm:

- Die Originalprobe ist in ihrer Gesamtheit feucht auf < 10 mm zu zerkleinern. Gegebenenfalls können Störstoffe (Glas, Steine und Metalle) vor dem Zerkleinern ausgeschleust werden. Ihre Massenanteile sind bei der Auswertung des Versuchs zu berücksichtigen.

6. Impfschlamm:

- „Als Impfschlamm eignet sich Faulschlamm einer kommunalen Kläranlage, der keiner meßbaren Hemmung während der Faulung unterlegen ist und der etwa einen Monat unter den nachstehenden Bedingungen gehalten wurde. Er darf keine größeren Teile enthalten und soll möglichst wenig Gas entwickeln. Es ist zweckmäßig, ein größeres Volumen (etwa 10 l) des Impfschlammes mit etwa 5 % Trockenrückstand unter anaeroben Bedingungen im geschlossenen System bei $(35 \pm 1) ^\circ\text{C}$ bereitzuhalten, um eine größere Anzahl von Untersuchungen gleichzeitig durchführen zu können. Im letzten Fall ist dafür Sorge zu tragen, daß die Umgebungstemperatur keinen größeren Schwankungen unterliegt (z.B. Abdeckung der Apparatur durch eine Haube o. ä.). Dem Impfschlamm...“ kann „... bei der weiteren Lagerung alle 2 Wochen ein geringer Volumenanteil an faulfähigen Stoffen (etwa 0,1 %) in Form von Rohschlamm...“ zugesetzt werden. „... Der Rohschlamm muß frei von toxischen Stoffen sein und sollte keine größeren Teile enthalten. Nach jeder Zugabe muß gründlich gemischt werden. Dieser Impfschlamm darf erst 1 Woche nach der letzten Rohschlammzugabe für den Versuchsansatz verwendet werden.“ [DIN 38 414 Teil 8, Seite 4]

7. Probenmasse:

- Es werden 50 g der aufbereiteten Probe in die Versuchsanlage eingesetzt. Die Proben werden mit 50 ml Impfschlamm versetzt und der Ansatz mit Leitungswasser auf 300 ml aufgefüllt.

8. Referenzansatz:

- Zur Kontrolle der Gasbildung des Impfschlammes wird Mikrokristalline Cellulose eingesetzt. Dazu werden 1 g Cellulose mit 50 ml Impfschlamm versetzt und der Ansatz mit Leitungswasser auf 300 ml aufgefüllt. Der Referenzansatz kann während der gesamten Versuchsdauer gerührt werden.
- Bei dem Referenzansatz müssen mindestens 400 NI/kg erreicht werden, anderenfalls sind die Ergebnisse zu verwerfen und die Versuchsbedingungen und der Impfschlamm müssen überprüft werden.

9. pH-Wert:

- Der pH-Wert des Testansatzes muß bei Beginn und Ende gemessen werden.
- Wird ein pH-Wert von 6,8 unter- oder von 8,2 überschritten, so darf die Bestimmung nicht gewertet werden. Wird der pH-Wert schon zu Beginn über- bzw. unterschritten und zur Einstellung des pH-Wertes ein Alkalisierungsmittel (Natronlauge oder Kalilauge) bzw. Salzsäure zum Senken des pH-Wertes verwendet, so ist dies bei der Angabe des Ergebnisses zu dokumentieren.

10. Anzahl der Parallelansätze:

- Die Proben werden in drei Parallelansätzen untersucht.
- Impfschlamm und Cellulose werden in zwei Parallelansätzen untersucht.

11. Versuchsdauer und Auswertung:

- Die Ermittlung der gebildeten Gasvolumina erfolgt analog DIN 38 414 Teil 8, Nr. 10:

Vorlage für die Datensammlung und Berechnung für jeden Ansatz ist Tabelle 1. Mit folgender Gleichung ist die Berechnung des Normvolumens des in den einzelnen Zeitschnitten gebildeten Gases durchzuführen:

$$V_0 = V \cdot \frac{(p_L - p_w) \cdot T_0}{p_0 \cdot T} \quad (1) \text{ [nach DIN 38 414 Teil 8, S. 8]}$$

V_0	Gasvolumen, in ml
V	gebildetes Gasvolumen, in ml
p_L	Luftdruck zum Zeitpunkt der Ablesung, in mbar
p_w	Dampfdruck des Wassers bei der Temperatur des umgebenden Raumes, in mbar
T_0	Normtemperatur, $T_0 = 273 \text{ K}$
p_0	Normdruck, $p_0 = 1013 \text{ mbar}$
T	Temperatur des Gases bzw. des umgebenden Raumes, in K

Tabelle 1 Muster für die Auswertung des Tests [nach DIN 38 414 Teil 8, S. 9]

1	2	3	4	5	6	7
Datum	Uhrzeit	Gebildetes Gasvolumen	Temperatur	Dampfdruck des Wassers	Luftdruck	Normvolumen
		V ml	T K	p_w mbar	p_L mbar	V_0 Nml

Das Versuchsprotokoll nach Tabelle 1 ist für jede angesetzte Mischung aus der Probe ($V_0 \cong V_P$), dem Referenzansatz ($V_0 \cong V_R$) und dem Impfschlamm ($V_0 \cong V_{IS}$) zu führen. Das angefallene Gasvolumen wird schrittweise in der Reihenfolge der Ablesungen summiert. Änderungen des Totvolumens, aufgrund veränderter Temperatur- und Druckverhältnisse zwischen den Ablesungen, sind unerheblich und können deshalb vernachlässigt werden. [DIN 38 414 Teil 8]

Für die weitere Berechnung sind die Gasvolumina der Probe sowie des Impfschlammes (als arithmetische Mittel des Doppelansatzes) in Tabelle 2 einzutragen.

Das Netto-Gasvolumen (V_N) der Probe ergibt sich für gleiche Versuchszeiten als Differenz der Gasvolumina von Probe sowie des arithmetischen Mittels des Doppelansatzes für den Impfschlamm.

Die spezifische Gasbildung V_s von der Probe während der Versuchsdauer berechnet man von Ablesung zu Ablesung schrittweise nach der Gleichung:

$$V_s = \frac{\sum V_n \cdot 10^2}{m \cdot w_T} \quad (2) \text{ [nach DIN 38 414 Teil 8, S. 9]}$$

V_s	spezifisches, auf die Trockenmasse bezogenes gebildetes Gasvolumen während der Versuchszeit, in l/kg
$\sum V_n$	gebildetes Netto-Gasvolumen für die betrachtete Versuchsdauer, in ml
m	Masse der eingewogenen Probe, in g
w_T	Trockenmasse der Probe, in %

Tabelle 2 Muster für die Ermittlung der auf die Trockenmasse bezogenen Gasbildung [nach DIN 38 414 Teil 8, S. 10]

1	2	3	4	5
Versuchsdauer	Summe der Normvolumina	Anteiliges aus dem Impfschlamm entwickeltes Normvolumen	Netto-Gasvolumen der Probe (Spalte 2 – Spalte 3)	Spezifische Gasbildung, bezogen auf die Trockenmasse
d	V_P Nml	V_{IS} Nml	(V_N) Nml	V_S NI/kg

- Bezugsgröße für die Gasbildung ist die Trockenmasse der Probe [NI/kg TS].
- Der Bewertungszeitraum beträgt 21 Tage und beginnt nach der anfänglichen lag-Phase. Die lag-Phase ist beendet, wenn die mittlere Gasbildung, ausgedrückt als 3-Tage-Mittelwert, 25 % des Wertes beträgt, der sich als 3-Tage-Mittelwert im Bereich der größten Steigung der Gasbildungsfunktion innerhalb der ersten 21 Tage ergibt.
- Das Volumen des in der lag-Phase gebildeten Gases wird vom Volumen des in der gesamten Versuchsdauer (lag-Phase + 21 Tage) gebildeten Gases abgezogen und darf nicht mehr als 10 % des Gesamtwertes betragen. Ansonsten darf die Bestimmung nicht gewertet werden.
Bis zum Erreichen der maximalen Gasbildungsrate ist arbeitstäglich abzulesen.
- Zur Darstellung der Analysenfunktion und der 3-Tage-Mittelwerte werden auf der x-Achse die Versuchsdauer (in Tagen) und auf der y-Achse die summierten Gasvolumina (in NI/kg Trockenmasse) aufgetragen.

12. Angabe des Ergebnisses:

- Das Ergebnis wird mit zwei signifikanten Stellen in NI/kg Trockenmasse angegeben. Es sind der Mittelwert und die Standardabweichung der Dreifachbestimmung anzugeben. Weicht ein einzelner Wert der Dreifachbestimmung mehr als 20 % vom Mittelwert ab, so ist der Wert als Ausreißer zu eliminieren. Die Berechnung des neuen Mittelwertes erfolgt aus den 2 verbleibenden Werten.
- Das Ergebnis für die Referenzansätze ist anzugeben.

13. Gleichwertigkeit anderer Verfahren:

- Die Anwendung gleichwertiger Methoden oder der Ersatz einzelner Arbeitsschritte oder Festlegungen der oben genannten Methode durch gleichwertige Maßnahmen ist zulässig. Der Nachweis der Gleichwertigkeit ist durch den Anwender zu erbringen.

Zitierte Normen

DIN 38 414 Teil 8 Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung; Schlamm und Sedimente (Gruppe S); Bestimmung des Faulverhaltens (S 8); Beuth Verlag GmbH; Berlin 1985

Anforderungen an eine sichere Deponie - mögliche Nachsorgestrategien am Beispiel der Deponie Halle-Lochau

G. Rettenberger

75 Einleitung

Die Anforderungen der TA Siedlungsabfall an eine sichere Deponie basieren im Wesentlichen auf dem sogenannten Multibarrierenkonzept. Dabei wird einem vorbehandelten Abfall noch so viel Umweltrelevanz unterstellt, daß er durch eine hermetische Abkapselung in Form einer Basis- und Oberflächenabdichtung von der Umgebung abgeschirmt wird. Ein Austausch von Stoffen sowohl in die Deponie hinein als auch aus der Deponie heraus ist damit weitestgehend unterdrückt.

Prinzipiell kann dieses Ziel der Unterdrückung eines Stoffaustausches technisch auch anders als mit Abdichtungen erreicht werden. Solche Konzepte sehen im Grundsatz vor, eine gerichtete Wasserströmung so zu bewirken, daß das Grundwasser zwar der Ablagerung zuströmen, diese aber nicht unkontrolliert verlassen kann. Diese sogenannte hydraulische Lösung erfordert eine Absenkung des Grundwassers und eine Reinigung des belasteten Wassers, führt aber in Kombination mit einer Oberflächenabdichtung prinzipiell zu dem gleichen Ergebnis hinsichtlich der Umweltbeeinflussung wie die barrieregesicherte Deponie gemäß TA Siedlungsabfall. In der Praxis werden die hydraulischen Maßnahmen häufig mit Maßnahmen zur Minimierung der Wassermengen z. B. Dichtwände kombiniert.

Insbesondere bei den hydraulischen Maßnahmen wird deutlich, daß ein Ende des Abpumpens von Wasser nicht absehbar ist. Obwohl dies wirtschaftlich überhaupt kein Problem darstellt, wird dieser Umstand oftmals als ein Nachteil der hydraulischen Konzepte im Vergleich zu dem Multibarrierenkonzept gesehen. Aus der Tatsache allerdings, daß auch in TASI-Deponien nur solche Abfälle deponiert werden, die noch eine Umweltrelevanz besitzen, wird deutlich, daß bei der TASI-Deponie unterstellt wird, daß die Barrieren intakt sind und bleiben. Dies bedeutet somit, daß auch hier ein Ende der Überwachung und Instandsetzung nicht absehbar ist. Würde nämlich in der Zukunft eine Barriere versagen, wäre ein Austrag von Stoffen aus der Deponie in die Umwelt gegeben. Damit ließe sich insbesondere das Ziel einer nachsorgefreien(-armen) Ablagerung in einer Generation nicht erreichen.

Damit wird aber deutlich, daß die Frage der Umweltrelevanz eine Ablagerung durch den Abfall selbst bestimmt wird, d. h. von der Qualität und Fracht des Austrages in der Zukunft. Es ist bekannt, daß beide Faktoren über die Zeit exponentiell mit Halbwertszeiten von ca. 50 Jahren bei konventionellen Deponien ausklingen. Daher werden Nachsorgezeiträume von ca. 400 – 800 Jahren genannt. Jedoch ist bei den Untersuchungen deutlich geworden, daß der Stoffaustrag von dem Verhältnis Wasser zu Feststoff abhängt, d. h. von der Zeit unabhängig ist. Je länger es dauert, bis Werte über 6 – 10 erreicht werden, je länger dauert der Nachsorgezeitraum. So gesehen führt das Konzept der TASI-Deponie im naturwissenschaftlichen Kontext grundsätzlich zu einer Verlängerung des Nachsorgezeitraumes, eine Verkürzung könnte nur durch ein rasches Erreichen eines hohen Wasser- zu Feststoffverhältnis erreicht werden.

Vom Grundsatz her macht das auch Sinn, denn dieser Zustand könnte relativ früh, teilweise in der Betriebszeit bei noch neuen und intakten Sickerwasserreinigungsanlagen an der Deponie realisiert werden.

An dieser Stelle sei noch eine kleine Anmerkung zu der Art des Stoffaustrages gemacht. An Deponien findet dieser über die Gas- und Wasserphase statt, wobei der Austrag zu über 99 % über die Gasphase erfolgt. Da aber die Halbwertszeiten bei der Gasentwicklung mit 5 Jahren deutlich unter denen des Wasseraustrages von 50 Jahren liegen, wird der Nachsorgezeitraum einer Deponie ausschließlich durch den Wasseraustrag bestimmt, obwohl dieser, aus dem Blickwinkel eines Massenvergleiches betrachtet, untergeordnet ist.

Vor diesem Hintergrund befaßt sich der Beitrag mit den technischen Maßnahmen zur Verkürzung der Nachsorgephase und zur Langzeitsicherung der Deponie Halle-Lochau. Da bei der Deponie Halle-Lochau davon ausgegangen werden kann, daß sie durch geeignete technische Maßnahmen hydraulisch gesichert ist, ist der jetzige Zustand mit einem Barriersystem vergleichbar. Werden die hierfür erforderlichen Entwässerungsmaßnahmen eingestellt, so steigt der Grundwasserspiegel soweit an, daß der Deponiekörper im Grundwasser liegt. Er würde somit vom Grundwasser durchströmt werden. Dieser Zustand wäre, da er kontrollierbar ist, etwa mit dem Versagen einer Barriere nach TASI vergleichbar. Da aber nicht für alle Zukunft auszuschließen ist, daß die GW-Spiegel wieder sich selbst überlassen werden, wurde untersucht, unter welchen Bedingungen und welchem zeitlichen Ablauf eine Stabilisierung des Deponiekörpers durch eine Beeinflussung der Deponierung unter Berücksichtigung der Ziele des Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetzes (KrW-/AbfG) sowie der Technischen Anleitung Siedlungsabfall (TASI) erreicht wird, der auch eine Einstellung der Grundwasserhaltung ermöglichen würde. Dieser Zustand wäre bei TASI Deponien gegeben, wenn dort gezielt das Wasser: Feststoffverhältnis auf >6 innerhalb des Barriersystems eingestellt würde. Dies ist derzeit in der TASI nicht vorgesehen. Trotz fehlender Abdichtungssysteme und trotz ihrer Lage unter dem Grundwasserspiegel wird ein umweltverträglicher Weiterbetrieb der Deponie Halle-Lochau auch dann ohne künftige Umweltrisiken möglich, wenn das Stoffpotential der eingelagerten Abfälle bis zu einem bestimmten Mindestmaß gezielt und kontrolliert reduziert wird.

Bei der Behandlung von Deponiegut wird nach in situ-, on site- und off site-Stabilisierungen unterschieden. On site- und off site-Stabilisierungen sind bei einer Deponie mit einem Deponierückbau verbunden. Diese Varianten werden im Folgenden nicht weiter betrachtet, da sie zu nicht akzeptablen Kosten führen.

In Siedlungsabfalldéponien geht von biologisch abbaubaren organischen Substanzen und deren Abbauprodukten die größte und am längsten anhaltende Beeinflussung der Umwelt aus. Kontaminationen durch toxische organische Bestandteile und anorganische Bestandteile sind i. d. R. vernachlässigbar. Ziel ist somit die Reduzierung der biologisch abbaubaren organischen Substanzen und deren Abbauprodukte auf eine Konzentration, bei der eine Umweltgefährdung sicher ausgeschlossen werden kann. In Situ-Stabilisierungen können hierfür nach den folgenden beiden Prozessen erfolgen:

1. Intensivierte biologische Abbauprozesse und Austrag von organischen Substanzen aus dem Deponiekörper in Form von Methan und /oder Kohlenstoffdioxid durch die Gasphase bis zu einem sta-

bilen Zustand. Die biologischen Abbauprozesse können im anaeroben und aeroben Milieu durchgeführt werden.

2. Auslaugungsprozesse mit dem vorrangigen Ziel eines Austrages von organischen Substanzen in Form von löslichen oder suspendierbaren Bestandteilen oder als Schwebstoffe mit dem Sickerwasser bis zu einem Zustand, bei dem nur noch geringe Austräge gegeben sind.

In der Betriebsphase einer Deponie und in den ersten Jahren nach Verfüllung einer Deponie wird, wie erläutert, ein deutlich höherer Anteil an organischen Kohlenstoffverbindungen durch die Gasphase als durch die Sickerwasserphase ausgetragen. Die ersten Phasen werden somit sinnvollerweise mittels eines Austrags durch die Gasphase durchgeführt.

Um ein hohes Maß einer Stabilisierung zu erreichen, muß nach einem weitgehenden biologischen Abbau und dem Austrag der Abbauprodukte Methan und / oder Kohlenstoffdioxid mit der Gasphase in weiteren Stabilisierungsphasen eine Ausspülung der dann noch vorhandenen austragfähigen Stoffe stattfinden. Dies ist erforderlich, da eines der Abbauprodukte des biologischen Organikabbaus, Ammonium, nur in geringen Mengen über die Gasphase ausgetragen werden kann. Daneben verbleiben aus dem biologischen Abbau noch schwer oder nicht weiter abbaubare organische Restprodukte, die keiner Umsetzung in die Gasphase mehr zugänglich sind. Beide Komponenten werden unter natürlichen Randbedingungen langfristig mit dem Wassertransport aus der Ablagerung ausgetragen und können für die Umgebung der Deponie eine Belastung darstellen. Das zügige und weitgehende Ausspülen dieser Verbindungen durch Auslaugung und deren möglichst weitgehende Elimination durch Behandlung der Spülwässer ist deshalb ein wesentlicher Punkt zur Realisierung einer umweltverträglichen Ablagerung.

Übertragen auf die Situation an der Deponie Halle-Lochau wäre somit der optimale Effekt bezüglich einer Stabilisierung sinnvollerweise in einer Kombination aus intensivierten biologischen Umsetzungsprozessen und zusätzlicher Auslaugung durch Wasserzutritt zu erzielen. Durch die intensivierte biologische Umsetzung wird zu einem erheblichen Teil auch die Struktur des Abfallmaterials zerstört und dadurch die Auslaugfähigkeit wesentlich verbessert. Gleichzeitig wird dadurch der organische Kohlenstoff zu einem erheblichen Teil in Methan und/oder Kohlendioxid umgewandelt und gasförmig aus dem Abfall ausgetragen, so daß für diesen Teil keine langwierige Auslaugung erforderlich ist.

76 Rahmenbedingungen an der Deponie Halle-Lochau

Im Ostschlauch des Tagebaurestloches Lochau wird seit 1976 die Deponie Halle-Lochau betrieben. Das Tagebaurestloch ist eine beim Abbau von Braunkohle entstandene, etwa 50 bis 60 m tiefe Hohlform. Die Basis befindet sich bis zu 40 m unter dem natürlichen Grundwasserspiegel. Zur Trockenhaltung wird ein Entwässerungssystem betrieben.

Die Deponie wird bis zum Jahre 2005 in zwei Bereichen, einem Hausmüllbereich und einem Gewerbeabfallbereich, mit Restabfällen befüllt. Bis zu diesem Zeitpunkt beträgt die abgelagerte Menge etwa 16 Mio. Mg und die erreichte Höhe über der Deponiesohle etwa 20 bis 30 m. Danach soll die Deponie mit MBA-Output-Material und mit anderen Inertmaterialien, die die Anforderungen des Anhangs B der TA Siedlungsabfall einhalten, weiter verfüllt werden. Das MBA-Output-Material wird dabei hochverdichtet eingebaut und besitzt nach dem Einbau weitgehend wasserundurchlässige Eigenschaften.

An der Deponiebasis der Deponie Halle-Lochau befinden sich dichtende Schichten. Den seitlichen Rand der Deponie bilden in geringem Maße wasserundurchlässige Abraumkippen. Der freie Grundwasserspiegel in den umgebenden Böschungen befindet sich bei etwa 90 müNN. Der abgesenkte Grundwasserspiegel im Tagebaurestloch liegt zwischen 50 und 60 müNN. Durch die Entwässerungsmaßnahmen wird also ein Inversionsgradient zum Restloch in den hangenden Grundwasserleitern ausgelöst. Ein Großteil des zuströmenden Grundwassers wird über Fallfilter und eine Lokstrecke sowie über die Randriegel gefaßt und strömt somit nicht in die Deponie. Das restliche nicht gefaßte Wasser strömt

über die Abraumkippen in die Deponie und wird dort in der Sickerwasserdrainage mit dem Sickerwasser abgeleitet. Mittels einer Modellberechnung wurde nachgewiesen, daß eine allseitige Zuströmung von Wässern aus der Umgebung des Tagebaurestloches zu den Entwässerungssystemen gegeben ist, so daß der Deponiebetrieb mit den hydraulischen Sicherungselementen (Streckenentwässerung, Oberflächenwassergräben und Deponiesickerwasserdrainage) durch die Inversionsströmung stabil und umweltverträglich gesichert wird. Unter den gegebenen Rahmenbedingungen (Absenken des Sickerwasserstandes aufgrund der Sickerwassererfassung) war bei den bisherigen Messungen ein Eintrag von Deponiesickerwasser ins Grundwasser nicht feststellbar. Außerdem war auch kein Übertritt von Deponiesickerwasser zur Lokstrecke nachweisbar.

Zur Entgasung der Deponie werden derzeit Entgasungseinrichtungen installiert. Die Hausmülldeponie soll durch vertikale Gasbrunnen und durch Horizontaldrainagen aktiv und die Gewerbeabfalldeponie durch Horizontaldrainagen passiv und nur bei Bedarf aktiv entgast werden.

Bei einer Außerbetriebnahme der Entwässerungssysteme würde sich langfristig der Grundwasserspiegel im Bereich der Deponie an den großräumig vorhandenen natürlichen Grundwasserspiegel des umgebenden Geländes (etwa 96 bis 98 müNN) angleichen.

77 Grundsätzliche Überlegungen zum zukünftigen Deponiebetrieb

Die folgende Zusammenstellung gibt einen etwas vereinfachten und schematisierten Überblick über den technischen Einrichtungsstand einer Altdeponie, die entsprechend TASI zu betrachten ist, und dem der Deponie Halle-Lochau.

Im Gegensatz zu dem Barriersystem, bei dem die Emission zwar vermindert wird, die Stoffgefährlichkeit und das Inventar der Deponie aber unverändert bleibt, wird beim Stabilisierungskonzept gezielt das Inventar der Deponie verändert und so die Stoffgefährlichkeit herabgesetzt. Damit erniedrigt sich auch die Emission. Der Vorteil der zweiten Vorgehensweise besteht darin, daß die Barrieren nicht ständig überwacht und instandgesetzt werden müssen. Damit kann in überschaubaren Zeiträumen ein Endzustand der Nachsorge erreicht werden, während dieser bei Barrierekonzepten nicht abzusehen ist. Vielmehr verlängert eine Barriere die Nachsorgephase.

Tab. 1 Vergleich des technischen Einrichtungsstandes einer Altdeponie, die entsprechend TASI zu betrachten ist, und dem der Deponie Halle-Lochau

Bestandteil		Altdeponie	Deponie Halle-Lochau
Untergrund	TASI-Forderung	Umgebung nach dem Stand der Technik (St. d. T.)	
	Gegebenheit am Standort		Untergrund wenig durchlässig; Aufsteigender Druckgradient des Grundwasser; spätere zwangsläufige Flutung der Grube
	Ausgleich	Oberflächenabdichtung	Aktive biologische und hydraulische Maßnahmen zur Reduktion des Belastungspotentials
Basisabdichtung	TASI-Forderung	Basisabdichtung nach dem St. d. T.	
	Gegebenheit am Standort		Keine Basisabdichtung
	Ausgleich	Oberflächenabdichtung	Aktive biologische und hydraulische Maßnahmen zur Reduktion des Belastungspotentials
Entwässerungssystem	TASI-Forderung	Entwässerungssystem nach dem St. d. T.	
	Gegebenheit am Standort		derzeitiges Entwässerungssystem nicht optimal für Entwässerung geeignet (nicht Stand der Technik)
	Ausgleich	Oberflächenabdichtung	Entwässerungssystem für aktive biologische und hydraulische Maßnahmen (dafür sind erhebliche Modifizierungen erforderlich)
Entgasungssystem	TASI-Forderung	Gasfassung und –entsorgung / –nutzung nach dem St. d. T.,	
	Gegebenheit am Standort		Verbesserte Ausbeute durch Bewässerung, gezielte Beendigung der Gasbildung und Gasemission durch Luftemtrag
Abfalleinbau	TASI-Forderung	Abfalleinbau + Aufbau des Deponiekörpers nach dem St. d. T.	
	Gegebenheit am Standort		Einbau der Abfälle entspricht nicht dem Stand der Technik
	Ausgleich	Oberflächenabdichtung	Aktive biologische und hydraulische Maßnahmen zur Reduktion des Belastungspotentials der Abfälle
Oberflächenabdichtung	TASI-Forderung	Oberflächenabdichtung nach dem St. d. T. (TASI)	
	Gegebenheit am Standort		Für die vorgesehenen aktiven biologischen und hydraulischen Maßnahmen besteht keine Verwendung für ein Oberflächenabdichtungssystem nach TASI, da das Belastungspotential bis zur Umweltverträglichkeit reduziert werden soll; zusätzlich fließt im Endzustand ein Grundwasserstrom zwangsläufig unter der Oberfläche durch den Abfall

Im Vergleich zu der üblicherweise bei Altdeponien angewandten Reparaturmaßnahme (Oberflächenabdichten) hat bei der Deponie Halle-Lochau eine Oberflächenabdichtung keine Reparatur- oder Ausgleichsfunktion, da der wesentliche Wasserzustrom seitlich in die Deponie erfolgt.

Damit gibt es aber neben einem kompletten Rückbau der Deponie nur 2 Möglichkeiten für den Betrieb der Deponie Halle-Lochau:

- Betrieb entsprechend den Anforderung der TASI mit nachträglicher Basis- und Seitenabdichtung, was aber gegenüber dem jetzigen Zustand allenfalls einen erhöhten Sicherheitsstandard erbringen würde
- Neuausrichtung des Deponiebetriebes mit dem Ziel der weitgehenden Reduzierung des Belastungspotentials durch Beeinflussung (Stabilisierung, Inertisierung) des Deponiekörpers zur Absenkung des Austragspotentials durch biologische Umsetzung und Auslaugung von umweltschädigenden Inhaltsstoffen, was eine zusätzliche Sicherheit über die Forderung der TASI hinaus bedenkt.

Da die Möglichkeit nachträglicher Dichtungsmaßnahmen einen hohen Aufwand erfordern würde, durch das Verbleiben der Abfälle an Ort und Stelle aber kein langfristig geringeres Umweltrisiko erzielt würde, ist nur die zweite Lösung ein Weg, um am Standort eine deutliche Verbesserung der Nachsorgesituation zu erreichen. Diese wurde vom Verfasser in Zusammenarbeit mit Prof. Dr. Ing. H. J. Ehrig für den RP Halle untersucht.

78 Technische Möglichkeiten zur Inertisierung

78.1 Wasserinfiltration zur Erhöhung der biologischen Abbauleistung

78.1.1 Grundprinzip

Für den anaeroben biologischen Abbau der organischen Abfallanteile ist ein Mindestwassergehalt von deutlich über 30 Gew.% und für einen optimalen anaeroben mikrobiellen Abbau ein Wassergehalt ab etwa 40 Gew.% erforderlich.

Der in einem Deponiekörper angetroffene Wassergehalt ist stark von den jeweiligen Rahmenbedingungen des Deponiebetriebes (z. B. Art der abgelagerten Abfälle, Schüttgeschwindigkeit, Jahresniederschlagsmenge) abhängig. Bei einem geringen Gehalt an feuchten Abfällen, einer hohen Schüttgeschwindigkeit und einem geringen Jahresniederschlag ist der Abfall bereits bei der Ablagerung so trocken, daß dort kaum noch biologische Prozesse ablaufen können. Unabhängig von den Rahmenbedingungen einer Deponie kommt es außerdem in oberflächenabgedichteten Deponiebereichen mit der Zeit durch Konsolidierungsvorgänge zu einer Verringerung des Wassergehaltes. Folge davon ist eine Verringerung der biologischen Aktivität, so daß, v. a. bei bereits zu trocken eingebauten Abfällen, biologisch abbaubare Substanzen nicht mehr oder nur noch sehr langsam abgebaut werden.

Um diesen Effekten entgegenzuwirken und den Mikroorganismen die für den biologischen Abbau optimale Wassermenge zur Verfügung zu stellen, besteht die Möglichkeit, nach Abschluß eines Deponiebereiches mit hierfür geeigneten Systemen eine definierte Wassermenge in den Deponiekörper zu infiltrieren. Verwendet werden kann hierfür auch Sickerwasser, wobei dann allerdings darauf zu achten ist, daß es zu keinen Inkrustationen in den Bewässerungseinrichtungen bzw. Versalzungen kommt.

Durch die Deponiegutbefeuchtung mittels Wassereintrag soll der für den anaeroben biologischen Abbau optimale Wassergehalt eingestellt und damit die Mineralisierung der organischen Substanzen beschleunigt und die Deponiegasbildungsrate erhöht werden. Der Wassereintrag sorgt außerdem für eine Wasserbewegung in der Deponie. Diese ist für biologische Prozesse notwendig, um Nährsubstrate zu den immobilien Organismen an- und ihre Stoffwechselprodukte abzutransportieren.

Im Deponiekörper der Deponie Halle-Lochau liegt der Wassergehalt aufgrund der Rahmenbedingungen bei der Abfalleinlagerung (z. B. gut wasserdurchlässiger DDR-Müll in den tieferen Schichten, re-

lativ rasches Aufbringen von Zwischenabdeckungen seit dem Jahre 1993, Nutzung einer Asche/Klärschlamm-Mischung mit hohem Wasserspeichervermögen für die Zwischenabdeckungen seit dem Jahre 1995) bereits vor dem Aufbringen einer Oberflächenabdichtung weit unterhalb des für den mikrobiellen anaeroben Abbau organischer Substanzen optimalen Wassergehaltes (Wassergehalt in den ungesättigten Bereichen des Deponiekörper der Deponie Halle-Lochau: Im Hausmüllbereich i. M. 24 Gew.% und im Gewerbeabfallbereich i. M. 16 Gew.%).

Der Effekt des Vorliegens eines trockenstabilisierten Abfalls wird sich durch den geplanten hochverdichteten Einbau von MBA-Output bzw. anderen Inertabfällen über dem zu sanierenden Deponiekörper ab dem Jahre 2005 noch verstärken, da hierdurch keine nennenswerten Mengen an Niederschlagswasser mehr in den zu stabilisierenden Deponiekörper vordringen werden. Durch die fehlende Zufuhr von Wasser kommt es mit der Zeit schwerkraftbedingt zur Ausbildung eines Feuchtigkeitsprofils mit von oben nach unten zunehmendem Wassergehalt, so daß im oberen Bereich der Deponie der Mineralisierungsprozess noch stärker gehemmt, möglicherweise sogar (ab Wassergehalten < 15 Gew.%) völlig unterbunden wird. Würden die organischen Substanzen nicht abgebaut, hätte dies zur Folge, daß es bei Einstellung des Betriebes der Entwässerungssysteme und Einstau des Deponiekörpers zu einer unkontrollierten Gasentstehung kommen würde (die Intensität der Gasentstehung wäre hierbei von der Grundwassertemperatur und der Selbsterwärmung abhängig).

78.1.2 Technische Ausgestaltung

Voraussetzung für eine Wasserinfiltration ist zumindest [1]:

- ein funktionierendes Sickerwasserfassungssystem,
- ausreichende Standsicherheit des Deponiekörpers,
- ein funktionierendes Aktiventgasungssystem,
- Einrichtungen zur geregelten und kontrollierten Infiltration
- Einrichtungen zur Steuerung der Infiltrationsmenge und zur Kontrolle des Gas- und Wasserhaushaltes der Deponie

Die Infiltrationsanlage zur Erhöhung der biologischen Aktivität ist so auszulegen, daß die Befeuchtung gleichmäßig erfolgt und alle Bereiche der Deponie erfaßt werden. Beim Betrieb von Infiltrationsanlagen ist des Weiteren i. d. R. darauf zu achten, daß nur soviel Wasser zugegeben wird, wie der Müllkörper aufnehmen kann, ohne daß sich die abfließende Sickerwassermenge erhöht. Im Fall der Deponie Halle-Lochau ist diese Rahmenbedingung nicht so relevant, da nach dem biologischen Abbau eine Ausspülung vorgesehen ist. Aus wirtschaftlichen Gründen sollte in der Phase des biologischen Abbaus aber in jedem Fall eine Erhöhung der Sickerwassermenge vermieden werden.

Zur Infiltration von Wasser können die folgenden technischen Systeme eingesetzt werden:

Vertikalsysteme:

- Schluckbrunnen (ähnlich ausgebaut wie Gasbrunnen, allerdings mit geringerer Tiefe und dichter Anordnung)
- Sonden (gerammte oder gebohrte Stahlrohre, geschlitzt)
- Drainagegräben (mit Bagger ausgehoben (4 bis 5 Meter tief), kiesverfüllt und verrohrt)
- Sickerlöcher (Baggerlöcher, kiesverfüllt mit Vertikalrohr)

Horizontalsysteme:

- verrohrte Flächendrainagen unter der Abdichtung und/oder in tieferen Lagen
- Sonden (horizontal von der Böschung aus vorgetrieben)
- Sickerdrainagen (horizontal in verschiedenen Höhenlagen verlegt, kiesummantelt)

Die Zeitdauer der aktiven Deponiegasfassung im Hausmüllbereich richtet sich danach, wie lange sich effektiv Gas erfassen und ableiten läßt. Nach derzeit üblicher Praxis läßt sich eine Entgasung 3 bis 4 Halbwertszeiten nach Betriebsabschluß technisch sicher betreiben. Danach ist aufgrund eines zunehmenden Luftanteils mit schwankenden Gasmengen bei schlechter Gasqualität zu rechnen, so daß ab diesem Zeitpunkt eine aktive Entgasung beendet werden sollte. Zu diesem Zeitpunkt sind über 90 % der abbaubaren Substanz abgebaut.

Für die Infiltration kann Sickerwasser nach einer Sickerwasserbehandlung verwendet werden, wobei bei der Sickerwasserbehandlung jene Stoffe abgereichert werden müssen, die zu einer Zusetzung des Infiltrationssystems führen würden (Schwebstoffe sowie alle Stoffe die bei den möglichen Milieuänderungen zur Bildung schwer löslicher Substanzen oder zu Ausfällungen führen).

Außer Sickerwasser kann auch das auf der Oberfläche des MBA-Output-Deponiekörpers anfallende Oberflächenwasser und/oder das Wasser aus dem Entwässerungssystem für die Infiltration verwendet werden.

78.1.3 Leistungsfähigkeit

Zur Einstellung einer möglichst hohen Gasproduktion muß der Wassergehalt im Fall des Hausmüllbereiches der Deponie Halle-Lochau um mindestens 10 Gew.% erhöht werden. Dies ist mit üblichen Systemen leistbar, z. B. bei Versuchsfeldern auf der Deponie Erbenschwang [2], bei denen eine Bewässerung mit vertikalen Lanzen erfolgte, eine mittlere Erhöhung des Wassergehaltes von unter 30 auf über 40 Gew.% erzielt. Eine einheitliche Befeuchtung wird mit tiefendifferenziert wirkenden Sonden bzw. Brunnen mit Wasserzuführung unter Druck realisiert.

Für die Dimensionierung der Infiltrationsanlage ist die Durchlässigkeit des Deponiekörpers von großer Wichtigkeit. Diese ist aber nur in Versuchen zu ermitteln.

78.1.4 Bewertung des Verfahrens

In Abbildung 1 ist die aus Untersuchungen an der FH Trier abgeleitete Abhängigkeit der Halbwertszeit des Abbaus der organischen Substanz in der Deponie vom Wassergehalt beispielhaft dargestellt.

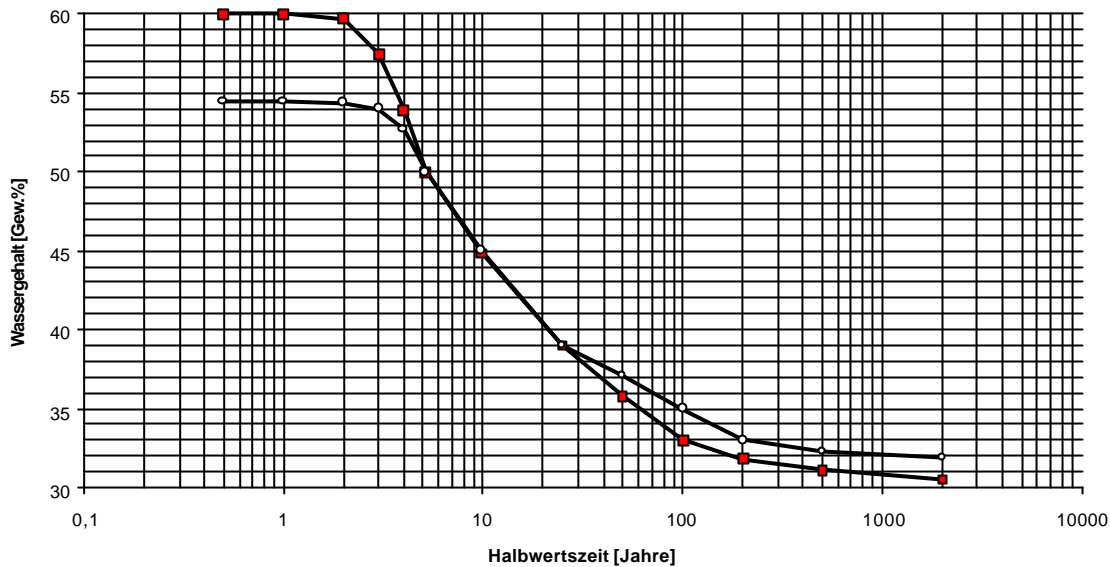


Abb. 1 Beispiel für Abhängigkeit der Halbwertszeit des Abbaus der organischen Substanz in der Deponie vom Wassergehalt - einfachlogarithmische Darstellung

Es wurden bei den o. g. Untersuchungen desweiteren folgende Ergebnisse ermittelt:

- Eine weitgehende Hemmung der Gasproduktion konnte bei einer Herabsetzung auf Wassergehalte ≤ 30 Gew.% beobachtet werden. Im Bereich zwischen 30 und 50 Gew.% bewirkt die Erhöhung des Wassergehaltes um 1 Gew.% eine Erhöhung der produzierten Gasmenge um etwa 3,5 %. Ab einem Wassergehalt von 50 Gew.% nimmt die Gasmenge zwar weiterhin zu, jedoch ist in diesem Bereich die Steigerung der durch die Wassergehaltserhöhung erzielbaren Zunahme der produzierten Gasmenge geringer.
- Bei zuvor trockenstabilisiertem Müll können nicht vollständig die Halbwertszeiten erzielt werden wie bei Müll, der bereits in seinem Ausgangszustand einen ausreichenden Wassergehalt aufweist.

78.2 In situ-Belüftung zur aeroben Stabilisierung

78.2.1 Grundprinzip

Bei der Stabilisierung durch In situ-Belüftung wird durch Belüftungsmaßnahmen im Deponiekörper eine aerobe Atmosphäre hergestellt. Dadurch wird der anaerobe biologische Abbau der organischen Substanzen zum Erliegen gebracht, da Luft für die Methanbakterien giftig ist und ein aerober biologischer Abbau der organischen Substanzen in Gang gesetzt.

78.2.2 Technische Ausgestaltung

Die In situ-Belüftung muß entsprechend dem Sauerstoffbedarf bemessen werden. Für Altdeponien kann ein mittlerer Luftbedarf von 100 bis 150 m³/Mg TS angesetzt werden (z. Vgl. Erforderliche Luftmenge bei frischem Restabfall: 830 m³/Mg TS). Im Fall der Deponie Halle-Lochau, wo eine intensivierte anaerobe Phase der Belüftung vorausgegangen ist, wird der mittlere Luftbedarf bei etwa 30 m³/Mg TS liegen.

Bei der technischen Umsetzung einer In situ-Belüftung müssen folgende Aspekte beachtet werden:

- Randzonen müssen durch Sauglanzen geschützt werden, damit kein Deponiegas unkontrolliert aus dem Behandlungsbereich entweichen kann.
- Der Explosionsschutz ist zu beachten:
- Zur Steigerung der aeroben Stabilisierung sollten zu trockene Deponiebereiche befeuchtet werden.
- Die Belüftungsleistung sollte hinsichtlich Zeitbedarf und Energiebedarf optimiert werden. Unter diesen Voraussetzungen ist für die aerobe In situ-Stabilisierung im günstigsten Fall ein Zeitbedarf von 1 bis 2 Jahren zu erwarten. Im Fall der Deponie Halle-Lochau sollte mit der Belüftung ein möglichst weitgehender Abbau erzielt werden. Entsprechend ist eine längere Belüftungszeit von 5 Jahren zu erwarten.
- Bestehende Gaserfassungsanlagen können in das Belüftungskonzept integriert werden.
- Da mit der Aerobisierung eine Temperaturerhöhung verbunden ist, sollte die Temperatur kontrolliert werden. Temperaturen > 80 °C sollten vermieden werden. An Bauteilen sind die entsprechenden Dimensionierungstemperaturen einzuhalten.

78.2.3 Leistungsfähigkeit

Es kommt zu einer deutlichen Reduzierung der anschließend noch auslaugbaren Frachten, da u. a.:

Die Stickstoffkonzentration (kritischster Parameter hinsichtlich der erforderlichen Auslaugungszeit bei einer Deponie) erheblich reduziert wird.

78.2.3.1 Deponiegasemissionen:

Hinsichtlich der Deponiegasemissionen wird ein Abbau organischer Substanzen nach der Belüftung deutlich schneller erfolgen, da die spezifischen TOC-Abbauleistungen beim aeroben Abbau um bis zu Faktor 5 höher als unter anaeroben Bedingungen liegen.

78.2.4 Bewertung des Verfahrens

Bei ausreichend stabilisiertem Deponiegut, sowie an der Deponie Halle-Lochau gegeben, kann die In situ-Stabilisierung für eine erhebliche Beschleunigung der Abbauvorgänge sorgen. In diesem Fall kann bei einer 5-jährigen Belüftungsphase bei Ansatz einer um durchschnittlich etwa Faktor 3,2 höheren TOC-Abbauleistung aufgrund der nichtlinearen Abnahme der anaeroben TOC-Abbauleistung etwa soviel Organik abgebaut werden wie bei etwa 80 Jahren anaerobem Abbau.

78.3 Wasserzutritt zur Auslaugung des Deponiekörpers

78.3.1 Grundprinzip

Aus Abfällen werden genauso wie aus allen anderen Stoffen beim Kontakt mit Wasser die wasserlöslichen Verbindungen mobilisiert. Bei einer Deponie erfolgt daher mit dem durchfließenden Sickerwasser eine Auslaugung von Stoffen. Die derzeitigen Kenntnisse über die Auslaugung von Abfällen mit dem Ziel, das vorhandene Stoffpotential zu reduzieren, wurden überwiegend in Laborversuchen gewonnen.

78.3.2 Technische Ausgestaltung

In den folgenden Abschnitten werden die unterschiedlichen Verfahren Einstau, Versickerung und Infiltration auf ihre Anwendbarkeit für die Deponie Halle-Lochau bewertet.

78.3.2.1 Einstau von Grundwasser

Grundsätzlich stellt der Einstau von Grundwasser und dessen späteres Abpumpen eine sehr interessante Form der Auslaugung dar. Eine wichtige Voraussetzung ist allerdings eine weitgehende Homogenität des auszulaugenden Materials. Nur dann kann auch eine gleichmäßige Auslaugung gewährleistet werden. Diese Grundvoraussetzung liegt bei der Deponie Halle-Lochau nicht vor. Damit ist eine gezielte und kontrollierte Auslaugung nicht möglich. Auf Grund von Erfahrungen an Deponien mit eingestauten Sickerwässern ist außerdem zu befürchten, daß eingestaute Bereiche des Hausmüllbereiches extrem langsam entwässern, während das Wasser aus dem Gewerbeabfallbereich relativ schnell abläuft.

78.3.2.2 Versickerung

Unter dem Begriff Versickerung wird der Eintrag von Wasser auf oder dicht unter der Abfalloberfläche verstanden. Angesichts der unterschiedlichen Ablagerungsbereiche in der Deponie Halle-Lochau (neben der Unterteilung in den Hausmüll- und den Gewerbeabfallbereich ist zusätzlich zu unterscheiden in Bereiche, die sich durch im Laufe der Zeit geänderte Einbautechniken und Abfallzusammensetzungen ergeben haben, zu berücksichtigen ist in diesem Zusammenhang z. B. der Wechsel von DDR-Müll zu Restabfall oder der Wechsel vom Einbau ohne Zwischenabdeckungen zum Einbau mit Zwischenabdeckungen) erscheint ein gleichmäßiger Wassereintrag in den Abfall mit einem weitgehenden drucklosen System nahe der Abfalloberfläche äußerst unwahrscheinlich. Besonders die Probleme mit dem Wasserhaushalt bei Mülleinbau mit Abdeckungen schließen diese Variante weitgehend aus. Gerade diese abgedeckten Bereiche erfordern eine weitgehende Auslaugung. Hier besteht die Gefahr, daß das zu versickernde Wasser auf schnellstem Wege einem Entwässerungssystem zufließt ohne größere Bereiche des Abfalls zu durchfließen.

78.3.2.3 Infiltration

Unter dem Begriff Infiltration wird hier das Einbringen von Wasser in den Abfallkörper durch Brunnen oder Sonden unter Druck verstanden. Mit einem derartigen System kann das Wasser in den Abfallkörper hineingepreßt werden und es kann sich an der Eintrittsstelle horizontal verteilen, so daß mit einer erhöhten Sicherheit eine sehr weitgehende Verteilung und Auslaugung erfolgt. Durch höhenmäßige Abstufung dieser Infiltrationssysteme kann das Wasser gezielt in unterschiedliche Tiefen und damit Abfallbereiche gegeben werden und so den Anforderungen, die sich aus der Überwachung des Systems und der Effektivitätsüberprüfung ergeben, angepaßt werden. Das wiederum hat deutliche positive Auswirkungen auf die Kosten der langfristigen Sickerwasserbehandlung, die sich so minimieren lassen. Gegebenenfalls kann die gezielte Infiltration soweit durchgeführt werden, daß ein geschlossener Wasserspiegel entsteht. Damit ist sichergestellt, daß sich überall ein ausreichender Wassergehalt ergibt.

78.3.3 Leistungsfähigkeit

Für die Abschätzung des zeitlichen Verlaufs wird in einem ersten Ansatz eine tägliche Infiltrationsmenge von etwa 700 bis 2.100 m³ angesetzt, da abgeschätzt wird, daß diese Menge auf jeden Fall infiltriert werden kann. Auf die Gesamtfläche der Deponie bezogen entsprechen 700 m³/d einer Sickerwassermenge von etwa 8,3 bis 25 m³/ha*d, was z. B. bei der Installation von Brunnen alle 50 m entsprechend 4 Brunnen pro ha einer Infiltrationsmenge der einzelnen Brunnen von etwa 2 bis 6 m³/d entsprechen würde.

Im Vergleich mit anderen Deponien entspricht die minimale Infiltrationsmenge einer Sickerwassermenge, die angesichts der geringen Speicherkapazität derzeitiger Siedlungsabfälle, bereits auf Grund der natürlichen Niederschläge abfließt. Eine genaue Vorgabe, wieviel Wasser zu infiltrieren ist, macht wenig Sinn, da der abgelagerte Abfall sehr inhomogen ist. Es ist denkbar, daß sehr hohe Wassermen-

gen infiltriert werden können. Dies kann aber zu einer extrem starken Verdünnung des Sickerwassers führen, so daß die Behandlung völlig unwirtschaftlich wird. Dagegen ist nicht auszuschließen, daß die Infiltrationsmengen in den Hausmüllbereich wegen der Inhomogenität und den teilweise geringen Durchlässigkeiten nach oben begrenzt ist. Aber auch das kann nur durch Versuche ermittelt werden. Prinzipiell wäre es sicher möglich, den Mengeneintrag durch Druckerhöhung bei der Infiltration zu erhöhen. Dies würde aber die Kosten drastisch ansteigen lassen und erscheint deshalb nur für eventuelle vereinzelte Problempunkte vertretbar.

In Abbildung 2 ist die Infiltration zwischen $700 \text{ m}^3/\text{d}$ bis $2.100 \text{ m}^3/\text{d}$ dargestellt. Durch höhere Infiltrationsmengen kann es anfangs zu höheren Belastungen kommen, da größere Bereiche des Abfallkörpers erfaßt werden. Allerdings sinken die Sickerwasserbelastungen auch schneller ab. Diese Darstellung sollte aber nur als prinzipielles Schema verstanden werden, da die verschiedenen Abfälle sehr unterschiedliche Auswirkungen haben werden. Wird beispielsweise durch die höheren Wassermengen vorwiegend Gewerbeabfall erfaßt, so wird auf Grund der relativ geringen löslichen Anteile keine Verbesserung der Auslaugung erfolgen. Erhöhte Wassermengen können durchaus die Auslaugung beschleunigen, wenn genügend mobilisierbare Stoffe im Abfall zur Verfügung stehen. Die Entscheidung zur Steigerung der Infiltrationsmenge kann aber nur nach Beobachtung der einzelnen Abfallbereiche getroffen werden und macht nur dann Sinn, wenn damit wirklich Erfolge erzielt werden können und nicht nur eine Verdünnung des Sickerwassers erfolgt. Es wäre außerdem sinnvoll, das Auslaugverhalten an Hand von Proben der unterschiedlichen Abfälle (z. B. Bohrproben) und evtl. an Versuchen zur Messung der Gebirgsdurchlässigkeit zu ermitteln.

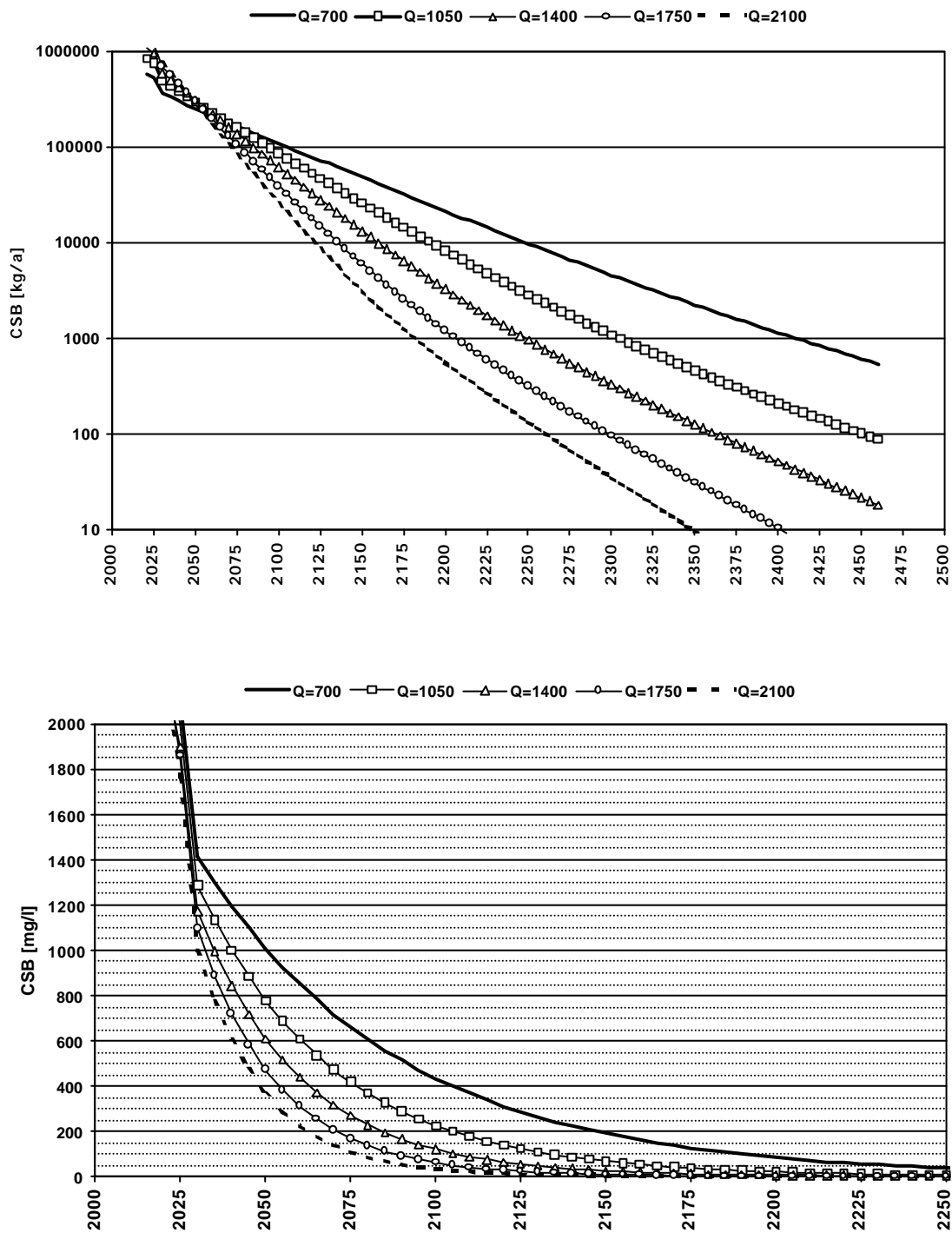


Abb. 2 Prinzipieller Konzentrations- und Frachtenverlauf bei unterschiedlichen Infiltrationsraten von 700 bis 2100 m³/d (pro Infiltrationsmenge, mittlere Randbedingungen)

78.3.4 Folgen für die Einrichtungen und den Betrieb der Deponie

Die wichtigsten Einrichtungen für die Auslaugung des Abfalls sind die Zu- und Ableitungssysteme für das Auslaugwasser. Dabei kommt dem Ableitungssystem eine besondere Bedeutung zu, da es im Sohlbereich der Deponie liegt und nicht ohne extremen Aufwand repariert bzw. erneuert werden kann.

78.4 Gewähltes Ablagerungs- und Behandlungskonzept

Insgesamt sollten zur Stabilisierung des Deponiekörpers die in Tabelle 2 dargestellten Stabilisierungsphasen vorgesehen werden:

Tab. 2 Geplante Stabilisierungsphasen

Jahr	Hausmüllbereich	Gewerbeabfallbereich
2005 bis 2024	Optimierung des biologischen Organikabbaus mittels Wassergehaltserhöhung durch Infiltration und optimierte Entgasung der Deponie	Auslaugung des Deponiekörpers durch Infiltration einer ausreichenden Wassermenge
2025 bis 2029	1. Belüftungsphase der In Situ-Belüftung unter Beibehaltung der Feuchtegehaltseinstellung	1. Belüftungsphase der In Situ-Belüftung ggf. unter Reduzierung der zugegebenen Wassermenge in diesem Zeitraum *
2030 bis 2037	Auslaugung des Deponiekörpers durch Infiltration einer ausreichenden Wassermenge	
2038 bis 2040	2. Belüftungsphase der In Situ-Belüftung ggf. unter Reduzierung der zugegebenen Wassermenge in diesem Zeitraum *	
2041 bis 2110 **	Auslaugung des Deponiekörpers durch Infiltration einer ausreichenden Wassermenge	

*: Die zugegebene Wassermenge muß dann reduziert werden, wenn ansonsten nicht genügend Porenvolumen für die zugegebene Luft vorhanden wäre

** : Bei dem Endzeitpunkt der durchgeführten Stabilisierungsmaßnahmen handelt es sich um den mittleren anzusetzenden Wert für den Fall, daß entweder das über dem Altdeponiebereich eingelagerte MBA-Output-Material durch die Art der Vorbehandlung soweit ausgelaugt ist, daß aus diesem keine relevanten Emissionen mehr zu erwarten sind oder aber eine Zwischenabdichtung installiert wurde. Im zweiten Fall müssen aber für die Folgejahre noch Sickerwasserbehandlungskosten für das Sickerwasser aus der MBA-Output-Deponie berücksichtigt werden (geschätzt bis etwa zum Jahre 2135)

79 Darstellung einer möglichen Nachsorgestrategie zur Inertisierung des Deponiekörpers

79.1 Beschreibung der vorgesehenen Verfahrenskombinationen

79.1.1 Optimierte Entgasung

In der ersten Stabilisierungsphase wird mit dem später für die Auslaugung benötigten Infiltrationssystem (Infiltration über tiefendifferenziert installierte Brunnen bzw. Sonden) der Deponiekörper im Hausmüllbereich in der Weise befeuchtet, daß sich gleichmäßig ein Wassergehalt von etwa 45 bis 50 Gew.% einstellt. Dies bedeutet, daß der Wassergehalt um durchschnittlich etwa 15 bis maximal 20 Gew.-%-Punkte erhöht werden muß. Eine Wassergehaltserhöhung soll nur in dem Bereich der Hausmülldeponie durchgeführt werden, in dem der Nachwendemüll eingelagert ist.

Zur Befeuchtung des Nachwendemülls sind insgesamt etwa 630.000 bis 840.000 m³ an Wasser entsprechend einer auf die Fläche bezogenen durchschnittlichen Wasserzuführung von etwa 1.500 bis 2.000 mm und an der höchsten Stelle der Nachwendedeponie im Bereich der Mittelstraße bis zu etwa 4.000 mm notwendig. Die Erhöhung des Wassergehaltes wird nach o. g. Einschätzung erreicht, indem in den ersten vier bis fünf Jahren intervallartig durchschnittlich etwa 400 mm/a bzw. maximal etwa 900 mm/a zugeführt werden. Benötigt wird hierfür eine Wassermenge von etwa 130.000 bis 170.000 m³/a entsprechend etwa 360 bis 460 m³/d.

Die Bewässerungsleistung in den Folgejahren wird über die Bilanzierung von zugeführtem zu gespeichertem und als Sickerwasser ablaufendem Wasser bemessen. Grundlage für die Bemessung sind des Weiteren die Ergebnisse von Vorversuchen.

Ab dem fünften bis sechsten Jahr ist voraussichtlich eine Infiltrationsrate von unter 200 mm/a erforderlich.

In Abbildung 3 ist das Gasaufkommen der Deponie bei dem derzeit anzunehmenden Wassergehalt (Gasaufkommen bei einer zu trockenen Deponie) und das Gasaufkommen einer ausreichend feuchten Deponie sowie der Kurvenverlauf für das Gasaufkommen bei einer Infiltration ab dem Jahre 2005 dargestellt.

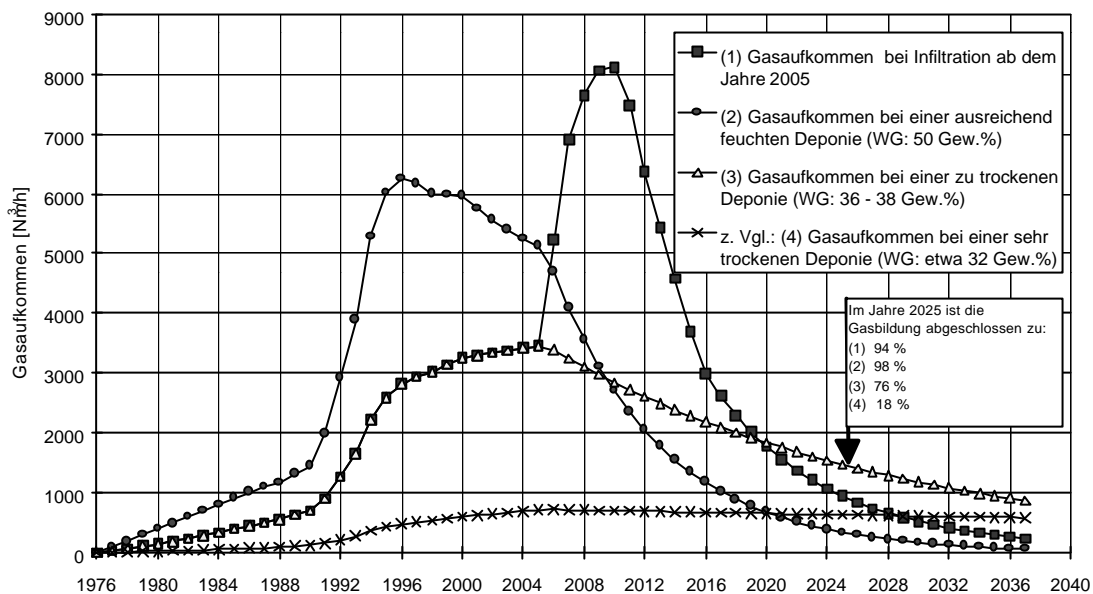


Abb. 3 Gasaufkommen bei Infiltration ab dem Jahre 2005 und Vergleich mit der derzeitigen Situation und einer ausreichend feuchten Deponie

Angegeben ist der Kurvenverlauf für einen idealisierten Fall, der dann eintritt, wenn die Wasserzugabe sofort zu einer Aktivierung der biologischen Aktivität führt. In der Realität wird der Kurvenverlauf, der sich nach Beginn der Infiltration ergibt, erfahrungsgemäß flacher sein. Das maximale Gasaufkommen wird daher eher in einem Bereich von 5.000 m³/h bis maximal 7.000 m³/h liegen ¹.

In der ersten Stabilisierungsphase findet beim Gewerbeabfalldeponiekörper keine optimierte Entgasung, sondern eine erste Phase der Auslaugung statt.

79.1.2 Aerobe Inertisierung

In der zweiten Stabilisierungsphase wird eine fünfjährige Belüftung der Deponiekörper sowohl des Hausmüllbereichs als auch des Gewerbeabfallbereichs unter Berücksichtigung der in Kapitel 78.2.2 beschriebenen, bei der technischen Umsetzung einer In situ-Belüftung zu beachtenden Aspekte (u. a.

¹: Hinweis: An anderen Deponien wurde eine Steigerung des Gasaufkommens nach längerem Betrieb der Infiltration um bis zu einem Faktor 3,6 erzielt.

Schutzentgasung der Randzonen, Beibehaltung der Infiltration mit den hierfür erforderlichen Mengen) durchgeführt.

Nach einer Phase, in der nur ausgespült wird, erfolgt eine zweite Belüftungsphase zur erneuten Aktivierung des aeroben biologischen Abbaus der abbaubaren organischen Substanzen.

Für die Belüftung sind mindestens folgende Luftmengen erforderlich:

Hausmüllbereich

- 1. Belüftungsphase (5 Jahre): Abbau von durchschnittlich etwa 10.000 Mg/a an TOC. Dies führt bei Berücksichtigung eines Sicherheitsfaktors zu einem spezifischen Luftbedarf bezogen auf ein Mg Deponiegut von etwa $30 \text{ m}^3/\text{Mg}_{\text{TS}} \times \text{a}$ bzw.
- 2. Belüftungsphase (3 Jahre): Abbau von durchschnittlich etwa 300 Mg/a an TOC. Dies führt bei Berücksichtigung eines Sicherheitsfaktors zu einem spezifischen Luftbedarf bezogen auf ein Mg Deponiegut von etwa $1 \text{ m}^3/\text{Mg}_{\text{TS}} \times \text{a}$. Bei einer derart geringen erforderlichen Luftmenge ist nur noch ein Belüftung im Intervallbetrieb erforderlich.

Die zuzuführende Luftmenge ändert sich natürlich im Laufe der Belüftungsphase. Es ist davon auszugehen, daß im Laufe der Belüftungsphase immer weniger Luft eingblasen werden muß. Nach der derzeitigen Prognose muß z. B. im fünften Jahr der ersten Belüftungsphase nur noch unter $15 \text{ m}^3/\text{Mg}_{\text{TS}} \times \text{a}$ an Luft zugeführt werden.

In den folgenden Abbildungen ist der Effekt der Belüftung auf den TOC-Abbau dargestellt. Die Abbildung 4 zeigt die Zunahme des TOC-Abbaus aufgrund der Belüftung beim Hausmüllbereich

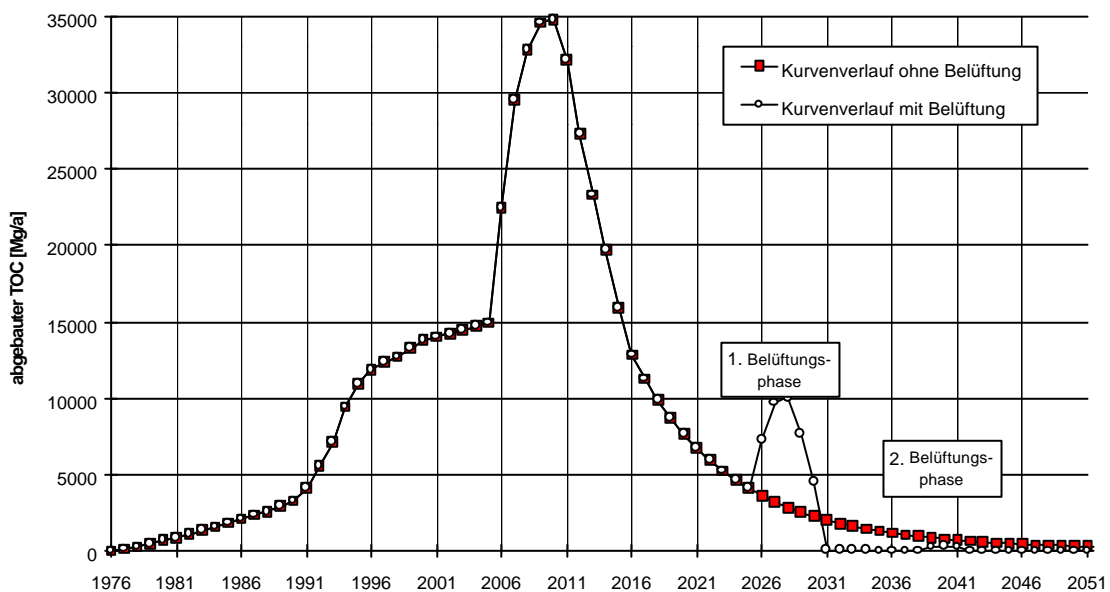


Abb. 4 Zunahme des TOC-Abbaus aufgrund der Belüftung beim Hausmüllbereich

Folgende Abbauraten des ursprünglich im Abfall vorhandenen biologisch abbaubaren TOC werden im Hausmüllbereich und Gewerbeabfallbereich erreicht:

- Hausmüllbereich bei Durchführung der beiden Belüftungsphasen: etwa 99,7 %
- Gewerbeabfallbereich bei Durchführung der beiden Belüftungsphasen: etwa 96,6 %

79.1.3 Auslaugung

79.1.3.1 Ablauf der Auslaugung

Für eine gezielte und kontrollierte Auslaugung ist die Deponie in Teilbereiche zu unterteilen, die getrennt infiltriert werden, so daß eine Kontrolle des Stoffaustrages und der Effektivität möglich ist. Wie bei der Beschreibung zur aeroben Umsetzung erläutert, kann nach einer ersten Auslaugphase die Belüftung wieder betrieben werden, um in dem angefeuchteten Abfall eine weitere Umsetzung zu erreichen. Dies sollte allerdings von vorherigen Tests abhängig gemacht werden.

Die Dauer und Intensität der Infiltration ist in den ersten Betriebsphasen jedes Teilbereiches zu erproben. Es sollte dabei ein Kompromiß zwischen hohen Auslaugraten und wirtschaftlicher Sickerwasserbehandlung gefunden werden.

Wenn sich die Belastungen des Sickerwassers in den Bereichen der Grenzwerte für den Abbruch der Auslaugung bewegen, könnte durch eine Infiltration der Gesamtfläche mit Ausbildung eines Wasserspiegels ein Test für die Veränderung der Konzentrationen vom Auslaug- zum Einstauvorgang durchgeführt werden.

79.1.3.2 Technische Einrichtungen

Die wichtigsten Einrichtungen für die Auslaugung des Abfalls sind die Zu- und Ableitungssysteme für das Auslaugwasser. Dabei kommt dem Ableitungssystem eine besondere Bedeutung zu, da es im Sohlbereich der Deponie liegt und nicht ohne extremen Aufwand repariert bzw. erneuert werden kann.

Die Infiltration des Wassers sollte durch Brunnen erfolgen, die voll auszubauen sind, da sie über Jahrzehnte in Betrieb gehalten werden müssen. Hier bietet es sich an, die Einrichtungen für die Infiltration zur Intensivierung der Deponiegasproduktion zu nutzen. Es ist zu erwarten, daß die Infiltrationseinrichtungen in den unterschiedlichen Abfallbereichen auch verschiedene Anordnungen erfordern, die in jeweiligen Teilbereichen zu erproben sind.

Das vorhandene Entwässerungssystem der Deponie Halle-Lochau muß erweitert werden. Grundsätzlich muß die Möglichkeit bestehen, einzelne Teilbereiche des Abfalls zu kontrollieren.

Der Vorschlag dazu ist die Errichtung von Schächten in etwa 200 m Abstand. Von jedem dieser Schächte sind im Bereich der Deponiesohle quer zum jetzigen System bis zum Rand der Schüttfläche Entwässerungsleitungen zu verlegen, um die einzelnen Infiltrationsfelder voneinander zu trennen und eine separate Entwässerung zu ermöglichen (s. Abbildung 5). Für die praktische Durchführung sind die exakten Abstände der Schächte möglichst sinnvoll an die Gestalt der Deponiebasis und eine möglichst effektive Entwässerung in den quer angeordneten Entwässerungsleitungen anzupassen. Dabei sollten Abstände >200 m vermieden werden. Nur so ist eine Kontrolle der Auslaugwirksamkeit und der Effektivität sowie der Einsatz gezielter Maßnahmen möglich.

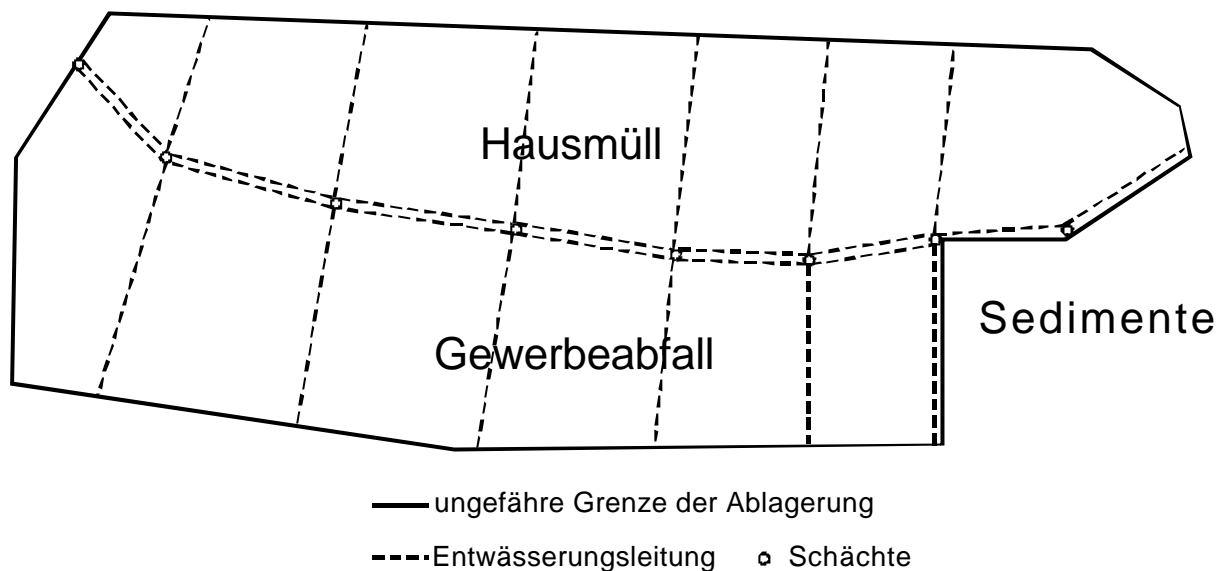


Abb. 5 Schematischer Lageplan der Deponie Halle-Lochau mit Darstellung eines Entwässerungssystems, mit dem eine gezielte und kontrollierte Auslaugung möglich ist (Erläuterungen s. Text)

Bei Voruntersuchungen zur Infiltration sind in abgestuften Entfernungen (beginnend bei 10 m) von den Brunnen sind Pegel anzuordnen, um abschätzen zu können, wie eng die Brunnen für eine hohe Infiltrationsrate, eine gleichmäßige Wasserverteilung, die Vermeidung von Erosionen, etc. gesetzt werden müssen. Unterschiede ergeben sich aus den unterschiedlichen Wassermengen für die Infiltration. Dies ist nicht nur für die Voruntersuchungen, sondern auch für den späteren Betrieb von Bedeutung. Beispielhaft kann sich aus den Gesamtuntersuchungen ergeben, daß das Infiltrationssystem sinnvollerweise aus Basisbrunnen zur Anfeuchtung und zusätzlichen Brunnen mit abweichender Konstruktion für das zusätzliche Einbringen von Infiltrationswasser bestehen könnte.

79.1.4 Weitere Verfüllung

Die sinnvollste Art der mechanisch-biologischen Vorbehandlung ist die Kombination mit einer Auslaugung. Dadurch werden die Auslaugprozesse des Altkörpers bereits extern vorgezogen. Da bei einer Auslaugung des Restabfalls vor der Deponierung die Zusammensetzung der Input- und Outputströme genau bestimmt werden kann, ist im Gegensatz zu einer Auslaugung im Deponiekörper eine genaue Bilanzierung und mit den dabei gewonnenen Bilanzdaten eine Anpassung des Verfahrens an die Erfordernisse und erforderlichenfalls eine weitere Optimierung des Verfahrens im laufenden Betrieb möglich. Verfahren mit einem Verfahrensschritt zur Auslaugung sind am Markt vorhanden. Diese müssen aber vor dem geplanten Einsatz an die Anforderungen bei der Vorbehandlung der auf der Deponie Halle-Lochau ab dem Jahre 2005 zu deponierenden Abfälle angepasst werden.

Für den Deponieabschluß erscheint eine Oberflächenabdichtung gemäß TASI wenig sinnvoll, da nur wenige Meter unter dieser Abdichtung das Deponiegut unter dem Grundwasserspiegel liegt.

79.2 Zielgrößen für eine Auslaugung

Ein Problem ergibt sich dadurch, daß es keine Grenzwerte für die wesentlichen Inhaltsstoffe des Sickerwassers, CSB und Stickstoff, gibt. Zum jetzigen Zeitpunkt kann unter Beachtung der Vorgabe eines vorsorgenden Umweltschutzes für die Begrenzung des Stoffaustrages aus der Ablagerung in die Umgebung daher nur die Feststellung einer als geringfügig anzusehenden Belastung stehen. Ange-

sichts des Fehlens verwertbarer Grenzwerte wird deshalb hier die Vorgehensweise vorgeschlagen, von einem Vergleich mit konventionellen Deponien auszugehen. Deponien, die mit Abdichtungssystemen nach dem Stand der Technik versehen sind, emittieren nach den bisherigen Erfahrungen nach Abschluß des Betriebes trotz der Abdichtungsmaßnahmen geringe Mengen belasteten Sickerwassers. Derartige Emissionen lassen sich ohne zusätzliche extreme Aufwendungen nicht verhindern und werden als technisch unvermeidlich und unbedeutend, insbesondere angesichts der geringen Stoffgefährlichkeit der Sickerwasserinhaltsstoffe, akzeptiert.

Unter Berücksichtigung der genannten Problematiken ergeben sich in einem ersten Ansatz die in der Tabelle 3 dargestellten Endkonzentrationen bzw. Endfrachten für CSB. Bei der Ermittlung der dargestellten Werte wurde für den Abstrom der Deponie nach der Flutung ein CSB-Grenzwert von 200 mg/l angesetzt. Dies entspricht dem Grenzwert für die Direkteinleitung von Wasser aus oberirdischen Ablagerungen nach dem Anhang 51 der Abwasserverordnung. Die bei diesem Grenzwert von der Deponie ins Grundwasser ausgetragenen Fracht liegt dann etwa um den Faktor 2,5 bis 5 unter der für eine TASI-konforme Deponie mit Barriersystem tolerierbaren Fracht. Aufgrund der geringeren Wassermenge bei der Grundwasserdurchströmung der Deponie nach der Flutung gegenüber der Durchströmung bei der Infiltration (etwa 100 m³/d gegenüber 700 bis 2.100 m³/d) enthält das nach der Flutung ablaufende Wasser höhere CSB-Konzentrationen als das während der Infiltration abgepumpte Wasser. Für den Unterschied wird bei Ansatz einer Infiltrationswassermenge von 1.400 m³/d, angesichts der hohen Stabilität des Abfallmaterials nach einem über Jahrzehnte durchgeführten Auslaugprozeß, ein Faktor von etwa 2 abgeschätzt. Dies bedeutet, daß bei Einhaltung des oben genannten Wertes von 200 mg CSB/l der letzte Ablauf des Infiltrationswassers nur einen mittleren CSB von etwa 100 mg CSB/l haben sollte. Bei größeren Infiltrationsmengen sind die Endkonzentrationen deutlich geringer als 100 mgCSB/l.

Tab. 3 Verschiedene Kombinationen von Infiltrationsraten und CSB-Endkonzentrationen bzw. CSB-Endfrachten

Infiltrationsmenge [m ³ /d]	CSB [mg/l] bei einer Austragsfracht von 50.000kg CSB/a	Austragsfracht [kgCSB/a] bei einer Konzentration von 100 mgCSB/l
1400	98	50.000
1050	130	37.500
700	196	25.000

Bei einer Unterschreitung der genannten Frachten wird die anzustrebende Stabilisierung erreicht.

Angesichts der derzeit geringen Erfahrungen mit der Auslaugung von Abfällen erscheint es sinnvoll, diese Werte durch Kontrolle des Abfalls einzugrenzen. Dazu wäre nach Feststellung des Unterschreitens der oben genannten Frachten durch Probenahme des Abfalls (ca. 3 Bohrungen pro ha) die Stabilisierung des Abfallmaterials zu überprüfen. Hier erscheint die Anwendung der Atmungsaktivität durchaus eine sinnvolle Größe zu sein. Prüfwert wäre dann ein AT₄ < 5mgO₂/gTS. Diese Angabe ist nicht als Grenzwert zu verstehen, sondern als Voraussetzung, daß die oben genannten Werte wirklich angesetzt werden dürfen.

In Abbildung 6 sind die Austragsfrachten mit den minimalen und maximalen Infiltrationsmengen (700 und 2.100 m³/d) sowie den Schwankungsbereichen für Austragsraten und Stoffpotential (± 30 %) dargestellt. Zusätzlich sind gestrichelt die oben genannten Grenzaustragsfrachten eingetragen.

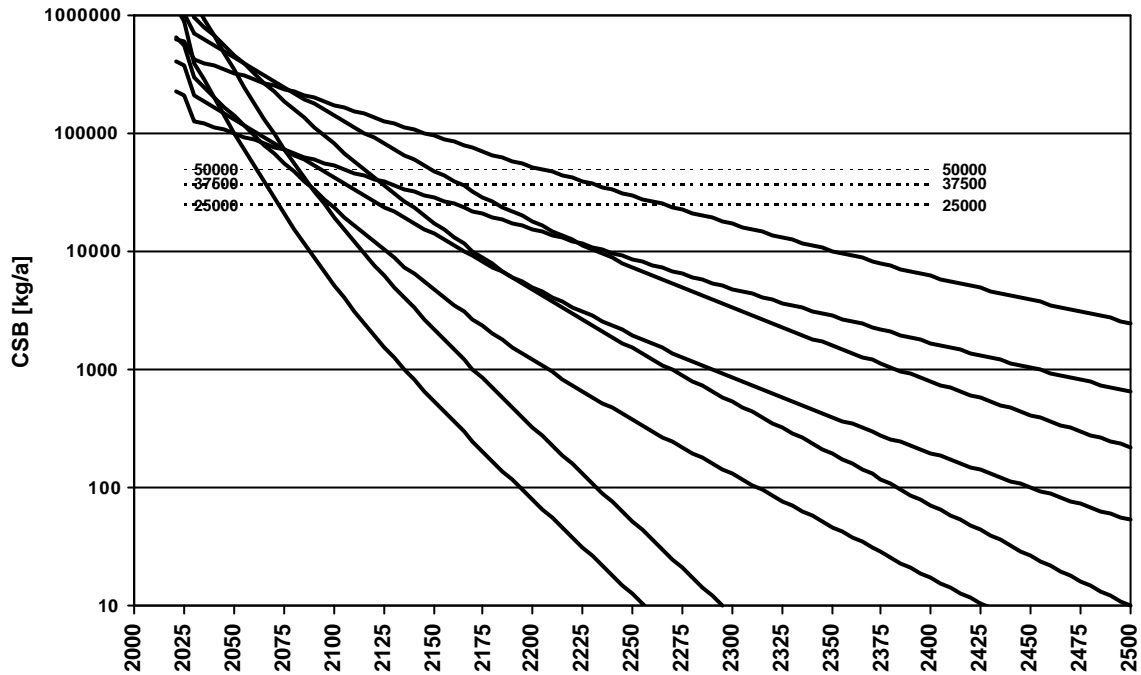


Abb. 6 CSB-Austragsfrachten für minimale und maximale Infiltrationsmengen sowie unter Einbeziehung von möglichen Variationen des CSB-Potentials und der Auslaugeschwindigkeit mit jeweils $\pm 30\%$ (durchgezogene Linien). Zusätzlich sind die diskutierten Grenzaustragsfrachten von 50.000, 37.500 und 25.000 kgCSB/a eingezeichnet (gestrichelt)

Aus Abbildung 6 und den vorherigen Abbildungen ergeben sich Werte für den Abschluß der Infiltration unter optimistischen Voraussetzungen etwa im Jahre 2060 und unter pessimistische Voraussetzungen etwa in den Jahren 2260-2270.

Die oben gemachten Vorgaben beinhalten eine Reduktion des Stoffpotentials um ca. 85-95%, bei Absenkung der Grenzfracht sogar insgesamt um $>90\%$. Für die Steigerung um einige wenige Prozent ist allerdings ein extrem hoher Aufwand erforderlich. Die wahrscheinlichsten Werte für die Infiltrationszeiten auf Grund der durchgeführten Abschätzungen (bis auf eine Austragsfracht von 50.000kg CSB/a) liegen im Bereich von 70 bis 130 Jahren, damit wird ein Wasser/Feststoff-Verhältnis von 2,2 bis 4,2 erreicht.

Im Vergleich hierzu ist zu sehen, daß bei Altdeponien vergleichbare Zeiträume etwa zwischen 800 und 1.200 Jahren liegen.

Die entsprechenden Werte könnten auch auf den Parameter Stickstoff übertragen werden, der nach den bisherigen Erfahrungen auf ca. 1/3 des CSB-Wertes gesetzt werden kann (s. Tabelle 4).

Tab. 4 Abgeleitete Endfrachten für Stickstoff

CSB [kg/a]	Stickstoff [kg/a]
50.000	16.000
37.500	12.500
25.000	8.000

Der Austrag aus der Ablagerung nach Abschluß der Auslaugung und geschätzten Grundwasserdurchflüssen von etwa 100 m³/d beträgt damit etwa

20 kgCSB/d bzw. 7.300 kg CSB/a

6,7 kgN/d bzw. 2.430 kg N/a

(Endgröße der Deponie: etwa 84 ha)

Um die Größenordnung dieser Werte einordnen zu können, werden im Folgenden Belastungswerte für andere CSB- und N-Einträge zusammengestellt, ohne daß daraus vergleichende Bewertungen abgeleitet werden können:

- Fall 1: Nutzung der Deponiefläche als landwirtschaftliche Nutzfläche mit der Aufbringung von Bioabfallkompost (10 Mg/ha) im Abstand von 3 Jahren. Die Belastung des Eluates dieses Bioabfallkompostes beträgt überschlägig etwa 10 kgCSB/Mg. Geht man davon aus, daß die Elution des Kompostes innerhalb eines Jahres erfolgt, so ergibt sich eine Austragsrate von 8.400 kgCSB/a (für 84 ha entsprechend der Deponiefläche).
- Fall 2: Für die Stadt Hannover wurden von [4] Daten für den Stoffaustrag aus der Kanalisation dieser Stadt angegeben. Auch wenn dies nur ein Einzelfall ist, so erscheint eine gewisse Verallgemeinerung durchaus angebracht. Für die Stadt Hannover ergeben sich Austragsraten von 319 m³/ha*a. Aus diesen Werten ergeben sich Frachten für eine Fläche von 84 ha von etwa 13.400 kgCSB/a und etwa 3.300 kg N/a.
- Fall 3: Von [5] wurden Stoffeinträge aus Niederschlägen publiziert, die hier für eine Fläche von 84 ha ausgewertet werden:
 - Stickstoffeintrag auf freien Flächen: etwa 14,5 kgN/ha*a bzw. 1.218 kgN/a
 - Stickstoffeintrag unter Bäumen: etwa 75,9 kgN/ha*a bzw. 6.376 kgN/a

Wie bereits oben angegeben, sollen diese Angaben nur dazu dienen, die Größenordnung des späteren Stoffaustrages aus der Ablagerung nach Abschluß der Auslaugung einordnen zu können.

80 Schlußfolgerung

Bei Anwendung des vorgeschlagenen Stabilisierungs- und Auslaugungskonzeptes kann der Deponiekörper in einen Zustand versetzt werden, in dem die Auswirkungen auf die Umwelt unbedeutend sind. Demzufolge wäre die Deponie als umweltverträglich und gesetzeskonform einzustufen. Sie würde damit nicht nur dem Schutzziel der TASI genügen, sondern im Gegensatz zu den abgekapselten Deponien gemäß TASI einen deutlich verkürzten Nachsorgezeitraum aufweisen, so daß dem Generationengedanken zusätzlich Rechnung getragen wird.

81 Literatur

- [1] Bauer, W. P.; Meisinger, S.; 1999:
"Untersuchungen zur Auswirkung der Wasserinfiltration an der Deponie Erbenschwang" in Rettenberger / Stegmann (Hrsg.) Trierer Berichte zur Abfallwirtschaft, Band 12: "Deponie-gas '99 - Neuere Entwicklungen, Anaerobtechnik, Entgasung bei Altablagerungen", Verlag Abfall aktuell, Stuttgart
- [2] Bauer, Meisinger, 1999:
"Infiltration von Deponiesickerwasser - Ein Verfahren zur Optimierung von biologischen Umsetzungsvorgängen in abgedichteten Deponien", erschienen als Band 114 der Reihe Abfallwirtschaft in Forschung und Praxis, Erich Schmidt Verlag, Berlin
- [3] Heyer, K. U.; Heerenklage, J.; Dalheimer, F.; Stegmann, R.; 1999:
"In-Situ Belüftung zur Stabilisierung von Altablagerungen" in Rettenberger / Stegmann (Hrsg.) Trierer Berichte zur Abfallwirtschaft, Band 12: "Deponie-gas '99 - Neuere Entwicklungen, Anaerobtechnik, Entgasung bei Altablagerungen", Verlag Abfall aktuell, Stuttgart
- [4] Dohmann, M.; Haußmann, R.; 1996:
Belastung von Boden und Grundwasser durch undichte Kanäle, GWF Abwasser Special II, 137. J., S. 2
- [5] Hölscher, J.; Rost, J.; Walther, W.; 1994:
Boden- und Gewässerbelastung in Niedersachsen durch Stoffeinträge aus der Atmosphäre, Wasser und Boden, H. 1, 220

Anschrift des Autors:

Prof. G. Rettenberger
Fachhochschule Trier
Schneidershof
54293 Trier

Ökologische Potentiale der Wertstoffausschleusung

M. Koller, D. Thrän, T. Hermann, S. Plickert, K. Soyez

82 Einleitung

Der Restabfall enthält eine Reihe von Stoffen oder Fraktionen, die während der mechanisch-biologischen Vorbehandlung im Rahmen eines Stoffstrommanagements ausgeschleust und stofflich oder energetisch genutzt werden können (Abbildung 1). Bereits weitgehende Praxis in der MBV ist das bei der Fe-Fraktion. Die Ausschleusung einer hochkalorischen Fraktion gewinnt als Sekundär-brennstoff zunehmend an Bedeutung; ihr Einsatz kann in MVAs, in Kraftwerken und in industriellen Feuerungsanlagen (z. B. Zementwerken) erfolgen. Eine eindeutige Tendenz zeichnet sich hier bislang noch nicht ab. NE-Metalle werden in der Regel nicht ausgeschleust, und auch bei Kunststoffen für eine stoffliche Wieder- oder Weiterverwertung gibt es bislang nur Versuchsanlagen. Zukünftig werden diese Maßnahmen allerdings einen höheren Stellenwert erhalten, da sie als Maßnahme der Ressourcenschonung zur Einsparung nicht-erneuerbarer Stoffe beitragen, was politisches Ziel der Bundesregierung ist und die Bestrebungen des Bundesumweltministeriums unterstützt, bis zum Jahr 2020 die Deponierung von Abfällen einzustellen (BMU 1999). Wirtschaftlich positive Effekte sind zu erwarten..

Grundsätzlich lassen sich Maßnahmen der stoffstromorientierten Abfallbehandlung einzeln realisieren oder kombinieren. In Hinblick auf die ökologischen Effekte ist entscheidend, welchen Beitrag zur Minderung von Umweltbelastungen sie leisten. Zu fordern ist, daß der ökologische Nutzen der Maßnahme den ökologischen Aufwand übersteigt. Dazu sind alle Einflußgrößen zu berücksichtigen und kumulierte Bewertungsgrößen heranzuziehen. Im folgenden wird mit Hilfe von Methoden aus der Ökobilanzierung abgeschätzt, welchen Einfluß die Umsetzung dieser Maßnahmen auf die ökologische Gesamtbewertung der MBA hat und welche Faktoren ggf. den ökologischen Nutzen der Maßnahmen bestimmen.

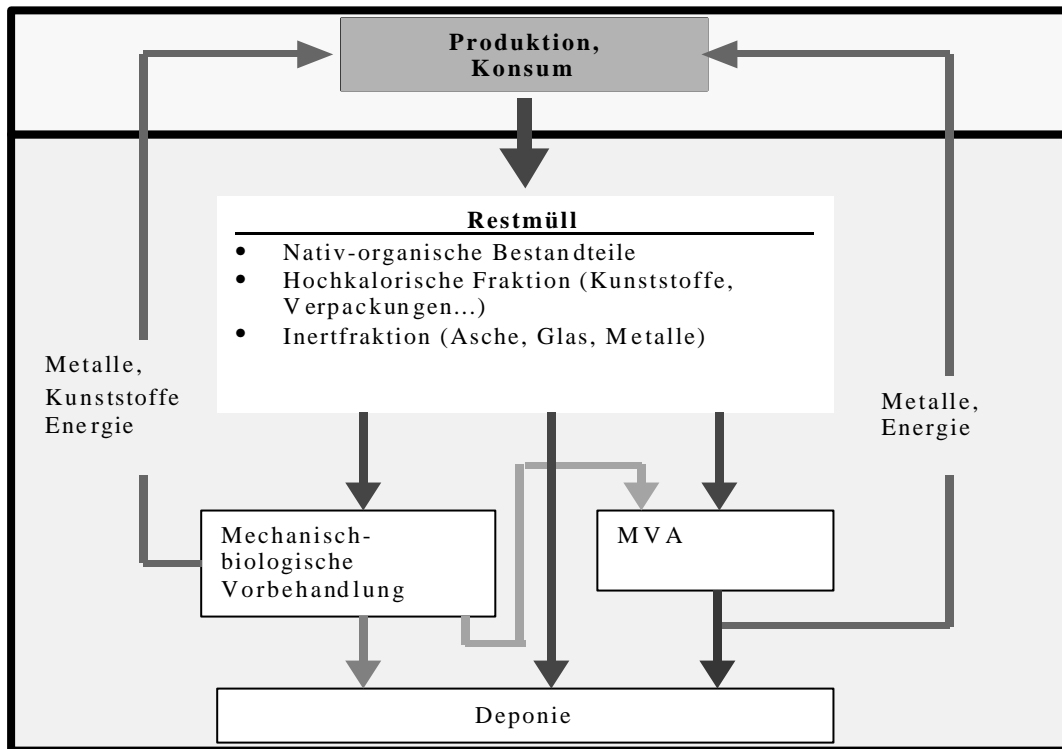


Abb. 1 Stoffstromoptionen der Restabfallbehandlung

83 Vorgehensweise

83.1 Methodik

Für die ökologische Bewertung wurde eine Vorgehensweise gewählt, die sich an die Methodik der Ökobilanzierung (nach ISO EN 14040) anlehnt. Eine solches Vorgehen hat sich in den letzten Jahren bei der Bewertung von Abfallentsorgungsoptionen in zahlreichen Studien bewährt und durchgesetzt (SOYEZ et al.1999, KOLLER et al. 1999).

Die wesentlichen Schritte einer Ökobilanz sind die

- Festlegung von Ziel und Untersuchungsrahmen
- Sachbilanz
- Wirkungsabschätzung
- Auswertung

Die Festlegung von Ziel und Untersuchungsrahmen betrifft u. a. das Ziel der ökobilanziellen Untersuchung, die funktionelle Einheit¹ des betrachteten Systems, die Systemgrenzen und weitere Festlegungen zu Annahmen und Einschränkungen, Datenanforderungen, Bewertungsgrößen und methodischen Fragen.

¹ Die funktionelle Einheit ist ein Maß für den Nutzen des Produktsystems. Sie dient hauptsächlich dazu, einen Bezug zu schaffen, auf den Input- und Outputflüsse bezogen werden. Dies ist notwendig, um die Vergleichbarkeit der Ergebnisse von Ökobilanzen sicherzustellen.

Die Sachbilanzierung liefert aus der Bilanzierung aller systemrelevanten Transporte, Speicherungen und Wandlungen von Stoffen und Energien eine auf das untersuchte System und die Bezugsgröße (funktionale Einheit) bezogene Zusammenstellung von Emissionen, Flächen- und Ressourcenverbräuchen. Diese Daten bilden die Grundlage für die Wirkungsabschätzung und die Auswertung.

In der Wirkungsabschätzung werden die Ergebnisse der Sachbilanz im Hinblick auf mögliche Umweltwirkungen beurteilt und Umweltproblembereichen, sogenannten Wirkungskategorien, zugeordnet. Der Zusammenhang ist beispielhaft in Abbildung 2 veranschaulicht. In der Auswertung werden die Ergebnisse der Sachbilanz und der Wirkungsabschätzung entsprechend dem festgelegten Ziel und Untersuchungsrahmen zusammengefaßt. Davon ausgehend können unter Berücksichtigung von Sensitivitäts- und Optimierungsanalysen Schlußfolgerungen und Empfehlungen für Entscheidungen abgeleitet werden.

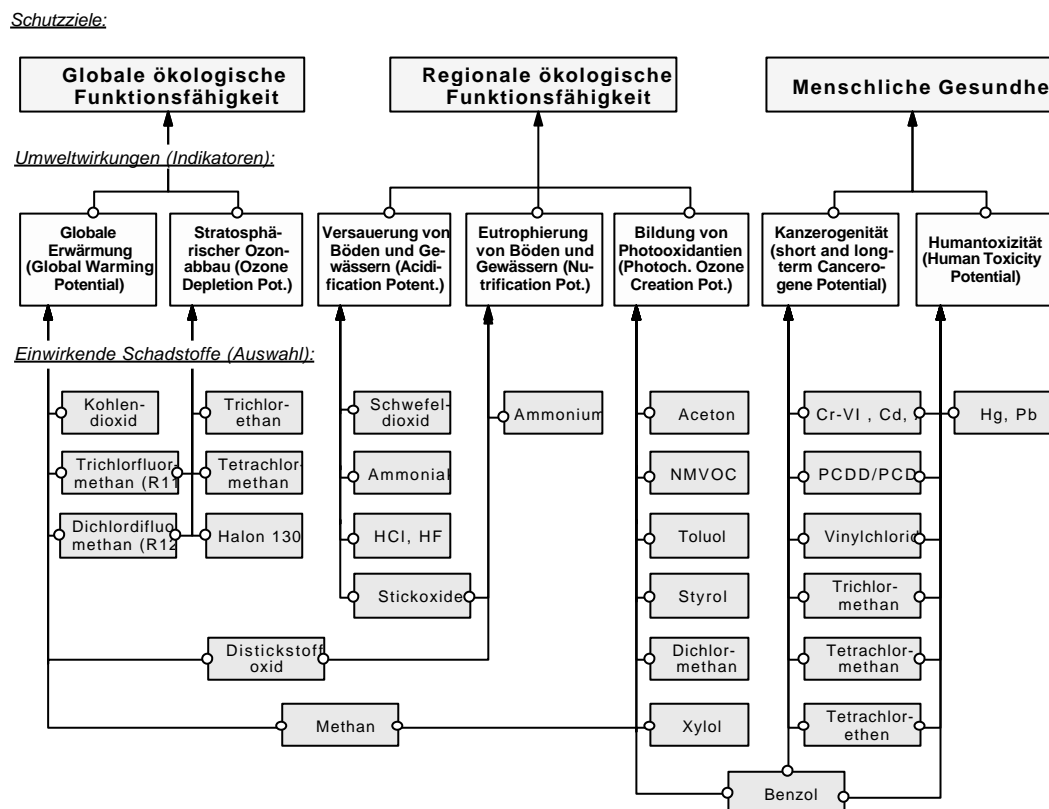


Abb. 2 Verknüpfung von Emissionen und Schutzziele

Neben der Zuordnung zu übergeordneten Schutzziele lassen sich Bewertungsgrößen auch hinsichtlich ihrer ökologischen Relevanz und ihres spezifischen Beitrags charakterisieren.

Die Einschätzung der **ökologischen Relevanz** drückt aus, daß nicht jede erkannte Umweltwirkung ein gleichbedeutendes Gefährdungspotential für den Menschen oder die Natur in sich birgt. Die Umweltwirkungen unterscheiden sich z. B. hinsichtlich ihrer Reichweite, ihrer Umkehrbarkeit, ihrer zeitlichen Erstreckung und hinsichtlich des ökologischen Gefährdungspotentials (siehe Tabelle 1).

Tab. 1 Ökologische Relevanz der Bewertungskriterien

Wirkungskategorie	Schutzziel	Ökologische Relevanz Vorschlag des Umweltbundes- amtes (UBA 1995)
Treibhauseffekt	Globale Funktionsfähigkeit	sehr große Bedeutung
Ozonabbau	Globale Funktionsfähigkeit	keine Angabe
Sommersmog	Regionale Funktionsfähigkeit	große Bedeutung
Versauerung	Regionale Funktionsfähigkeit	mittlere Bedeutung
Eutrophierung	Regionale Funktionsfähigkeit	mittlere Bedeutung
Beeinträchtigung der Gesund- heit des Menschen	Menschliche Gesundheit	(Bewertung einzelner Stoffe oder Stoffgruppen)

Mit der Angabe der **spezifischen Beiträge** werden die für das betrachtete System ermittelten Werte der Sachbilanz und/oder der Wirkungsabschätzung auf ein definiertes Vergleichssystem (z. B. Stadt, Region, Land) bezogen, d. h. in Bezug zu den Gesamtemissionen bzw. Gesamtwirkungspotentialen dieses Vergleichssystems gesetzt. Der spezifische Beitrag spiegelt demnach den Anteil wider, den das ermittelte Wirkungspotential an dem gesamten Wirkungspotential in dem Bezugssystem hat. Die Angabe kann als Prozentsatz erfolgen. In den folgenden Abbildungen wurden als Bezugssystem die nationalen Gesamtemissionen gewählt.

83.2 Modellierung

Die Bilanzierung beginnt mit dem Anfall der Restabfälle an der Behandlungsanlage und endet mit der Deponierung. Die Bereitstellung und Ausschleusung von Stoffströmen für eine stoffliche und/oder energetische Nutzung wird in Form von Gutschriften für die substituierten Primärstoffe bzw. Energieträger berücksichtigt. Aufwendungen für die Ausschleusung und Aufbereitung einschließlich zusätzlicher Transportaufwendungen werden diesen Gutschriften gegengerechnet.

84 Bewertung der Stoffstromoptionen

84.1 Vergärung einer Teilfraktion

Vergärungsverfahren können nicht nur zur Behandlung von organischen Abfällen, sondern auch im Rahmen der mechanisch-biologischen Vorbehandlung von Restmüll eingesetzt werden. Der Restmüll enthält – auch bei getrennter Bioabfallerfassung – noch erhebliche Mengen abbaubarer organischer Substanz. Sie bietet gegenüber der aeroben Behandlung die in Tabelle 2 dargestellten Vor- und Nachteile.

Tab. 2 Vor- und Nachteile der anaeroben gegenüber den aeroben Verfahren zur Restabfallbehandlung

Vorteile	Nachteile
<ul style="list-style-type: none"> • Möglichkeit einer vorgeschalteten Naßtrennung ermöglicht bessere Stoffstromtrennung • bessere Steuerbarkeit der Prozeßbedingungen ⇒ kürzere Behandlungsdauer • geringerer Flächenbedarf • Nutzbarkeit des entstehenden Biogases als hochwertiger Energieträger ⇒ positive Energiebilanz • keine Belüftung ⇒ keine Wärmeverluste ⇒ keine Abluftemissionen 	<ul style="list-style-type: none"> • hohe Störempfindlichkeit der Rühr- und Pumpwerke ⇒ gute Störstoffabtrennung erforderlich • höherer verfahrens- und regelungstechnischer Aufwand • Lignine werden anaerob kaum abgebaut ⇒ zur Gewährleistung eine weitgehenden Abbaus der organischen Substanz ist i. d. R. eine aerobe Behandlungsstufe erforderlich (Nachrotte) • Geruchsbelastung der Vergärungsrückstände • mangels Verdunstung fällt Überschußwasser als Abwasser an, das gereinigt werden muß

Der Beitrag einer Vergärungsstufe zur ökologischen Optimierung der MBV hängt von der Effizienz der Vergärungsstufe, charakterisiert z.B. durch Biogasausbeute und Energieverbrauch, sowie von den Nutzungsmöglichkeiten des erzeugten Biogases ab. In Abbildung 3 sind verschiedene Varianten hierzu dargestellt:

- (a) Intensiv-MBA ohne Vergärung
- (b) MBA wie in a) aber mit einer Vergärungsstufe, Gasausbeute 65 Nm³ / Mg Input in die MBA, Methangehalt: 61,5 %, elektrischer Wirkungsgrad der Biogasverstromung: 35%, Energiebedarf der Vergärungsstufe: 20 kWh/Mg MBA-Input (WALLMANN 1999)
- (c) MBA wie in b) aber mit Abwärmenutzung bei der Biogasverstromung, Wirkungsgrad der Abwärmenutzung: 42%

Verbesserungen sind insbesondere in den Kriterien Globale Erwärmung, Versauerung und Sommersmog festzustellen. In der Gesamtbilanz können die Beiträge zum Versauerungspotential durch eine Vergärungsstufe vollständig neutralisiert werden, die Eutrophierungs- und die kurzfristigen kanzerogenen Potentiale legen nahezu bei Null. Weiterhin sind hinsichtlich der Emissionen, die zum Ozonabbau beitragen (insbesondere FCKW), Verbesserungen zu erwarten. Im Modell ist das noch nicht berücksichtigt sind, da diese Emissionen, die bislang nahezu unvermindert über Intensivrotte und Biofilter die Anlage verlassen, bei der Verstromung des Biogases zumindest teilweise zerstört werden. Die Abbildung zeigt auch, daß der Nutzen der Vergärung wesentlich davon abhängt, ob die Abwärme bei der Biogasverstromung genutzt werden kann.

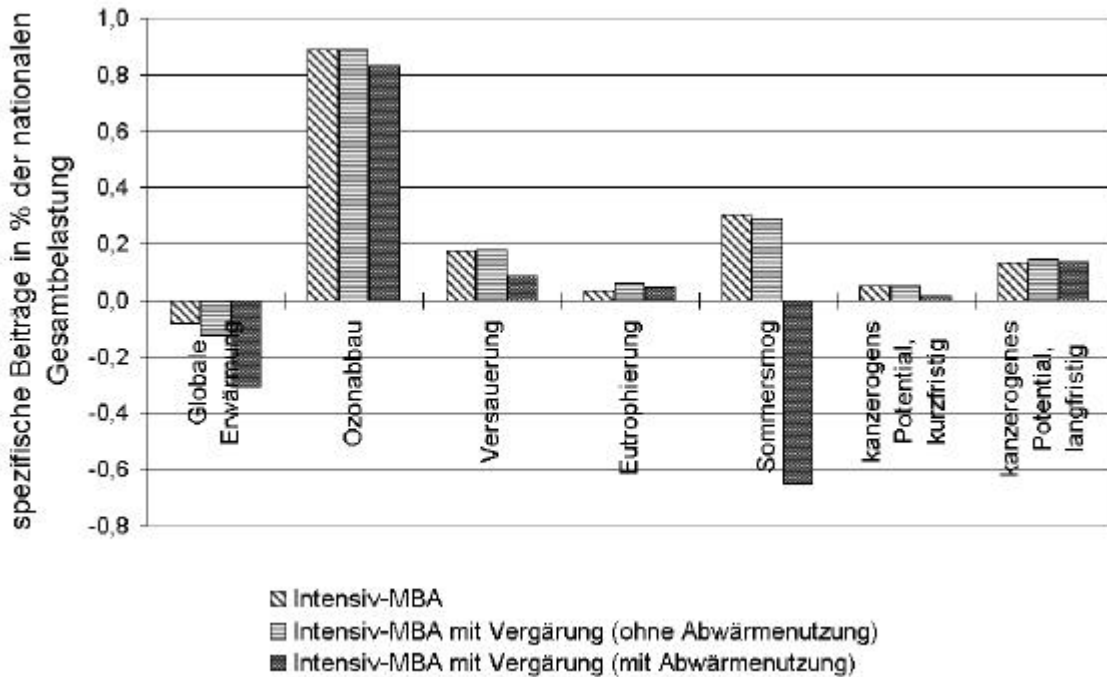


Abb. 3 Ökologisches Potential der Vergärungsstufe

Der Effekt der Vergärung ist abhängig vom Gasertrag und der Nutzung der Abwärme bei der Biogasverstromung. Die Umwelteffekte unterschiedlicher Abschöpfungsraten zeigt Abbildung 4 beispielhaft für die Wirkungskategorie Globale Erwärmung. Beim Gasertrag wurde anhand von Literaturangaben ein Wertebereich von 27,5-96,6 m³/Mg MBA-Input und beim thermischen Nutzungsgrad ein Bereich von Null (keine Abwärmenutzung) bis 55 % („ideales“ BHKW nach WALLMANN (1999)) angenommen.

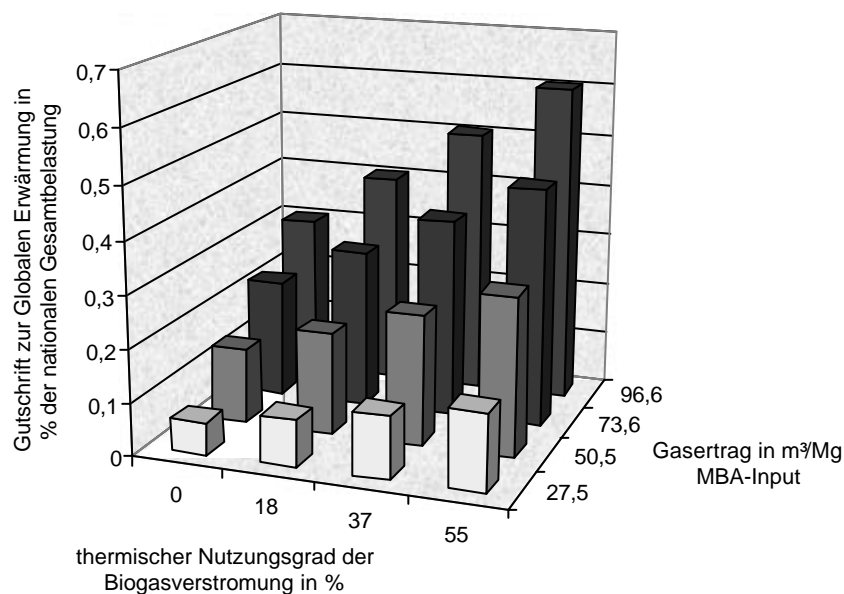


Abb. 4 Gutschriften bezüglich des Treibhauspotentials gegenüber der Standardvariante ohne Vergärung in Abhängigkeit von Gasertrag und thermischem Wirkungsgrad der Biogasverstromung (Koller 2000)

Es zeigt sich, daß die Beiträge zum Klimaschutz in Abhängigkeit von den Rahmenbedingungen um den Faktor 6 variieren können. Da die Gasausbeute pro Anlageninput und der thermische Nutzungsgrad nicht miteinander konkurrieren, sollten - soweit technisch und ökonomisch sinnvoll - beide Größen für eine ökologische Optimierung der Vergärungsstufe maximiert werden.

84.2 Sekundärbrennstoffe aus Restmüll

Der Einsatz von Sekundärbrennstoffen aus Restabfall (hochkalorische Fraktionen, stabilisierter Restabfall etc.) in industriellen Feuerungsanlagen² wird aufgrund neuer Verfahrensentwicklungen in jüngerer Zeit wieder verstärkt diskutiert. Neben Vorteilen im Klimaschutz durch eine energieeffiziente Verwertung muß auch mit Nachteilen, besonders durch Schwermetallemissionen, gerechnet werden, solange Kraftwerke und industrielle Feuerungsanlagen nicht die hohen Emissionsstandards von MVAs einhalten. Sonst wäre zu befürchten, daß die ökologischen Standards der klassischen Müllverbrennung aufgeweicht werden.

Einflußgrößen auf die ökologische Bewertung sind weniger in den ökologischen Wirkungskategorien erkennbar, als vielmehr in der Emissionen von Einzelstoffen, insbesondere den Schwermetallen Quecksilber und Blei.

Bei der Mitverbrennung sind die Zusatzemissionen dieser Stoffe durch die Belastung der Leichtfraktion, die als Ersatzbrennstoff eingesetzt wird, im Verhältnis zur Belastung des substituierten Energieträgers sowie durch den Abscheidegrad der Stoffe in der Rauchgasreinigung bzw. im Produkt (z.B. Zementklinker) begründet. Der ökologische Nutzen des Einsatzes von Ersatzbrennstoffen ist umso größer, je stärker der substituierte Energieträger selbst belastet ist. Die Bezugsgröße für die Schadstoffbelastung stellt hierbei der Energieinhalt der Brennstoffe dar.

In Abbildung 5 werden die Effekte unterschiedlicher Rahmenbedingungen am Beispiel der Mitverbrennung im Zementwerk aufgezeigt. Neben dem Standardszenario (Substitution von Steinkohle mit mittlerer Schwermetallbelastung und mittlere Schwermetallabscheidung) sind fünf Varianten dargestellt:

- eine gegenüber dem Standardszenario erhöhte Schwermetallabscheidung im Zementwerk³
- eine gegenüber dem Standardszenario reduzierte Schwermetallabscheidung im Zementwerk
- Substitution einer hochbelasteten Steinkohle anstelle einer mittelbelasteten Steinkohle
- Substitution einer geringbelasteten Steinkohle anstelle einer mittelbelasteten Steinkohle
- Substitution einer hochbelasteten Braunkohle anstelle einer mittelbelasteten Steinkohle

² Darunter werden hier im folgenden neben typischen Industriefeuerungsanlagen wie z. B. Zementwerke auch speziell für Ersatzbrennstoffe ausgelegte Kraftwerke verstanden

³ insbesondere durch eine höhere Einbindung in den Klinker

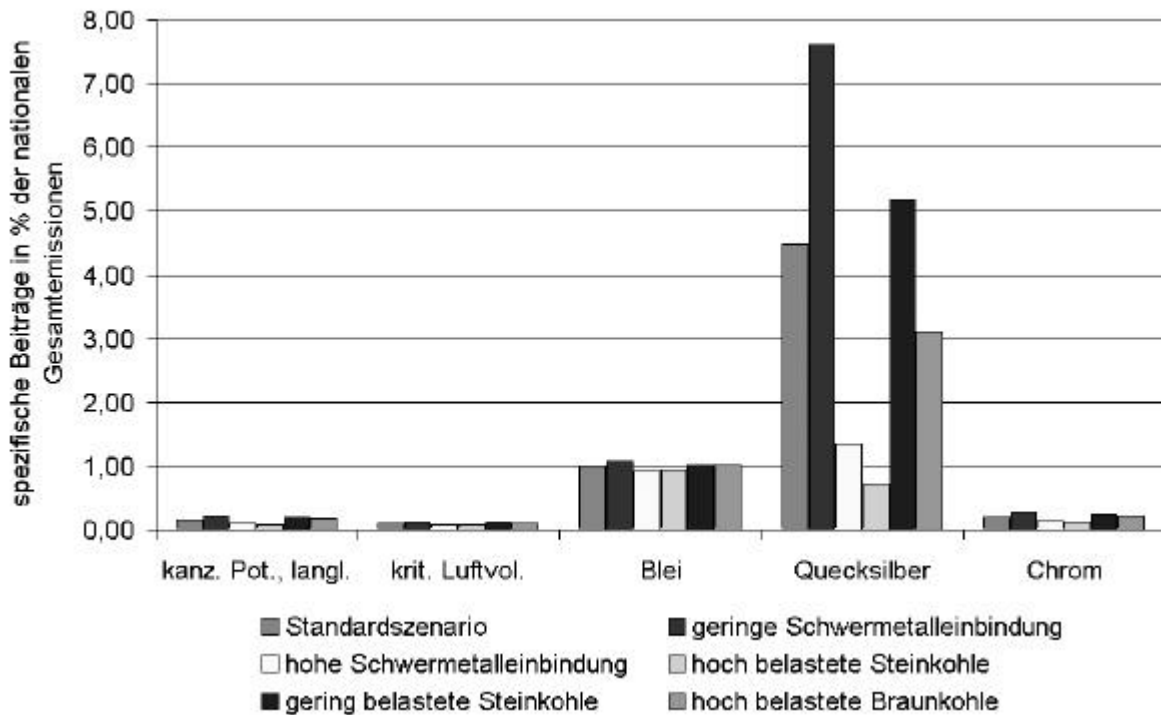


Abb. 5 Ökologische Sensitivitäten beim Einsatz von Ersatzbrennstoffen in Zementwerken

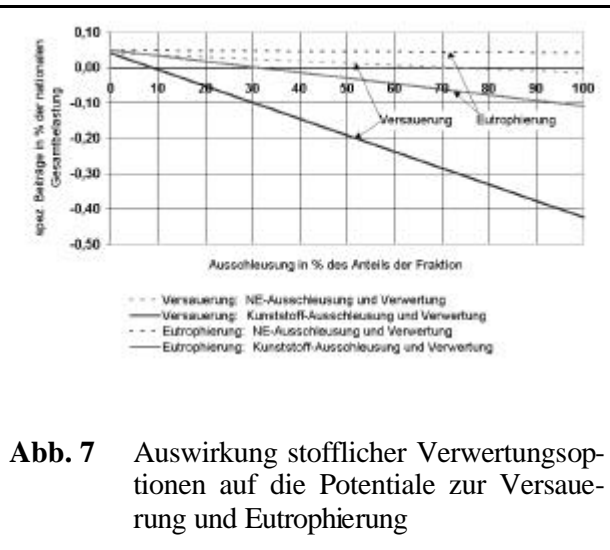
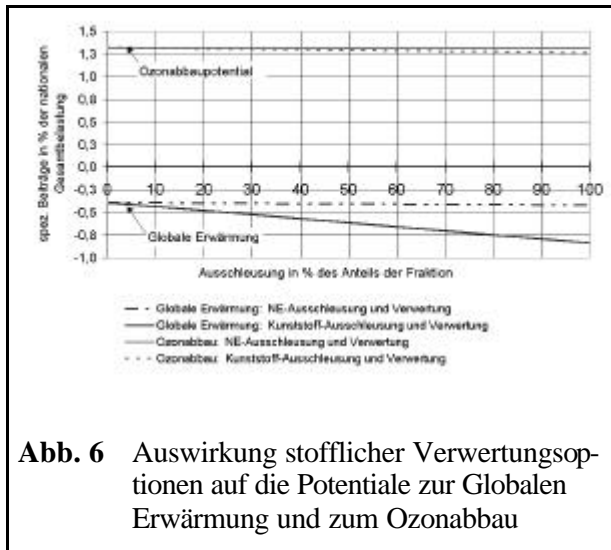
Unter den Schwermetallen fällt besonders Quecksilber mit hohen spezifischen Beiträgen und mit hohen Sensitivitäten auf. Quecksilber weist bereits im Standardszenario mit einem Anteil von über 4% an den nationalen Gesamtemissionen einen vergleichsweise hohen Wert auf. Auch die Anteile der Bleiemissionen an der nationalen Gesamtbelastung liegen mit 1% in einem nicht vernachlässigbaren Bereich. Insgesamt ist in Deutschland seit Mitte der achtziger Jahre ein deutlicher Rückgang der anthropogenen Schwermetallemissionen zu verzeichnen, der allmählich auch auf den Restabfall (und die daraus hergestellten Sekundärbrennstoffe) durchschlägt. Damit wird sich die toxikologische Problematik des Einsatzes von Ersatzbrennstoffen in industriellen Feuerungsanlagen zwar mittelfristig entschärfen, bis dahin müssen aber geeignete Emissionsminderungstechnologien die Zusatzbelastungen verhindern.

84.3 Wieder- und Weiterverwertung von NE-Metallen und Kunststoffen

Die Umwelteffekte einer weitergehenden Stoffstromtrennung und -verwertung werden für ausgewählte Wirkungskategorien abgeschätzt. Es wird angenommen, daß zusätzlich zur Vergärungsstufe und zur Verwertung der FE-Fraktion und der Leichtfraktion im Zementwerk (s.o.) Kunststoffe und NE-Metalle ausgeschleust und *stofflich* verwertet werden. Für die Abschätzung der Umwelteffekte einer stofflichen Kunststoffverwertung wurde angenommen, daß die Kunststofffraktion vollständig aus Polyethylen besteht und daß 90% davon verwertbar sind. Die Berechnungen berücksichtigen den verringerten Heizwert und die reduzierte Menge der Leichtfraktion für die Verwertung im Zementwerk im Falle einer parallelen Kunststoffeauschleusung für eine stoffliche Verwertung.

Hinsichtlich einer Verwertung der NE-Fraktion wurde entsprechend vorliegenden Abfalldaten von einem Anteil der NE-Fraktion an den Gesamtmetallen von 8,7 Gew % ausgegangen. Als wiederverwertbarer Bestandteil wurde Aluminium ausgewählt. Der Anteil beträgt 27,9%. Gutgeschrieben wird die Differenz der Emissionsinventare für die Bereitstellung von Neu- bzw. recyceltem Aluminium.

In den Abbildungen 6 und 7 ist beispielhaft dargestellt, wie eine solche zusätzliche stoffliche Verwertung die Bewertungsergebnisse beeinflussen kann. Die überschlägliche Abschätzung zeigt, daß die stoffliche Verwertung erhebliche Optimierungspotentiale bietet: die Einsparungen bzw. Gutschriften-erhöhungen können danach bis zu 0,5 % der jeweiligen nationalen Gesamtbelastung erreichen. Wie Abbildung 4 ausweist, ist damit eine Halbierung der Effekte verbunden. Welche Entlastungen eine Wiederverwertung tatsächlich erbringt, hängt von der Kunststoffzusammensetzung, den Aufwendungen für die Aufarbeitung und den tatsächlichen Substitutionswegen ab. Das muß einzelfallspezifisch untersucht werden. Die Verbesserungen durch eine Verwertung des Aluminiumanteils in der NE-Fraktion bringt dagegen geringere Vorteile.



84.4 Gesamtoptimierung und vergleichende Einordnung

Mit Ausnahme der stofflichen und energetischen Verwertung von Kunststofffraktionen im Restmüll schließen sich die einzelnen Stoffstromoptionen nicht aus, so daß sie im Sinne einer Optimierung der MBV miteinander kombiniert werden können. Die Optionen der Abfallbehandlung werden anhand von vier Varianten in Abbildung 8 dargestellt. Die Varianten direkte Deponierung und MVA stellen dabei die Grenzen bezüglich des Abbaus der organischen Materie dar: Während bei der direkten Deponierung überhaupt kein Organikabbau vor der Deponie stattfindet, wird bei der thermischen Behandlung die Organik nahezu vollständig vor der Deponie umgesetzt. Innerhalb dieser Grenzen bewegt sich die MBV, die einen teilweisen Abbau bewirkt.

Die zwei Intensivvarianten (Intensiv-MBA bzw. optimierte Intensiv-MBA) repräsentieren Anlagen der mechanisch-biologischen Vorbehandlung, in denen durch eine intensive mechanische Vorbehandlung (Zerkleinerung, Homogenisierung, Sichtung etc.) und durch eine Zwangsbelüftung eine Optimierung des Rotteprozesses und damit ein beschleunigter Abbau erreicht wird. Diese Anlagen sind mit einer Abluffassung und -reinigung ausgestattet. Die beiden Varianten unterscheiden sich hinsichtlich des Ausmaßes, in dem einzelne Fraktionen des Restmülls für eine stoffliche oder energetische Nutzung aufbereitet und ausgeschleust werden. Während in der Variante Intensiv-MBA nur eine Abscheidung der Fe-Fraktion vorgenommen wird, beinhaltet die Variante optimierte Intensiv-MBA auch eine Vergärungsstufe für die organische Feinfraktion, die Ausschleusung von Aluminium für die Wiederverwertung, von Kunststoffen für eine Weiterverwertung und der (danach noch verbliebenen) hochkalorischen Fraktion für industrielle Feuerungsanlagen (Zementwerk).

In den Untersuchungen berücksichtigt sind die betrieblichen Aufwendungen für Vorbehandlung und Deponie, soweit sie Energieträger betreffen (z. B. Öl und Gas für die Stützfeuerung in MVAs) und deren Emissionen, sowie (je nach Entsorgungslinie) Gutschriften für eine stoffliche und/oder energeti-

sche Nutzung bzw. Verwertung von Fraktionen des Restmülls. Bezugsgröße für die Bewertungsergebnisse ist die jährlich in Deutschland zu entsorgende Restabfallmenge. Bei der MVA wurde von einer Rostfeuerung ausgegangen, für deren Wirkungsgrade und Emissionen mittlere Werte nach neuesten Erhebungen (Wallmann 1999, AGVU 2000) zugrunde gelegt wurden.

Deutlich erkennbar sind enorme Verbesserungen für die MBV bei einer Kombination verschiedener Verwertungsmaßnahmen. Die MBV weist dadurch in fast allen Bewertungsgrößen in der Gesamtbilanz Umweltentlastungen aus und erzielt mit Ausnahme des Bewertungskriteriums Ozonabbau der MVA vergleichbare Effekte. Gegenüber der Intensiv-MBA ohne Stoffstromausschleusung kommt es nur hinsichtlich der Emission langfristig wirkender Kanzerogene zu einer Verschlechterung. Verursacht wird das durch die vergleichsweise höheren Schwermetallemissionen bei einer Verwertung hochkalorischer Fraktionen im Zementwerk.

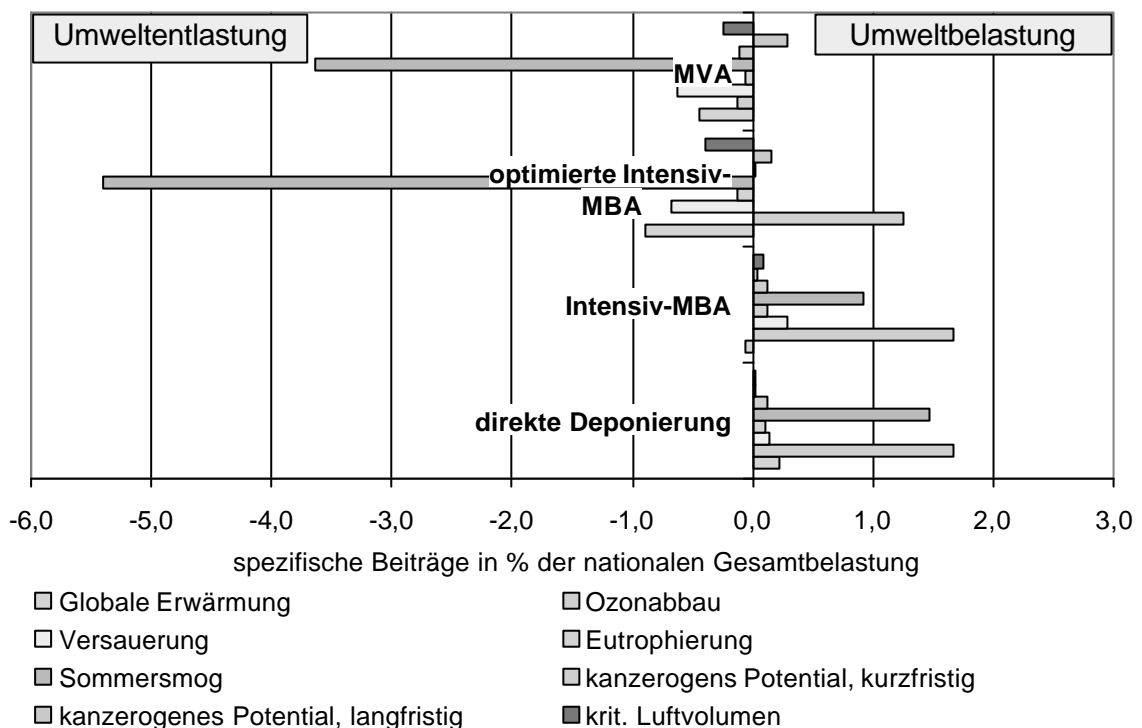


Abb. 8 Vergleich von ökologischen Auswirkungen von 4 Verwertungsvarianten

85 Ausblick

Mit Hilfe ökobilanzieller Bewertungsmethoden konnte gezeigt werden, daß die Umwelteffekte der MBV durch ein konsequentes Stoffstrommanagement deutlich reduziert werden können. Die ökologischen Entlastungen sind in allen Beispielen deutlich höher als die notwendigen Aufwendungen. Allerdings spielt die konkrete technische Ausgestaltung der Maßnahmen eine entscheidende Rolle auf das Gesamtergebnis. Für die praktische Anwendung weist dies einerseits auf erhebliche technische Optimierungspotentiale bestehender Systeme, andererseits auf die Notwendigkeit der einzelfallspezifischen Betrachtung hin. Weiterhin ist die Etablierung der stoffstromorientierten Abfallbehandlung nur möglich, wenn die entsprechenden ökonomischen und organisatorischen Rahmenbedingungen geschaffen werden, d. h. einerseits definierte Produktqualitäten erzeugt werden und andererseits eine tatsächliche Nachfrage nach diesen Wertstoffen besteht. Die Moderation dieses Prozesses stellt eine große abfallpolitische Herausforderung dar.

86 Literatur

- AGVU 1999 Dehoust, G.; Weinem, P.; Fritsche, U.; Wollny, V.: Vergleich der rohstofflichen und energetischen Verwertung von Verpackungskunststoffen, i. A. der Arbeitsgemeinschaft Verpackung und Umwelt AGVU, Darmstadt/Essen 1999
- BMU 1999 Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit: Pressemitteilung vom 20.08.1999
- FRICKE ET AL. 1999 Fricke, Dr. K.; Müller, Dr. W.: Stabilisierung von Restmüll durch mechanisch-biologische Behandlung und Auswirkungen auf die Deponierung. Kurzfassung des Endberichts zum BMBF-Verbundvorhaben „Mechanisch-biologische Behandlung von zu deponierenden Abfällen“, Teilvorhaben 2/1, Witzenhausen, Juli 1999
- KOLLER 1996: Koller, M.: Ansätze für eine ökologische Systembewertung - Ökobilanzen zur Restabfallbehandlung, in: Soyez, K. Hrsg. BMBF-Verbundvorhaben Mechanisch-biologische Behandlung von zu deponierenden Abfällen, Beiträge der 1. Tagung, 13./14. März 1996, Potsdam, Potsdam 1996
- KOLLER et al. 1999. Koller, M.; Thrän, D.; Herman, T. et al., Ökologische Bewertung der mechanisch-biologischen Restabfallbehandlung, In: Tagungsband Ergebnispräsentation des BMBF-Verbundvorhabens, Potsdam, 7.-8.9.1999, S. 25-42
- KOLLER et al. 2000: Koller, M., M.; Thrän, D.; Herman, T., Soyez, K.: Ökologischer Stellenwert anaerober Behandlungsstufen in der mechanisch-biologischen Restabfallbehandlung, in: B. Bilitewski (Hrsg.): Anaerobe biologische Abfallbehandlung, Erfahrungen – Konzepte – Produkte, Dresden, 21-22.2.2000
- MÜNSTER 1998 Dehoust, G. et al.: Sytemvergleich unterschiedlicher Verfahren der Restabfallbehandlung für die Stadt Münster, im Auftrag der Stadt Münster, Darmstadt 1998
- NIEWELER 1998 Nieweler, A.: Anlagenkonzept der mech.-biol. Restabfallbehandlungsanlage RABA Bassum. In: Arbeitsgemeinschaft stoffspezifische Abfallbehandlung Veranstalter: 2. Niedersächsische Abfalltage, Oldenburg 2.-4.März 1998, S. 310-319
- SIEVERS 1999 Sievers, Dr.-Ing. U.: Großtechnisches Pilotprojekt zur mechanisch-biologischen Abfallbehandlung des Landkreises Ravensburg. Abschlußbericht für den Ausschuß für Umwelt und Technik, Ravensburg, Mai 1997
- SOYEZ ET AL 1999 Soyez, K.; Koller, M.; Thrän, D. et al.: Systembewertung der mechanisch-biologischen Restabfallbehandlung - Übersicht, In: Tagungsband Ergebnispräsentation des BMBF-Verbundvorhabens, Potsdam, 7.-8.9.1999, S. 1-24
- THRÄN ET AL 1998 Thrän, D.; Koller, M.; Soyez, K.: Einsatzmöglichkeiten der mechanisch-biologischen Vorbehandlung in einer stoffstromorientierten Abfallwirtschaft. In: Soyez, K. (Hg.): Mechanisch-biologische Restabfallbehandlung in Brandenburg. Forschungstexte des Brandenburgischen Umweltforschungszentrum. Alt-Ruppin, Januar 1998.
- VOLLMER 1999 Vollmer, G.-R.: Erschöpfende Vergärung von Restmüll mit Hygienisierung und Schadstoffabbau. Endbericht zum BMBF-Verbundvorhaben „Mechanisch-biologische Behandlung von zu deponierenden Abfällen“, Teilvorhaben 2/7, Nordhausen, März 1999
- WALLMANN 1999 Wallmann, R: Ökologische Bewertung der mechanisch-biologischen Restabfallbehandlung und der Müllverbrennung auf Basis von Energie- und Schadgasbilanzen, Dissertation an der GH Kassel, 1999
- WALTER 1999 Walter, G.: Wissenschaftliche Begleitung des Restabfallbehandlungskonzeptes der Stadt Münster. In: Gallenkemper, Bidlingmaier, Doedens, Stegmann Hrsg.: 6. Münsteraner Abfallwirtschaftstage, Fachhochschule Münster, Münster 1999, S. 315-325

Anschrift der Autoren:

Matthias Koller, Daniela Thrän, Tim Hermann, Sebastian Plickert, Dr. Konrad Soyez
Universität Potsdam
Zentrum für Umweltwissenschaften, AG Ökotechnologie
Park Babelsberg 14, Haus 7, 14482 Potsdam

Wertstoffgewinnung in der mechanischen Aufbereitung

W. Müller, G. Heckenkamp, M. Niesar, K. Fricke

87 Ausgangssituation

Die mechanische Aufbereitung hat sich im Konzept der MBA von der bloßen Materialaufbereitung zur Einstellung optimaler Rottebedingungen zum zentralen Instrument der Stoffstromtrennung entwickelt. Durch die mechanische Aufbereitung werden die vermischten Restabfälle in Stoffströme für die nachfolgenden Behandlungs- oder Verwertungsschritte getrennt. Weiterhin werden die Stoffströme für nachfolgende Verfahrensschritte vorbereitet.

Zentrale Aufgaben und Funktionen der mechanischen Aufbereitung sind:

- Abtrennung der heizwertreichen Komponenten, insbesondere Kunststoffe und Textilien vor der Deponierung;
- Fe- und NE-Metall-Scheidung mit dem Ziel der Verwertung **und** Schadstoffentfrachtung;
- Abtrennung von Störstoffen, die den Verfahrensablauf beeinträchtigen;
- Einstellung eines optimalen Materialaufschlusses, Wassergehaltes und einer optimalen Korngröße sowie Homogenität der biologisch zu behandelnden Fraktion – abhängig vom Rotte- oder Vergärungsverfahren;
- Konfektionierung des zu deponierenden Materials zur Gewährleistung hoher Einbaudichten mit geringen Durchlässigkeitsbeiwerten; hier insbesondere Wassergehalt ($w < w_{Pr}$); geringe Korngröße ($< ca. 100\text{ mm}$), große Homogenität und geringer Anteil schlecht verdichtbarer Komponenten.

Die Entscheidung für eine bestimmte Konzeption der mechanischen Aufbereitung hängt wesentlich von der angestrebten Qualität der Stoffströme im Hinblick auf die nachfolgenden Behandlungsverfahren ab.

Die Abtrennung der heizwertreichen Fraktionen gehört mittlerweile zum technischen Standard fortgeschrittener Konzeptionen der MBA. Sie wird als Anforderung auch vom UBA und BMU in die Neufassung der TAsi bzw. die Umsetzung der EU-Deponierichtlinie eingebracht.

88 Anforderungen an die Stoffstromtrennung

Die Restabfälle sollen in der mechanischen Aufbereitung in drei wesentliche Stoffströme geteilt werden:

- Heizwertreiche Grob- und Leichtfraktion zur energetischen Verwertung;
- Heizwertarme und / oder biologisch abbaubare Fraktionen zur anschließenden Deponierung;
- Fe- und NE-Metalle zur stofflichen Verwertung.

Besonderes Interesse gilt dabei zunehmend den abzutrennenden Grob- und Leichtfraktionen zur energetischen Verwertung. Die Anforderungen an diesen Stoffstrom sind einerseits durch den Mindest-Heizwert von 11.000 kJ/kg im KrW-/AbfG und andererseits durch zusätzliche materialspezifische Parameter von Seiten der Verwerter vorgegeben. Derzeit ungeklärt ist die Nachweisführung eines möglichst hohen Abscheidegrades der betreffenden Abfallfraktionen aus dem anschließend zu deponierenden Stoffstrom.

Ob die Vorgabe eines Grenzwertes für den Glühverlust im Deponiegut als Gütemaß für den Abscheidegrad der heizwertreichen Fraktionen – wie vom UBA/BMU gefordert – praktikabel und aussagefähig ist, wird vielfach bezweifelt (MÜLLER, et al. 1999).

Der Glühverlust wird sowohl durch den Gehalt an heizwertreichen Fraktionen als auch in gleichem Maße durch heizwertarme Bestandteile der Restabfälle wie z.B. Küchen- und Gartenabfälle beeinflusst. In Abhängigkeit von der Zusammensetzung des Restabfall-Inputs kann ein Glühverlust von 30% im Deponiegut einerseits bereits durch marginale Abschöpfungen von heizwertreichen Abfällen erreicht werden (Ofenheizung, ländliches Gebiet) oder andererseits selbst bei einem theoretischen Abscheidegrad von 100% der betreffenden Fraktionen nur knapp unterschritten werden (Stadt, Fernheizung) (FRICKE et al., 1999).

Das eigentliche Ziel der Regulierung muß der Nachweis einer bestimmten Abscheidung heizwertreicher Abfallbestandteile aus dem Restabfall sein. Daher ist es aus fachlicher Sicht sinnvoller, einen Abscheidegrad für die heizwertreiche Fraktion festzulegen. Dies kann wirkungsvoll durch Festlegung eines Abscheidegrades oder ggf. zulässigen Restgehaltes der Kunststofffraktion im abzulagernden Material sichergestellt werden.

89 Systeme der MA und deren Effektivität zur Stoffstromtrennung

Die zur Trennung der Stoffströme in der mechanischen Aufbereitung eingesetzten Verfahrensschritte bestehen im wesentlichen aus:

- Siebung;
- Zerkleinerung;
- Fe- und NE-Metall-Scheidung.

Dabei kommen je nach Anlagenkonzeption unterschiedliche Systeme zum Einsatz. Während zur Siebung hauptsächlich Trommelsiebe verwandt werden, ist das Spektrum an Zerkleinerungsaggregaten größer und besteht aus:

- Walzen- oder Schneckenmühlen mit schonender, zerfasernder Zerkleinerung,
- Hammermühlen mit unspezifischer starker Zerkleinerungswirkung sowie

- Kugelmühlen mit sehr hohem Zerkleinerungsgrad.

Die Siebung trennt Stoffe unterschiedlicher Korngröße in die durch die Siebweite vorgegebenen Korngrößenklassen. Weitere Funktionen der Siebung sind:

- Abtrennung sperriger Bestandteile zur Verhinderung von Funktionstörungen in nachfolgenden Aggregaten und Fördereinrichtungen;
- Homogenisierung;
- Öffnung von Gebinden, Zerkleinerung durch Scherkräfte und Auflasten;
- Erzeugung eines geeigneten Kornspektrums für nachgeschaltete Verwertungs- und Behandlungsverfahren.

Die Siebung teilt das Aufgabegut in zwei Stoffströme, das Grobgut (Siebüberlauf, Überkorn) und das Feingut (Siebdurchgang, Unterkorn). Eine technische Siebung stellt einen unvollkommenen Trennungsprozeß dar. Abhängig von der Siebart verbleibt eine bestimmte Menge des Unterkorns im Grobgut, z.B. durch Anhaftungen. Ebenso befinden sich im Unterkorn unterschiedlich große Mengen der Grobkorns, u.a. verursacht durch sogenanntes Aufstellen von Abfallbestandteilen mit großer Längsausdehnung und geringem Durchmesser wie z.B. Stäbe.

Der Siebgütegrad ist die Kenngröße für die Trennschärfe eines Siebvorganges. Er wird durch verschiedene Faktoren beeinflusst:

- Breite, Länge, Neigung und Form des Siebes;
- Siebgeschwindigkeit;
- Art und Öffnung des Siebbodens;
- Durchsatz, Feuchte, Kornverteilung und Faserigkeit des Siebgutes.

89.1 Sieblinien/Korngrößenverteilung

Der mittels Siebung erreichbare Abscheidegrad und die spezifische Wirkung der Zerkleinerung auf den gesamten Restabfall sowie auf einzelne Abfallfraktionen kann durch die Ermittlung von Sieblinien dargestellt werden.

89.1.1 Restabfall gesamt

Abbildung 1 zeigt die Korngrößenverteilung für Restabfall nach der Zerkleinerung mit unterschiedlichen Aggregaten im Vergleich zu einer Korngrößenverteilung für unzerkleinerte Restabfälle. Die Linien für unzerkleinerten Restabfall und für die Hammermühle sind jeweils als Mittelwert aus verschiedenen Untersuchungen mit Abweichungen dargestellt.

Deutlich zu erkennen ist bei allen Sieblinien eine Verlagerung der Korngrößen in das Unterkorn < 40 mm. Während im unzerkleinerten Restabfall etwa 40% im Unterkorn < 40 mm enthalten sind, erhöht sich dieser Anteil nach der Zerkleinerung in der Hammermühle auf 70%. Eine sehr weitgehende Zerkleinerung wird mit der Kugelmühle erzielt. Hier reichern sich nahezu 80% des Materials nach der Zerkleinerung in der Korngröße < 20 mm und 90% in der Korngröße < 40 mm an.

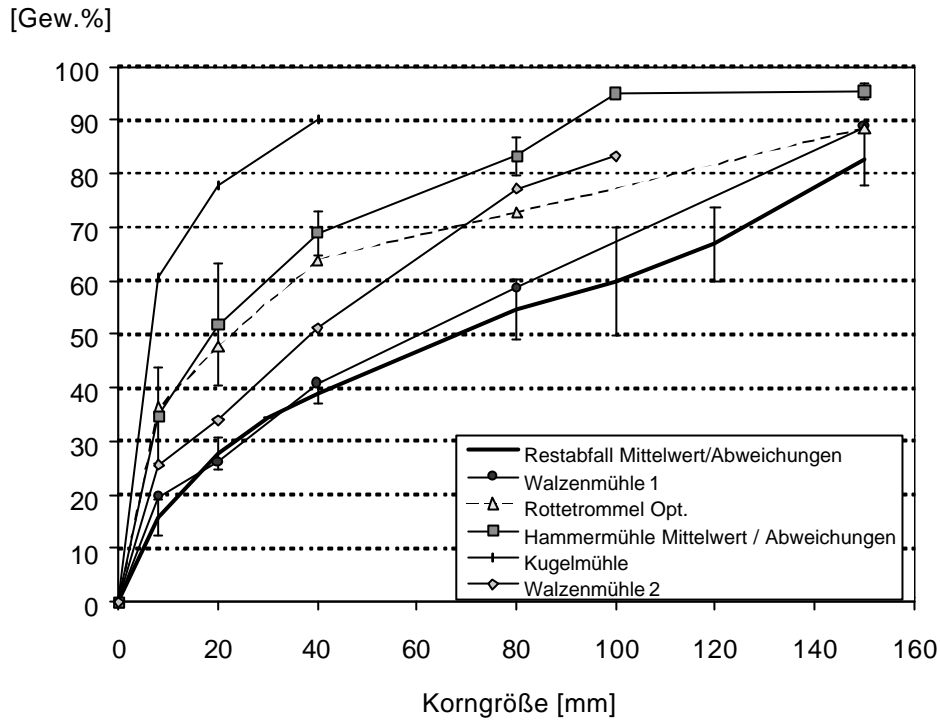


Abb. 1 Korngrößenverteilung von unzerkleinertem Resthaus- und Geschäftsmüll und nach Zerkleinerung mit verschiedenen Aggregaten

Bei Walzenmühle 2 ist im Gegensatz zu Walzenmühle 1 eine deutlichere Zerkleinerungswirkung erkennbar. Es wird deutlich, daß der Zerkleinerungsgrad von Walzenmühlen in starkem Maße von der Bauweise, Verschleiß und aggregatspezifischen Einstellungen (Walzenabstände etc.) beeinflusst wird.

89.2 Kunststoffe/Folien

Für die Bewertung der Abtrennung der heizwertreichen Fraktionen sind die Korngrößenverteilungen der einzelnen Abfallfraktionen heranzuziehen. Im folgenden sind die Korngrößenverteilungen der Fraktionen Folien und sonstige Kunststoffe als Beispiel für die heizwertreichen Bestandteile dargestellt.

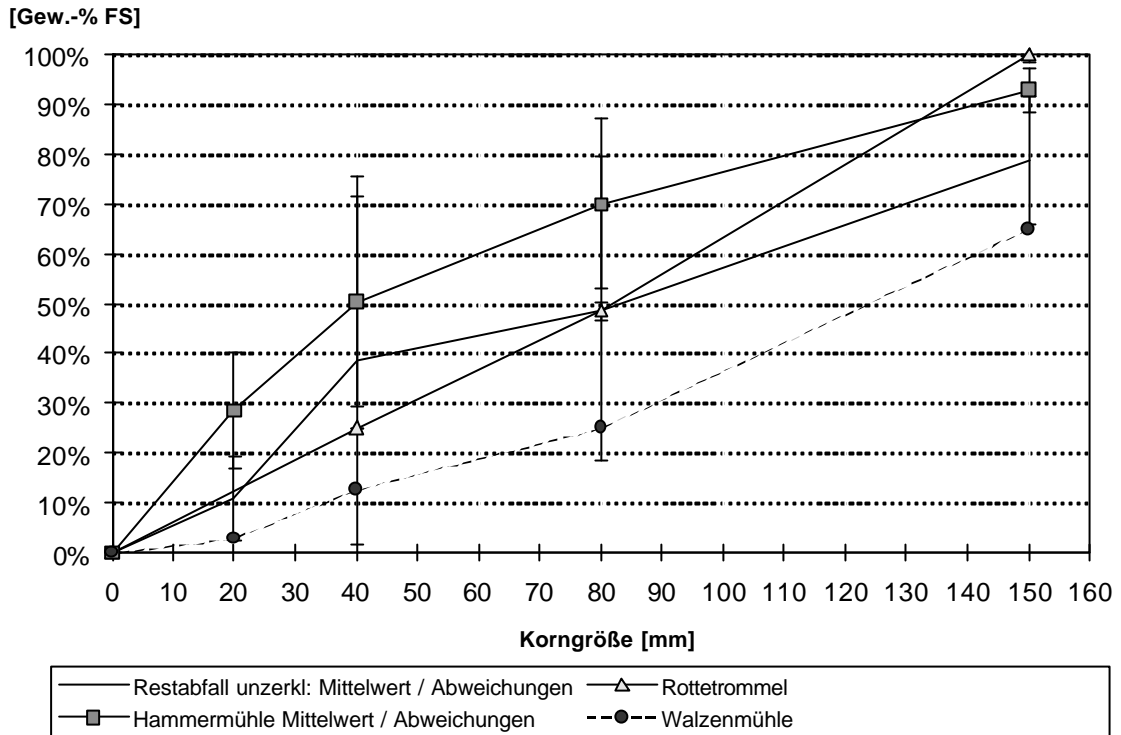


Abb. 2 Korngrößenverteilung der Fraktion Folien im unzerkleinerten Restabfall und nach Einsatz unterschiedlicher Zerkleinerungsaggregate

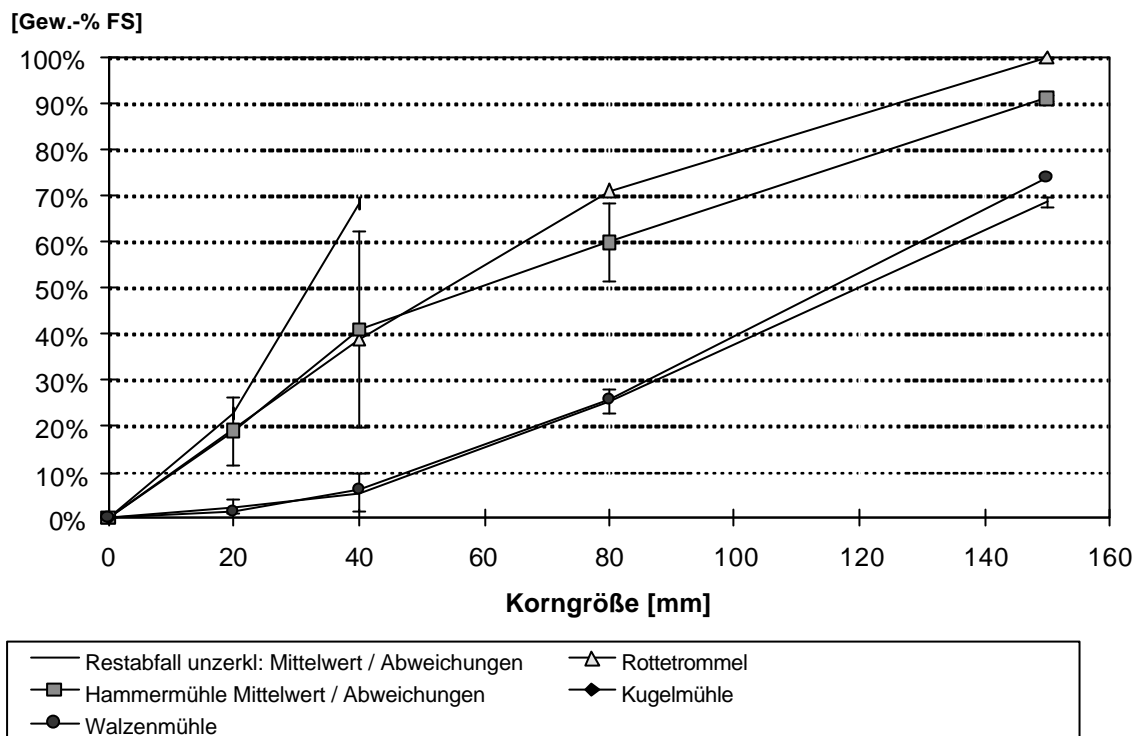


Abb. 3 Korngrößenverteilung der Fraktion Sonstige Kunststoffe unzerkleinert und nach Einsatz unterschiedlicher Zerkleinerungsaggregate

Folien und Sonstige Kunststoffe befinden sich unzerkleinert zu 75% in den Kornklassen > 80 mm. Während durch die Walzenmühle keine erkennbare Zerkleinerung erfolgt, gelangen durch die Zerkleinerung in der Hammermühle 60% der Fraktion Sonstige Kunststoffe und 70% der Folien in das Unterkorn < 80 mm.

89.3 Abbaubare Organik

Die biologisch abbaubaren Bestandteile sollten durch die Stoffstromtrennung in der mechanischen Stufe möglichst weitgehend in die Feinfraktion gelangen, die anschließend biologisch behandelt und deponiert wird. In Abbildung 4 ist die Korngrößenverteilung der Organikfraktion dargestellt.

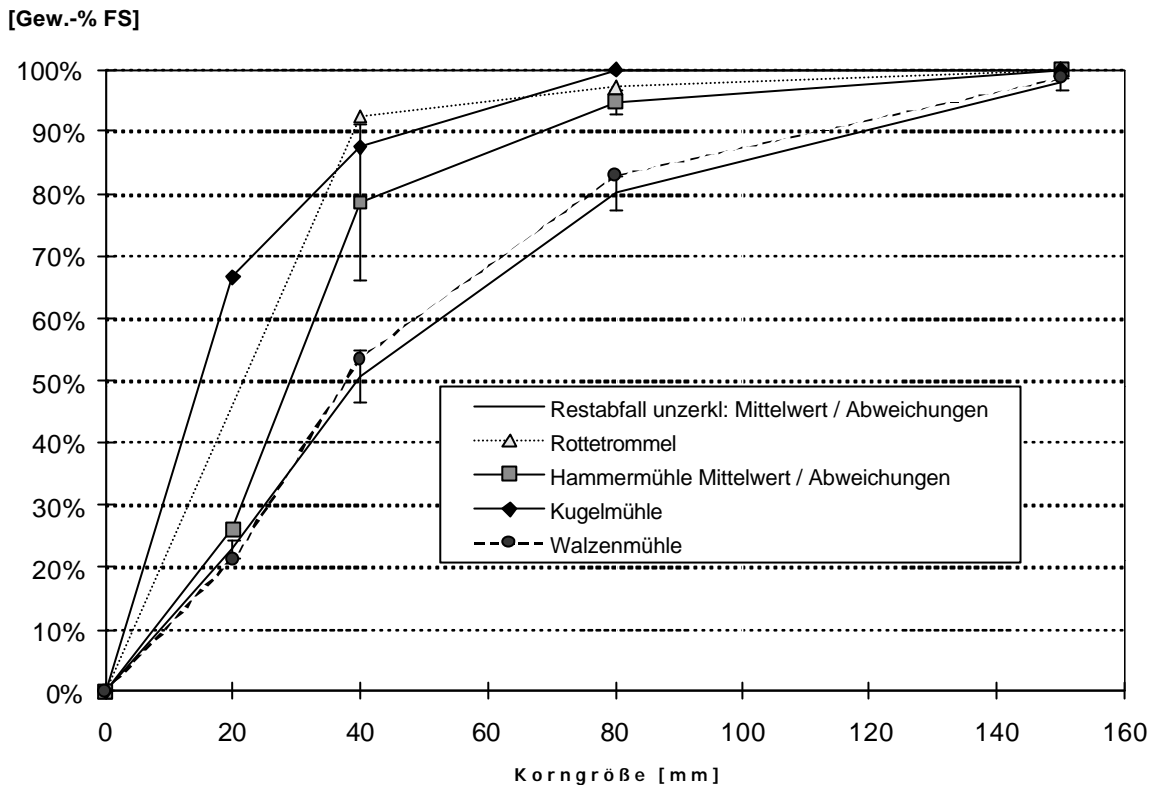


Abb. 4 Korngrößenverteilung der Fraktion Organik unzerkleinert und nach Einsatz unterschiedlicher Zerkleinerungsaggregate

Die Fraktion Organik befindet sich bereits unzerkleinert überwiegend in den unteren Korngrößen. Im Unterkorn < 80 mm sind 80% der Organik zu finden. Nach der Zerkleinerung in Hammer- und Kugelmühle befinden sich 80% bis über 90% der Organik in der Kornfraktion < 40 mm.

90 Ermittlung von Kenngrößen für die Stoffströme in nachfolgenden Behandlungs- und Verwertungsverfahren

Die Qualität der in der mechanischen Aufbereitung abgetrennten Stoffströme wird durch die Ermittlung von Kenngrößen bewertet. Anhand der Zusammensetzung der einzelnen Kornklassen nach Sortierfraktionen (z.B. Papier, Holz, etc.) lassen sich Heizwert (H_u) und Gehalt an biologisch abbaubarer Substanz (σTS_{bio}) als verwertungs- bzw. behandlungsspezifische Kenngrößen hochrechnen.

90.1 Kenngrößen der Sortierfraktionen

Die Charakterisierung einer Sortierfraktion als heizwertreich oder heizwertarm erfolgt über den Heizwert (H_u), der aus dem laboranalytischen Parametern Brennwert (H_o), Trockensubstanzgehalt (TS) und Wasserstoffgehalt (H) unter Einbeziehung der Verdampfungswärme für das Wasser berechnet wird.

Tab. 1 Charakterisierung von Abfallfraktionen nach chemisch-physikalischen Parametern (FRICKE et al., 1999)

	TS	OTS	OTS bio	Ho	Hu
	% FS	%TS	%TS	kJ/kg	kJ/kg
Org. - Garten	50	79	79	16.500	7.167
Org. - Haushalt	44	77	77	15.000	5.582
Schmutzpapier	55	88	88	18.700	8.943
Summe Organik	48	72	72	16.000	6.617
Organik < 40 mm	49	66	66	16.000	6.767
rec. Papier (nicht DSD)	68	80	76	16.500	9.777
Pappe (nicht DSD)	70	82	78	19.000	11.849
Summe Papier	69	80	76	17.000	10.283
Getränkeverbund	75	88	70	22.000	14.740
sonst. Verbundverp.	79	83	62	26.500	19.158
Blister u. Becher	88	90	5	35.700	28.354
Hohlkörper	85	90	0	29.500	22.055
Folien	77	90	0	34.900	23.987
sonst. Hartkunststoffe	95	90	0	30.500	25.832
Schaumstoffe u. Styropor	74	90	0	35.600	23.516
Summe Kunststoffe	85	90	0	29.500	22.055
Glas	98	2	0	0	-48
Fe-Metalle (nicht DSD)	93		0	0	-159
Nicht Fe-Met.(nicht DSD)	90		0	0	-220
Materialverbund	85	75	38	16.000	11.813
Textil	74	92	55	21.900	14.712
Holz	78	95	95	20.500	14.834
Mineralien	97		0	0	-71
Summe Sonstiges	80	30	8	15.600	11.562
Windeln	50	92	69	27.300	12.369
Problemstoffe	75		0	8.000	4.833
Fraktion < 8	68	28	28	4.500	2.529

Die Charakterisierung der Fraktionen bezüglich der Eignung für eine biologische Behandlung kann anhand des Gehaltes an biologisch abbaubaren Stoffen erfolgen. Einen Anhaltswert hierfür bietet der Gehalt nativ-organischer Substanzen (oTS_{bio}), der den unspezifischen Glühverlust in biologisch abbaubare und nicht abbaubare Komponenten differenziert.

Die chemisch-physikalischen Kennwerte der Sortierfraktionen sind in Tabelle 1 als Ergebnis umfangreicher Analysen aus den Untersuchungen im Rahmen von Forschungsprojekten sowie anderer Untersuchungen der IGW und Literaturwerten zusammenfassend dargestellt.

In Tabelle 2 sind die einzelnen Abfallfraktionen im Hinblick auf eine Zusammenfassung in die nachfolgend aufgeführten Stoffströme charakterisiert:

- Abtrennung einer heizwertreichen Fraktion zur energetischen Verwertung bzw. thermischen Behandlung;
- Abtrennung von Fraktionen zur biologischen Behandlung bzw. Deponierung.

Tab. 2 Zuordnung der Fraktionen zu Stoffströmen

Heizwertreich / energetisch verwertbar	biologisch abbaubar oder mineralisch
Papier/Pappe	Papier/Pappe
Kunststoffe	Organik
Getränkeverbund	Getränkeverbund
Sonstige Verbundverpackungen	Schmutzpapier
Materialverbund	Holz
Textilien	Glas/Mineralien
Holz	Windeln
Windeln	Feinmüll < 10 mm

Eine Sonderstellung nehmen die Abfallfraktionen Papier/Pappe und Windeln ein, die bei einem relativ hohen Anteil am Restabfall von 8 bzw. 15% an der Grenze des Heizwertkriteriums liegen und gleichzeitig hohe Anteile biologisch abbaubarer Substanz aufweisen.

Der Heizwert H_u , der das Maß für die bei der Verbrennung tatsächlich entstehende Wärmeenergie eines Brennstoffes ist, hängt sehr stark vom Wassergehalt des Brennstoffes ab, wie aus der Berechnungsformel für den H_u hervorgeht.

Dieser Zusammenhang hat auf die Fraktionen Papier/Pappe und Windeln einen entscheidenden Einfluß. Der mittlere H_u für Papier/Pappe liegt mit knapp 10.000 kJ/kg unter dem Mindestwert von 11.000 kJ/kg für die energetische Verwertung. Papier/Pappe neigt aufgrund der hygroskopischen Eigenschaften zur Aufnahme von Wasser beim Kontakt mit wasserhaltigen Substanzen im Abfall wie Organik und Feinmüll.

90.2 Heizwert

In Abbildung 5 sind die Auswirkungen der Zerkleinerung auf den Heizwert der Siebüberläufe im Vergleich zu unzerkleinerten Abfällen dargestellt.

Die Ergebnisse wurden unter der Voraussetzung einer 100%-igen Siebwirkung ermittelt, was in der Praxis i.d.R. nicht der Fall ist. Die dargestellten Werte sind daher als Optimum bzw. Potential zu betrachten. In Abhängigkeit von der Dimensionierung des Siebaggregates sind bei einer Prognose für den Praxisfall ggf. Fehlsiebungsanteile zu berücksichtigen.

Der Mindest-Heizwert von 11.000 kJ/kg für die energetische Verwertung ist bei der Absiebung von unzerkleinertem Abfall nur mit Sieblochweiten zu erreichen, die deutlich über 80 mm liegen. Demgegenüber wird der Wert bei der Absiebung nach einer Zerkleinerung mit Hammermühle auch im Überkorn > 40 mm deutlich überschritten. Dabei ist allerdings zu berücksichtigen, daß die abgeschiedene Abfallmenge nach der Zerkleinerung in der Hammermühle selbst im Überkorn > 40 mm nur bei etwa 30% des Gesamtinputs liegt.

Durch Zerkleinerung werden im Überkorn > 40 mm etwa gleiche Verhältnisse wie im unzerkleinerten Überkorn > 150 mm erreicht. Der H_u liegt bei ca. 14.000 kJ/kg, die abgeschiedene Menge bei 15-30% des Gesamtinputs.

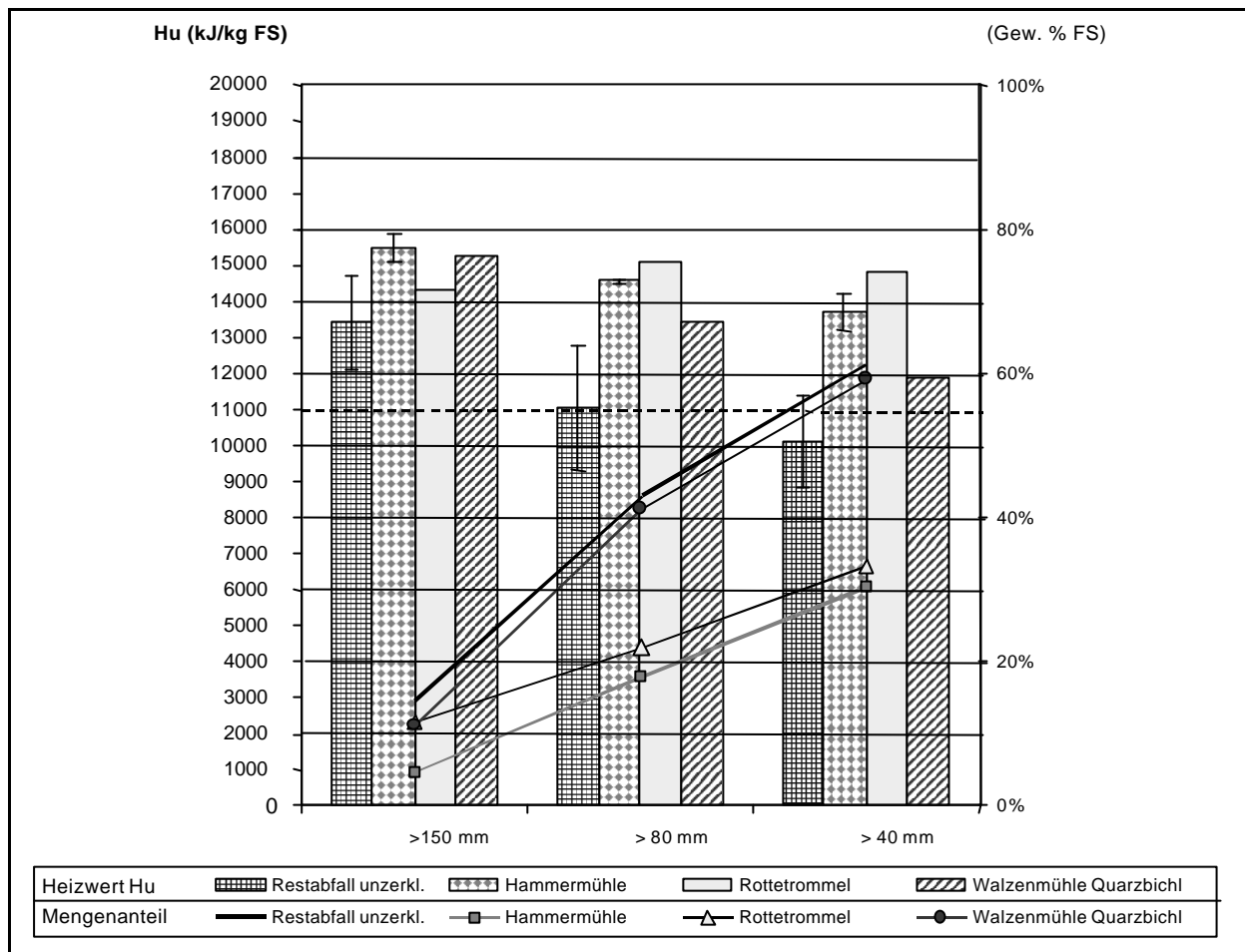


Abb. 5 Heizwert von Siebüberläufen unzerkleinerter und zerkleinerter Abfälle

90.3 Abaubare Organik

Die Menge an biologisch abbaubaren Bestandteilen ($\sigma\text{TS}_{\text{bio}}$) im Restabfall setzt sich aus den abbaubaren Anteilen unterschiedlicher Fraktionen zusammen. Dazu zählen neben der Organik insbesondere Papier/Pappe, Holz und Windeln, die gleichzeitig als energetisch verwertbar gelten. Abbildung 6 zeigt die durchschnittlichen $\sigma\text{TS}_{\text{bio}}$ -Gehalte im Siebdurchgang unzerkleinerter und zerkleinerter Abfälle.

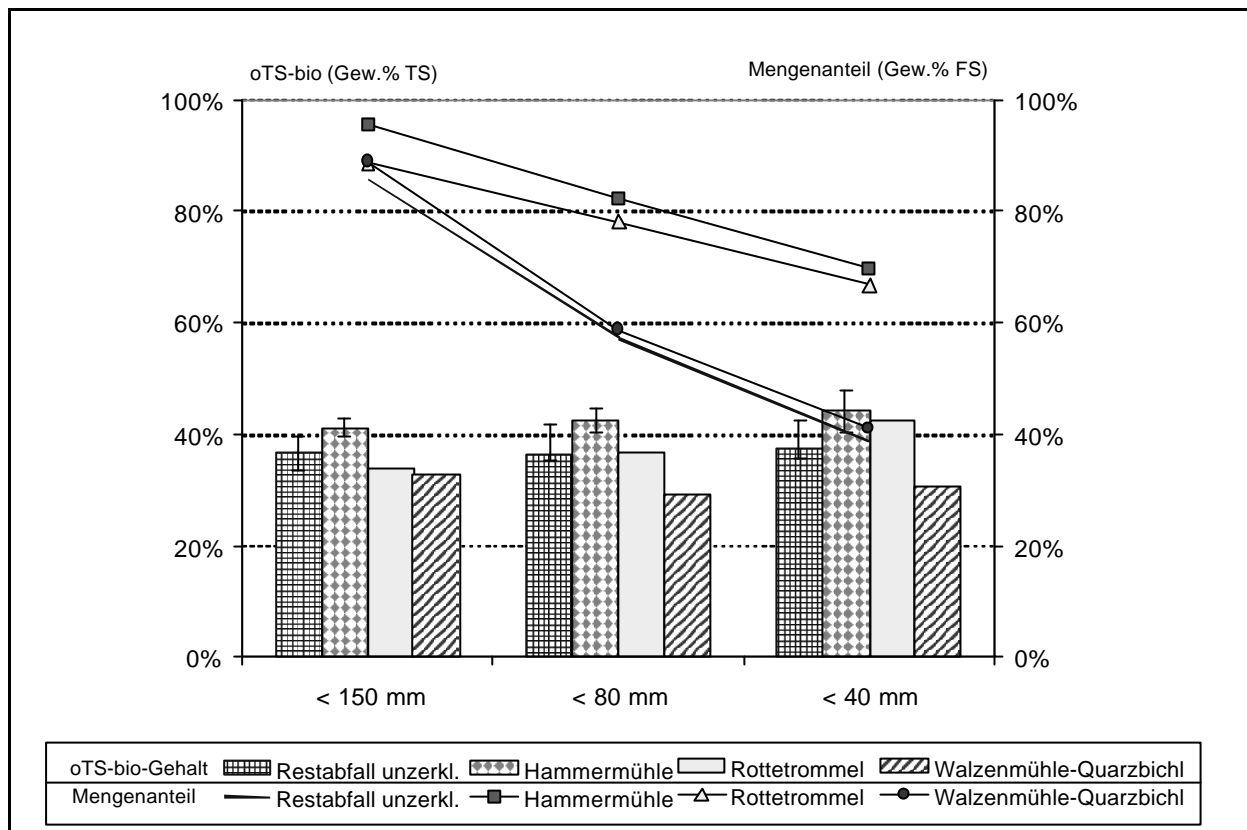


Abb. 6 oTS_{bio} -Gehalt im Siebdurchgang zerkleinerter und unzerkleinerter Abfälle

Der oTS_{bio} -Gehalt ist im unzerkleinerten und zerkleinerten Zustand in allen Siebfractionen nahezu gleich. In den größeren Kornklassen wird er hauptsächlich durch die Fraktionen Windeln und Papier bestimmt, in den kleineren Kornklassen besteht er im wesentlichen aus Küchen- und Gartenabfällen.

Eine gewisse Anreicherung ist durch die Zerkleinerung in der Hammermühle erkennbar, da neben der Organik auch Windeln und Papier ins Unterkorn gelangen. Diese Anreicherung der nativ organischen Bestandteile wird von der gleichzeitigen Zerkleinerung der nicht biologisch abbaubaren Kohlenstoff-Komponenten und der mineralischen Bestandteile (Glas) nahezu ausgeglichen, weshalb die starke Erhöhung der abgeschöpften Menge nicht von einer Erhöhung des oTS_{bio} begleitet wird.

91 Zusammenfassung und Schlußfolgerungen

Im Rahmen mehrerer Forschungsvorhaben an großtechnischen Anlagen und Aggregaten wurde eine umfangreiche Datengrundlage für die Konzeptionierung von mechanischen Aufbereitungsstufen erarbeitet.

Die Abtrennung der heizwertreichen Leichtfraktion zur Erzeugung eines verwertungsfähigen Ersatzbrennstoffes stellt einen wesentlichen Baustein der MBA dar. Diese Forderung soll auch in die derzeit sich in Erarbeitung befindliche Überarbeitung der TA-Siedlungsabfall in eine Deponie-VO des BMU aufgenommen werden. In dieser Verordnung soll die effektive Abtrennung der heizwertreichen Fraktion mit Hilfe eines Glühverlustgrenzwertes von 30% (der TS) im Deponat sichergestellt werden. Aufgrund der großen Schwankungsbreite der Inputzusammensetzung ist dieser starre Grenzwert als nicht sachgerecht einzustufen und sollte daher durch die Definition eines Abscheidegrades für die Kunststofffraktion ersetzt werden.

Das technische Konzept der mechanischen Aufbereitung kann nur für den jeweiligen Einzelfall ermittelt und bewertet werden. Es ist abhängig von der Zusammensetzung und der Menge der einzelnen Inputströme, den Anforderungen der nachfolgenden Behandlungs- und Verwertungstechniken, der Deponiesituation und anderen regional- und standortspezifischen Gegebenheiten.

Für die effektive Abtrennung der heizwertreichen Fraktionen aus dem Abfallgemisch bieten sich verschiedene Lösungswege an. Die wesentlichen Fragestellungen im Rahmen einer konkreten Detailplanung sind dabei:

- Zielheizwert und –menge für die abgeschiedene Leichtfraktion sowie
- Anforderungen der nachfolgenden biologischen Behandlung an das Rottegut.

Für eine effektive Abscheidung der heizwertreichen Fraktionen bietet sich nach derzeitigem Kenntnisstand ein mehrstufiges Konzept der mechanischen Aufbereitung an. Mit einer einzigen Siebstufe vor der biologischen Behandlung sind hohe Abscheidegrade bei gleichzeitig guter Trennschärfe kaum zu erreichen. Je kleiner die Siebmaschenweite gewählt wird, desto größer ist die Gefahr, daß heizwertarme Bestandteile ins Überkorn gelangen, wodurch der Heizwert entscheidend herabgesetzt wird.

Für eine optimierte Abscheidung vor allem von Kunststoffen bietet sich eine Grobabsiebung vor der biologischen Behandlung und eine zusätzliche Absiebung mit einem kleineren Siebschnitt nach der Rotte an. Zur Heizwerterhöhung kann die abgetrennte Grobfraktion mit Hilfe von Windsichtern und Hartstoffabscheidern weiter aufbereitet werden. Da die Anforderungen an die Konditionierung der Ersatzbrennstoffe stark vom nachgelagerten Verwertungsverfahren abhängt, dürfte zumindest bei kleineren MBA eine weitergehende Aufbereitung der heizwertreichen Fraktion in der MBA weniger sinnvoll sein. Es bietet sich vielmehr eine angepaßte Aufbereitung am Standort der Verwertungsanlage an.

Ein weiterer obligater Schritt der mechanischen Aufbereitung ist die Abtrennung der Eisen- und Nichteisenmetalle. Hierdurch wird neben der Gewinnung von Wertstoffen eine Schadstoffentfrachtung der unterschiedlichen Stoffströme erreicht.

Auf Grundlage der umfangreichen Untersuchungen der IGW zur Zusammensetzung unterschiedlicher Abfallarten hinsichtlich stofflicher und chemisch-physikalischer Parameter und zu den Auswirkungen der einzelnen Aufbereitungsschritte kann bei bekannter Zusammensetzung des Inputs eine einzelfallbezogene Konzeption der mechanischen Aufbereitung (und der biologischen Behandlungsstufe) erstellt werden. Es ist möglich, die zu erwartenden Stoffstrommengen und –qualitäten vergleichsweise genau zu ermitteln.

92 Literatur

- MÜLLER, W., K. FRICKE, R. WALLMANN, J. HAKE, T. TURK, W. BIDLINGMAIER, H. DOEDENS, G. RETTENBERGER (1999): Anforderungen erfüllt – Mit einer hochwertigen MBA und einer angepaßten Deponietechnik können die Schutzziele der TASI eingehalten werden; Müllmagazin 4, S. 16 – 27
- FRICKE, K., W. MÜLLER, C. BARTETZKO, U. EINZMANN, J. FRANKE, G. HECKENKAMP, K. KELLNER-ASCHENBRENNER, R. KÖLBL, R. MELLIES, M. NIESAR, R. WALLMANN, H. ZIPFEL (1999): Stabilisierung von Restmüll durch mechanisch-biologische Behandlung und Auswirkungen auf die Deponierung, Endbericht des BMBF-Verbundvorhabens „Biologische Vorbehandlung von zu deponierenden Abfällen“, Teilvorhaben der Ingenieurgemeinschaft Witzenhausen (Nr. 1480945)

Anschrift der Autoren:

Wolfgang Müller, Gregor Heckenkamp, Marcus Niesar, Klaus Fricke
Ingenieurgesellschaft Witzenhausen Fricke & Turk GmbH
Bisshäuser Aue 12
37213 Witzenhausen

Stand und Perspektiven der Gütesicherung von Sekundärbrennstoffen durch die Bundesgütegemeinschaft Sekundärbrennstoffe e. V.

B. Gallenkemper, K. Wiemer, S. Flamme

93 Einleitung

Mit der Umsetzung des Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetzes (KrW-/AbfG) erhält die energetische Verwertung von Abfällen als Sekundärbrennstoff (SBS) einen deutlich höheren Stellenwert bei der Entwicklung von Abfallbehandlungskonzepten. Mit dem Einsatz von SBS verbunden sind Anforderungen, die u. a. im KrW-/AbfG formuliert sind und die bei einer Verwertung von Abfällen eingehalten werden müssen.

Dabei sind insbesondere zu berücksichtigen

- die zu erwartenden Emissionen,
- das Ziel der Schonung der natürlichen Ressourcen,
- die einzusetzende oder zu gewinnende Energie,
- die Anreicherung von Schadstoffen in Erzeugnissen, Abfällen zur Verwertung oder daraus gewonnenen Erzeugnissen.

Aus diesen Anforderungen ergibt sich die Notwendigkeit von Qualitätssicherungsmaßnahmen z. B. bei der Herstellung von SBS. Dies war ein Grund für die Gründung der **Bundesgütegemeinschaft Sekundärbrennstoffe e. V. (BGS)** am 24.09.1999, durch Fusion der Gütegemeinschaft Sekundärbrennstoffe und der Bundesgütegemeinschaft Ersatzbrennstoffe.

94 Ziele und Aufbau der Bundesgütegemeinschaft Sekundärbrennstoffe e. V.

Die Ziele der Bundesgütegemeinschaft Sekundärbrennstoffe sind, qualitative Vorgaben für Sekundärbrennstoffe zu formulieren, die eine umweltverträgliche Nutzung des Energieinhaltes außerhalb von Abfallverbrennungsanlagen gewährleisten und dies durch eine güteüberwachte, mit dem RAL-

Gütezeichen versehene Herstellung als eigenverantwortliche Maßnahme der Industrie sicherzustellen. Durch die Stärkung der Eigenverantwortung der Beteiligten erhofft man sich, einen Deregulierungseffekt zu erreichen, insbesondere wenn es um Einzelgenehmigungen beim Einsatz von gütegesicherten Sekundärbrennstoffen geht.

Die Bundesgütegemeinschaft Sekundärbrennstoffe e. V. besteht aus der Mitgliederversammlung, die sich aus Vertretern der Sekundärbrennstoff-Hersteller, der Anwender sowie Interessierten zusammensetzt. Bis zum 17.01.2000 waren 55 Mitglieder beigetreten. Die Mitgliederversammlung wählt den Vorstand der BGS. Dieser wiederum ernennt den Güteausschuss.

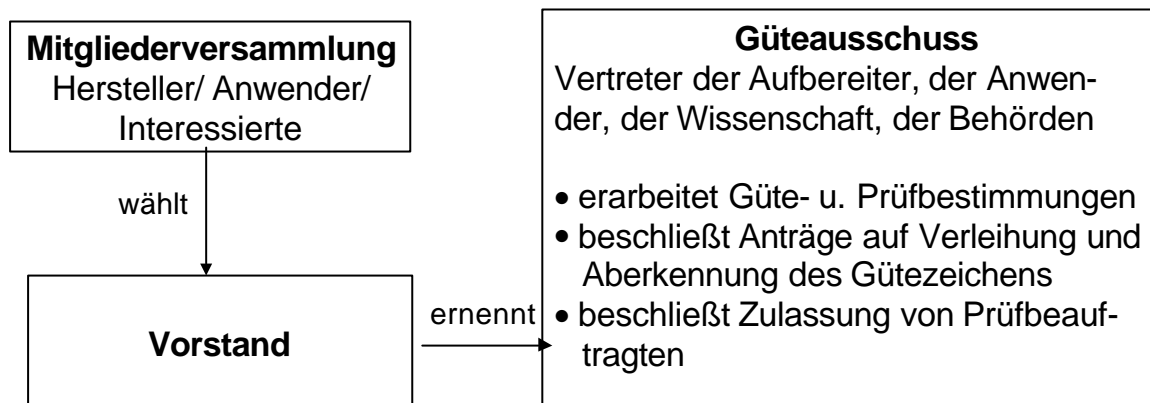


Abb. 1 Aufbau der Bundesgütegemeinschaft Sekundärbrennstoffe e. V.

Die Erarbeitung der Güte- und Prüfbestimmungen für gütegesicherte Sekundärbrennstoffe ist u. a. die Aufgabe des Güteausschusses der BGS, der seine Arbeit im Mai 1999 aufgenommen hat. Mitglieder des Güteausschusses sind Vertreter der Sekundärbrennstoff-Hersteller aus der privaten und kommunalen Entsorgungswirtschaft, der Anwenderseite, zum Beispiel der Zementindustrie, sowie von Seiten der Behörden und der Wissenschaft.

Es sind demnach im Güteausschuss alle beteiligten Seiten vertreten, und man erhofft sich durch eine derartige Zusammensetzung ein Maximum an Sachverstand und eine Erhöhung der Akzeptanz für den Einsatz von gütegesicherten Sekundärbrennstoffen.

95 Qualität von Sekundärbrennstoffen

Wesentliches Bewertungskriterium für den Einsatzbereich von Sekundärbrennstoffen ist deren Schadstoffgehalt. In Tabelle 1 ist die Auswertung von Untersuchungen des Instituts für Abfall- und Abwasserwirtschaft zu Sekundärbrennstoffen dargestellt. Die diesen Analysen zugrunde liegenden Versuche wurden mit unterschiedlichen Abfallarten und Aufbereitungstechniken durchgeführt, so dass diese Werte als breites Spektrum der auftretenden Schadstoffgehalte angesehen werden können.

Bei den ebenfalls in Tabelle 1 als Praxis- und Maximalwert dargestellten Werten handelt es sich um die Vorgaben, die bei der Ausschreibung für eine SBS-Aufbereitungsanlage als Garantiewerte von den Anbietern verlangt wurden.

Tab. 1 Untersuchungsergebnisse für SBS (Datenbestand 63 Analysen) (Gallenkemper et al., 1997, 1998)

		Min	Max	Median	90. Perzentil	Praxiswert	Maximalwert
Heizwert	kJ/kg FS	9033	31800	21300	31400	>18.000	>18.000
Wassergehalt	% FS	2	39	16	34	< 15	< 15
Chlor	%	0,01	4,32	0,44	0,77	0,7	1,5
Schwermet. Kl. I							
Cadmium	mg/kg	0,2	21	1,9	9,5	3	9
Quecksilber	mg/kg	0,1	2	0,4	1,0	0,7	2
Thallium	mg/kg	0,1	1	0,3	0,5	0,8	2
Schwermet. Kl. II							
Arsen	mg/kg	0,5	10	3	6	4	8
Kobalt	mg/kg	1,0	25	4	11	6	12
Nickel	mg/kg	6,0	230	59	130	80	160
Selen	mg/kg	1,0	174	4	20	5	15
Tellur	mg/kg	0,5	6	4	4	4	8
Schwermet. Kl. III							
Antimon	mg/kg	2	240	8	102	15	45
Blei	mg/kg	24	470	120	260	140	280
Chrom	mg/kg	13	660	200	356	100	300
Kupfer	mg/kg	27	3700	250	1480	200	600
Mangan	mg/kg	57	763	160	471	300	600
Vanadium	mg/kg	1	27	7	19	10	30
Zinn	mg/kg	4	480	27	74	60	120

Tabelle 1 zeigt außerdem die große Spannweite der anzutreffenden Schadstoffgehalte in Sekundärbrennstoffen, aufbereitet aus gemischt erfassten Abfällen aus dem Bereich der öffentlichen Entsorgung. Ziel der SBS-Aufbereitung ist es, durch den gezielten Einsatz der verschiedenen Techniken (Metallabscheidung, Windsichtung etc.) die schadstoffhaltigen Fraktionen zu reduzieren und einen Sekundärbrennstoff mit gleichbleibender Qualität herzustellen. In Bezug auf die hier dargestellten Praxis- und Maximalwerte muss im Betrieb der Aufbereitungsanlage überprüft werden, inwieweit diese Werte (z. B. bei Blei, Chrom und Kupfer) durch gezielte Aufbereitung eingehalten werden können oder ob höhere Werte akzeptiert werden müssen.

96 Maßnahmen zur Qualitätssicherung allgemein

Ein verstärkter Einsatz von SBS zur energetischen Verwertung erfordert, dass die Produktion und die Qualität der hergestellten SBS einer regelmäßigen Kontrolle unterzogen werden. Dabei sind im wesentlichen zwei Aspekte von Bedeutung: die Schadstoffminimierung und die Sicherstellung der Brennstoffqualität.

96.1 Schadstoffminimierung

Eine erste Reduzierung der Schadstoffgehalte kann bereits im Vorfeld der Aufbereitungsanlage erfolgen. So können z. B. über stationäre Sammelstellen und Schadstoffmobile Problemabfälle, Elektronikschrott und Kühlgeräte als höherbelastete Fraktionen des Siedlungsabfalls getrennt erfasst werden.

Ein weiterer Schritt auf diesem Weg kann in der Vorsortierung der SBS-Anlage erfolgen. Im Flachbunker werden Störstoffe, die aufgrund ihrer Beschaffenheit einen reibungslosen Anlagenbetrieb behindern können, aber auch Stoffe mit hohem Schadstoffpotenzial, z. B. Autobatterien, PVC-haltige Elemente oder behandelte Hölzer separiert, um sie einer Beseitigung zuzuführen. Dadurch werden Fraktionen mit hohen Schadstoffgehalten bereits vor der Beschickung der SBS-Anlage sicher ausgeschleust.

Durch die im weiteren Aufbereitungsprozess vorhandene Abtrennung von Fe- und NE-Metallen erfolgt, wie Untersuchungen gezeigt haben, eine Eliminierung der wesentlichen Schadstoffträger aus dem Abfall.

Dass bei der Produktion von SBS z. B. aus Restmüll bereits die Abtrennung der heizwertarmen Fraktionen zu einer deutlichen Schadstoffseparierung führt, verdeutlicht Abbildung 2.

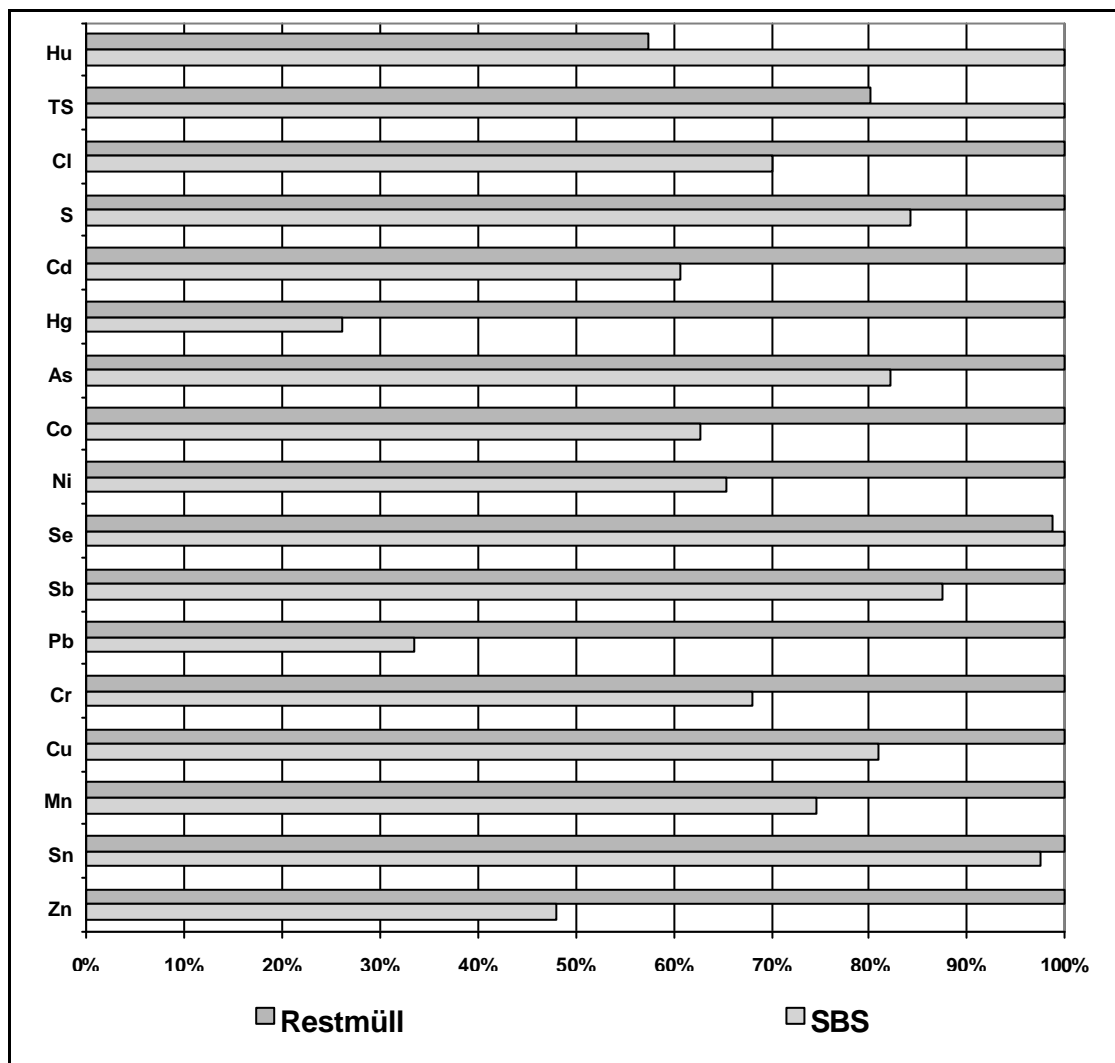


Abb. 2 Spurenelementgehalte von aufbereiteten SBS im Vergleich zum Restmüllinput (Braungart et al., 1999)

In dieser Abbildung wird der SBS mit dem ursprünglichen Restmüll verglichen. Um den optischen Vergleich verschiedener Parameter zu ermöglichen, wurden die Werte zum jeweils auftretenden 100%-Wert in Relation gesetzt.

Es zeigt sich, dass Heizwert und Trockensubstanzgehalt im SBS steigen. Die scheinbare Erhöhung bei Selen, ebenso wie für die nicht explizit dargestellten Parameter Thallium, Tellur und Vanadium ist darauf zurückzuführen, dass kein Austrag in die Metallfraktion bilanziert worden ist. In Bezug auf die sämtlichen anderen betrachteten Parameter findet eine deutliche Schadstoffentfrachtung statt.

96.2 Sicherstellung der Brennstoffqualität

Zur Sicherstellung von geforderten Qualitätskriterien ist, angepasst an die speziellen Gegebenheiten, ein Qualitätssicherungskonzept zu entwickeln. Dieses sollte folgende Elemente enthalten:

- **Eigenüberwachung:**
regelmäßige Kontrolle der Qualität wesentlicher Inputströme in einer Aufbereitungsanlage und des erzeugten Sekundärbrennstoffs
- **Fremdüberwachung:**
Kontrolle durch externe Stellen
- **Einbindung in ein QM/UM-System**

97 Qualitätssicherungsansatz der Bundesgütegemeinschaft Sekundärbrennstoffe e. V.

Nach dem Qualitätssicherungsansatz der BGS sollen zunächst die Gütekriterien von Sekundärbrennstoffen auf den jeweiligen Einsatzzweck abgestimmt werden. Je nach Einsatzzweck sind hier durchaus verschiedene Qualitätsebenen von Sekundärbrennstoffen denkbar. Zur Zeit werden Sekundärbrennstoffe z. B. in der Zementindustrie eingesetzt. Potenzielle andere Einsatzfelder sind vor allem Kraftwerke und die Kalkindustrie.

Der Weg, den die Hersteller von Sekundärbrennstoffen in der Bundesgütegemeinschaft Sekundärbrennstoffe eingeschlagen haben, ist u. a. der, aus ausgesuchten Abfällen und durch Separierungsvorgänge in entsprechenden Anlagen qualitätsgesicherte Sekundärbrennstoffe herzustellen und gütezusichern. Sekundärbrennstoffe müssen, um dem Ziel einer Privilegierung beim Einsatz z. B. in Produktionsverfahren gerecht zu werden, stets eine gleichbleibende Güte aufweisen. Um diese sicherzustellen, ist eine effektive Eigen- und Fremdüberwachung notwendig. Diese Überwachungen erstrecken sich sowohl auf die Überprüfung der Eingangsstoffe, auf die Produktion und den erzeugten SBS.

Für die Beprobung ist vorgesehen, kontinuierlich Material aus dem Prozess zu entnehmen und zu Mischproben zusammenzufassen. Sowohl für die Eigen- als auch die Fremdüberwachung werden Vorgaben entwickelt, die von einem Betrieb, der gütegesicherte SBS herstellen möchte, akzeptiert werden müssen.

Für die Probenahme, die Analytik und Auswertung der Ergebnisse werden Regeln erarbeitet. Es ist angedacht, um den trotz Aufbereitung und damit verbundener Homogenisierung auftretenden Schwankungen in den Analyseergebnissen Rechnung zu tragen, nicht nur Einzelwerte, sondern die Gehalte über einen definierten Zeitraum zu betrachten. Die Beurteilung kann dann zum einen anhand von Praxiswerten, die von Mittelwerten, z. B. in Form von Medianwerten, der Analyseergebnisse, der in einem definierten Zeitraum untersuchten Proben, nicht überschritten werden dürfen, erfolgen. Zusätzlich können auch Maximalwerte, die nach einer festzulegenden Regel bei den in einem definierten Zeitraum untersuchten Proben nicht überschritten werden dürfen, mit herangezogen werden.

Es ist das Ziel des Güteausschusses der Bundesgütegemeinschaft Sekundärbrennstoffe e. V., die Güte- und Prüfbestimmungen einschließlich der brennstoffbeschreibenden Parameter in der ersten Jahreshälfte 2000 erarbeitet zu haben. Sobald man hierüber im Güteausschuss Einigung erzielt hat, wird man dies auch publizieren.

98 Literaturverzeichnis

- BRAUNGART, M., KETELHUT, R., GALLENKEMPER, B., FLAMME, S., WALTER, G. (1999): Bewertung des Einsatzes von Substitut-Brennstoffen „SBS“ unter Gesichtspunkten der Umwelt- und Gesundheitsverträglichkeit, EPEA Internationale Umweltforschung GmbH, Hamburg, INFA – Institut für Abfall- und Abwasserwirtschaft GmbH, Ahlen.
- CHRISTIANI, J. (1996): Beitrag auf dem Hearing des Kreises Gütersloh „Brennstoffersatz“.
- GALLENKEMPER, B., WALTER, G., GROSSE-SCHULTE, T. (1997): Untersuchungen zur Ermittlung der Zusammensetzung von SBS, INFA-Institut für Abfall- und Abwasserwirtschaft, Ahlen.
- GALLENKEMPER, B., WALTER, G., GROßE-SCHULTE, T. (1997/98): Begleitung von Versuchen zu Restmüllbehandlung, INFA-Institut für Abfall- und Abwasserwirtschaft, Ahlen.
- GALLENKEMPER, B., WALTER, G. (1997): Ermittlung von Heizwerten für verschiedene Abfallarten, INFA-Institut für Abfall- und Abwasserwirtschaft, Ahlen.
- SCHULZ-ELLERMANN, H.-J. (1999): Wozu brauchen wir eine Gütegemeinschaft Sekundärbrennstoffe?, Vortrag beim ANS, Köln.

Anschrift der Autoren:

Prof. Klaus Wiemer
Universität GH Kassel
Mönchebergstr. 19
34109 Kassel

Prof. Dr.-Ing. Bernhard Gallenkemper
FH Münster
Institut LASU
Corrensstr. 25
48149 Münster

S. Flamme
Institut für Abfall- und Abwasserwirtschaft GmbH (INFA)
Beckumer Str. 36
59229 Ahlen

Gewinnung von feinteiligem Brennstoff aus Abfällen

M. Wilczek, C. Wolf, J. Bertling, R. Kümmel

99 Historische und aktuelle Rahmenbedingungen

Bereits Anfang der 80er Jahre galt das Interesse der gezielten mechanischen Aufbereitung von Restabfällen zu Ersatzbrennstoffen (EBS) bzw. »Brennstoff aus Abfall (BRAM)«. Aus der Erfahrung der knappen Primärenergiereserven heraus, die sich besonders deutlich in den steigenden Rohstoff- und Energiepreisen (OPEC-Ölembargo 1973-74) ausdrückte, erwuchs das Recyclingkonzept als eine Lösungsmöglichkeit. Schon bald rückten Abfälle in den Mittelpunkt des Interesses, da man in ihnen einen Großteil noch nicht erschlossener Reserven sah. Die Idee der Sortierung von Abfällen zur Brennstoffgewinnung basiert damit im wesentlichen auf energiewirtschaftlichen Erwägungen. Alternative Brennstoffe sollten konventionelle Primärenergieträger ergänzen und wenn möglich substituieren. Das Anforderungsprofil wurde weitgehend durch energetische Parameter (Heizwert, Wassergehalt, Aschegehalt) und Transport- und Lagereigenschaften bestimmt.

Sehr schnell wurde aber deutlich, dass Technologien, die aus anderen Branchen bekannt sind, nicht ohne zusätzlichen Forschungsaufwand zur Aufbereitung von heterogenem Abfall benutzt werden können [alte85]. Gleichzeitig wurde die Produktion von BRAM erheblich teurer als zuvor eingeschätzt. Eine einfache Verfahrenstechnik war nicht in der Lage, Brennstoffe mit ausreichend guten Verbrennungseigenschaften zu produzieren. Die ursprünglichen Konzeptionen zur Brennstoffgewinnung waren zudem für die Erfordernisse des Marktes nicht spezifisch genug. Die damals nicht gleichbleibende Qualität hatte erheblichen Einfluss auf die Abnahmesituation am Brennstoffmarkt, da es Vorbehalte gegen nicht exakt zu kalkulierende Brennstoffe gab. Nachdem eine Vielzahl von Konzepten nicht den gewünschten Erfolg brachte, wurde die Idee von Brennstoff aus Abfall zurückgestellt.

Mit Inkrafttreten des Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetzes - KrW-/AbfG - 1996 wurde eine Neuorientierung in der Abfallwirtschaft gesetzlich festgeschrieben. Das wesentliche Ziel war die Abkehr von der linear ausgerichteten Wegwerfgesellschaft hin zu einem kreislauforientierten Stoffstromsystem für Produkte und Abfälle.

Entsprechend wurden bestehende Entsorgungsdeterminanten wie die Vorgabe von Entsorgungspfaden und der Anschlusszwang bei der Abfallentsorgung für Teile der bisherigen abfallwirtschaftlichen Bestandteile aufgehoben. Ziel des Gesetzes ist eine deregulierende und markt-öffnende Wirkung. Die daraus resultierende nun frei zu treffende Auswahl von Entsorgungsoptionen soll sich an

- der technischen Realisierbarkeit (§ 5 Abs. 4 KrW-/AbfG),
- der wirtschaftlichen Zumutbarkeit (§ 5 Abs. 4 KrW-/AbfG),
- der Umweltverträglichkeit (§ 5 Abs. 5 und § 6 Abs. 1 KrW-/AbfG) und
- der Hochwertigkeit (§ 5 Abs. 2 KrW-/AbfG)

ausrichten.

Diese geänderten Randbedingungen führten zuletzt zu einer Auflebung der BRAM-Konzepte und der themenbezogenen Diskussion, nicht zuletzt auch wegen der starken Zunahme an mechanisch-biologischen Abfallbehandlungsverfahren, die eine heizwertreiche Fraktion aus dem Restabfall abtrennen. Neu entwickelte Konzepte müssen sich an den Eckwerten des KrW-/AbfG messen lassen, um ihre Hochwertigkeit und Umweltverträglichkeit nachzuweisen.

100 Untersuchungsprofil

Der Schwerpunkt bei den nachfolgend beschriebenen Untersuchungen wurde auf die Herstellung eines feinteiligen Sekundärbrennstoffs gelegt, der unter anderem auch in Staub- oder Schmelzfeuerungen eingesetzt werden kann. Die daraus an diesen Ersatzbrennstoff resultierenden Anforderungen aus Sicht der mechanischen Aufbereitung sind:

- enge Korngrößenverteilung,
- Homogenität und
- Riesel- sowie Förderfähigkeit

Um diese Anforderungen zu erfüllen, wurde bisher in Anlagenkonzepten eine pyrolytische Brennstoffaufbereitung verfolgt. In den nachfolgend aufgeführten experimentellen Untersuchungen lag nun der Fokus auf der Gestaltung eines Gesamtverfahrens und der Auswahl der Maschinenteknik, der sinnvollen Anordnung sowie der damit verbundenen Gestaltung der Schnittstellen der eingesetzten Apparate. Diese Untersuchungen waren entscheidend für eine Bewertung der technisch Realisierbarkeit eines Gesamtverfahrens zur Herstellung von feinteiligen Brennstoffen.

Die Auswahl der Maschinen und Apparate für die durchgeführte Untersuchung erfolgte auf der Basis der theoretischen Vorüberlegungen zur Qualität der Abfallfraktionen und der Charakteristika der Zerkleinerungsphänomene. Eine Zusammenstellung der Theorie erfolgt im nachfolgenden Kapitel.

101 Theoretische Grundlagen der Zerkleinerung

Abfall ist hinsichtlich seiner werkstofflichen und bruchmechanischen Eigenschaften ein äußerst heterogenes Gemisch. Das Verhalten der Einzelfraktionen beim Einwirken mechanischer Kräfte reicht von spröde- über viskoelastisch bis plastisch. Ein besonderes Problem bei der Zerkleinerung von Hausabfall stellen Stoffe dar, die bei der Zerkleinerung zerfasern und sich durch die intensive mechanische Bewegung im Zerkleinerungsapparat zu »Wollmäusen« zusammenlagern. Diese führen bei nachfolgenden Arbeitsschritten hinsichtlich ihres großen Volumens, einer niedrigen mittleren Dichte und der Tatsache, dass sie aufgrund ihrer Tendenz, andere Stoffe einzulagern, quasi neue Verbundmaterialien bilden, nicht selten zu Betriebsproblemen.

Bei der Auswahl der Zerkleinerungsapparate sind für bestimmte werkstoffliche Eigenschaften verschiedene Mechanismen (Druck, Prall, Schneiden, Scherung) der Zerkleinerung mehr oder weniger gut geeignet (vgl. Tabelle 1). Erschwerend kommt hinzu, dass aufgrund von Materialverbänden und

eng beieinanderliegender Trenncharakteristika nur schwer Einzelfractionen mit einem einheitlichen werkstofflichen Verhalten für eine separate Zerkleinerung gewonnen werden können.

Bei der Auswahl eines Zerkleinerungsaggregats für Abfälle muss dabei immer berücksichtigt werden, dass auch Stoffe durchgesetzt werden müssen, für die das ausgewählte Aggregate nicht oder nur bedingt geeignet ist. Nur selten verhalten sich diese Stoffe inert, zumeist stören sie den Betrieb z.B. durch Verschleiß, Verstopfen, Feinstaubbildung, Verkleben etc. Darüber hinaus ist auch immer mit »Scherartikeln« zu rechnen, die keiner Zerkleinerung zugänglich sind. Diese können zu einer Zerstörung der Apparate führen, wenn sie nicht rechtzeitig erkannt und abgetrennt werden. In Abfällen wurden bereits z.B. Schiffsschrauben, gefüllte Acetylenflaschen oder sogar ausgegossene Betonfässer gefunden.

Tab. 1 Zerkleinerungsrelevante Eigenschaften von Abfallfraktionen [pall95]

Stoffeigenschaft	Stoffbeispiele aus Abfällen	Beanspruchungsart			
		Druck	Prall	Schnitt	Scherung
hart/schleißend	Glas, Keramik, Metalle, Sand, Steine	+	-	-	-
mittelhart	Salz, Duroplaste	+	+	-	-
weich	Vegetabilien, Thermoplaste, Textilien, Papier, Pappe, Holz	0	0	+	+
spröde	Glas, Keramik	+	+	-	-
elastisch	Thermoplaste, Elastomere, Metalle	-	0	+	0
viskos/plastisch	Kunststoffe, Vegetabilien	-	+	+	+
faserig	Papier, Pappe, Textilien, Kunststofffasern	-	-	+	0
verklebend	Kunststoffe, Vegetabilien	-	-	+	0

+: gut anwendbar, 0: bedingt anwendbar,
-: nicht anwendbar

Im Bereich der Grobzerkleinerung von Abfällen sind langsamlaufende Rotorscheren und -reißer, Kugelmöhlen sowie schnelllaufende Shredder, Schneid- und Hammermöhlen etabliert. Die ersten vier Aggregate lassen sich für die Gesamtfraction einsetzen. Die Schneidmöhlen eignen sich als nachfolgender Schritt für die vorwiegend zäh-elastische Fraction 25 bis 80 mm, die Hammermöhlen für die mit Vegetabilien und Hartstoffen angereicherte Fraction < 25mm.

Bei Aufbereitung von Haushaltsabfällen kommt dem Verschleiß an den aus Statoren und Rotoren bestehenden Mahlwerkzeugen besondere Bedeutung zu; er muss in einer Wirtschaftlichkeitsberechnung unbedingt berücksichtigt werden. Andererseits darf der Verschleiß nicht als ausschließendes Appara-

tedefizit angesehen werden, sondern Mahlwerkzeuge müssen als typisches Betriebsmittel für Zerkleinerungsmaschinen begriffen werden. Moderne Lösungen für die konstruktive Gestaltung von Zerkleinerungsapparaten entsprechen demnach auch diesem Anspruch. So lassen sich die Mahlwerkzeuge nachschleifen und -justieren und bei üblichen Standzeiten von einigen hundert bis 3000 Vollastbetriebsstunden innerhalb von einigen Minuten bis zu 2h Zeitaufwand auswechseln. Verglichen mit dem Zeitaufwand für Wartungsarbeiten bei thermischen Anlagen und den daraus resultierenden Anlagenstillständen ist dies jedoch sehr gering.

Während die Grobzerkleinerung von Siedlungsabfällen mit den genannten Aggregaten als Stand der Technik bezeichnet werden kann, ist die Herstellung eines feinteiligen und rieselfähigen Abfalls mit oberen Korngrößen < 3mm Gegenstand aktueller Entwicklungsarbeiten. Prinzipiell geeignet für diese Aufgabe sind Prall- und Schneidmühlen. Gegebenenfalls ist der Feinzerkleinerung eine spezielle Abfallkonfektionierung, die einen besseren Energieeintrag durch die Mahlwerkzeuge in das Mahlgut erlaubt, vorzuschalten.

Zur Konfektionierung bietet sich die Kompaktierung des Abfalls oder die Tieftemperaturversprödung viskoelastischer und plastischer Komponenten an. Diese Verfahren sind aber mit zusätzlichem Aufwand und mit Kosten verbunden. Für die Tieftemperaturversprödung der primär kunststoffhaltigen Grobfraction mittels innovativer Kältetechnologie, wie sie bei Fraunhofer UMSICHT für verschiedene Mahlaufgaben entwickelt wird [bert99], sind ca. 100 kWh/t anzusetzen; umgerechnet auf die Gesamtfraction sind dies etwa 35 kWh/t Abfall.

Als Zerkleinerungsaggregate bieten sich Prall- und Scheibenmühlen sowie Mahlventilatoren an. In diesen werden Umfangsgeschwindigkeiten bis zu etwa 130 m/s erreicht. Da die Feinheitensanforderungen mit < 3mm nicht allzu hoch sind, sollten zur Minderung des Wartungsaufwands relativ große Mahlwerkzeuge eingesetzt werden. Zur Abschätzung des Energiebedarfs bei der Feinzerkleinerung liegen nur wenige Literaturdaten vor. Nach [deck87] kann aber für eine weitergehende Zerkleinerung bis zu Korngrößen im Millimeterbereich mit einem Energiebedarf von 50 bis 500 kWh/t gerechnet werden. Der Energiebedarf liegt damit etwa 10 bis 50 mal höher als bei der Zerkleinerung von Mineralstoffen.

102 Vorüberlegungen zur Aufbereitung

Nach einer Grobzerkleinerung von Restabfällen werden zumeist Fe- und NE-Metalle durch geeignete Abscheider aus dem Restabfall entfernt. Danach erfolgt eine Siebung oder Sichtung, die den Inputstrom entsprechend den Angaben in Tabelle 2 aufteilt. Stand der Technik ist die Abtrennung einer hochkalorischen Grobfraction, die als Ersatzbrennstoff verwertet wird, sowie die biologische Behandlung (aerob oder anaerob) der Feinfraction, um das Produkt dann entweder als Kompost zu verwerten oder zu deponieren.

Tab. 2 Charakterisierung von Restabfallfraktionen

		Grobfraction	Feinfraction
Korngröße	[mm]	> 100 (25)	< 100 (25)
Heizwert	[kJ/kg]	15-25.000	5-8.000
Feuchtegehalt	[Gew.-%]	15-25	25-45
überwiegende Inhaltsstoffe		Papier, Textilien, Kunststoffe	Mineralien, Vegetabilien, andere Organika

Dieser Schritt hat mit Blick auf die weitere Behandlung einen entscheidenden Vorteil, nämlich die Separierung des gesamten Restabfallstroms hinsichtlich seiner Zerkleinerungseigenschaften. Die Grobfraction kann aufgrund des zähen Verhaltens ihrer Inhaltsstoffe nur durch Schneidprozesse in kleinere Partikel zerkleinert werden (Stand der Technik, insbesondere bei der BRAM-Herstellung). Eine Mahlung der eher spröden Feinfraction ist hingegen nur mit Aggregaten sinnvoll, die eine Schlag- oder Prallbeanspruchung auf den Einsatzstoff ausüben. Es ergeben sich somit grundsätzlich für die Vorbehandlung die in Abbildung 1 dargestellten Aufbereitungskonzepte.

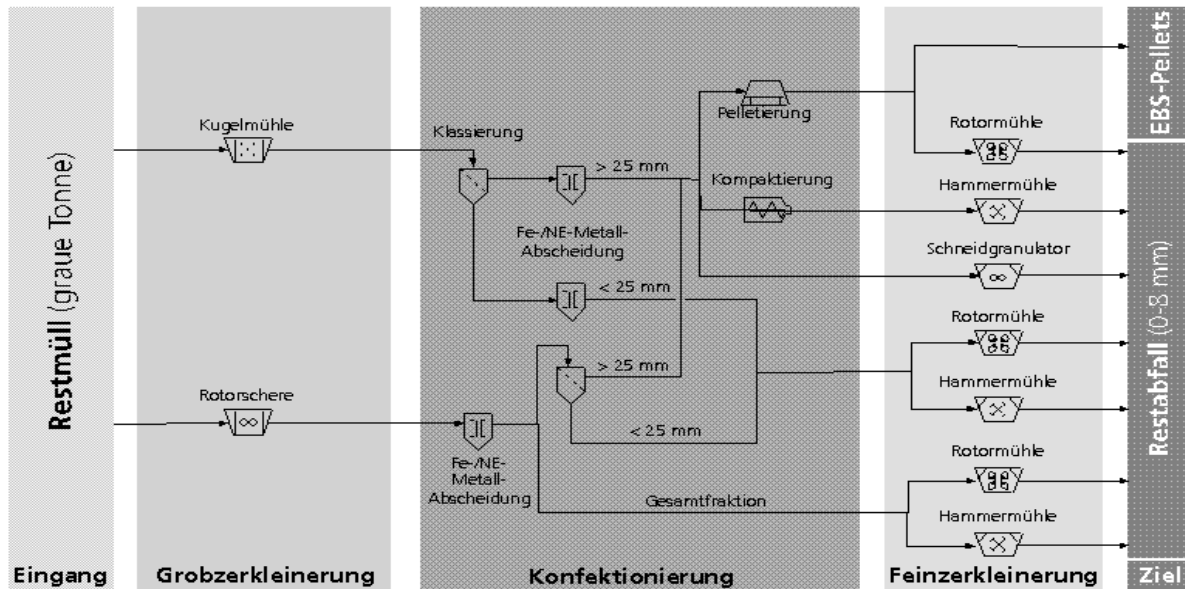


Abb. 1 Vorbehandlung von Restabfall

Die durchgeführten Untersuchungen und die dabei variierten Parameter zeigt die folgende Tabelle 3:

Tab. 3 Durchgeführte Untersuchungen

Eingesetzte Aggregate	Varierte Parameter	Produkt(e)
Restabfall-Aufbereitung		
Fe-/NE-Abscheider, Rotorschere, Siebboden		Grobfraktion > 25 mm, Feinfraktion < 25 mm, Gesamtfraktion
Fe-Abscheider, Doppelschneckenextruder	Matrizendurchmesser	Pellets $\phi = 80$ mm, Pellets $\phi = 45$ mm
Zerkleinerung der Gesamtfraktion		
Hammermühle	Frequenz, Sieblochweite	Restabfall < 16 mm, Restabfall < 30 mm
Micro-Wirbel-Mühle	Frequenz, Luftstrom, Eintritts- temperatur	Restabfall < 10 mm
Zerkleinerung der Grobfraktion		
Hammermühle	Frequenz, Sieblochweite	Grobfraktion < 16 mm, Grobfraktion < 30 mm
Micro-Wirbel-Mühle	Frequenz, Luftstrom, Eintritts- temperatur	Grobfraktion < 3 mm
Schneidgranulator	Sieblochweite	Grobfraktion < 8 mm
Labor-Hammermühle	Sieblochweite	Grobfraktion < 3 mm
Zerkleinerung der Feinfraktion		
Hammermühle	Frequenz, Sieblochweite	Feinfraktion < 16 mm, Feinfraktion < 30 mm
Micro-Wirbel-Mühle	Frequenz, Luftstrom, Eintritts- temperatur	Feinfraktion < 3 mm
Labor-Hammermühle	Sieblochweite	Feinfraktion < 3 mm

103 Ergebnisse

103.1 Vorzerkleinerung

In beiden Wegen der Aufbereitung, gemäß Abbildung 1 wurde ein Siebschnitt bei 25mm durchgeführt. Eine Korngrößenanalyse der Gesamtfraktionen sowie der erhaltenen Fein- bzw. Grobfraktionen ist in Abbildung 2 dargestellt.

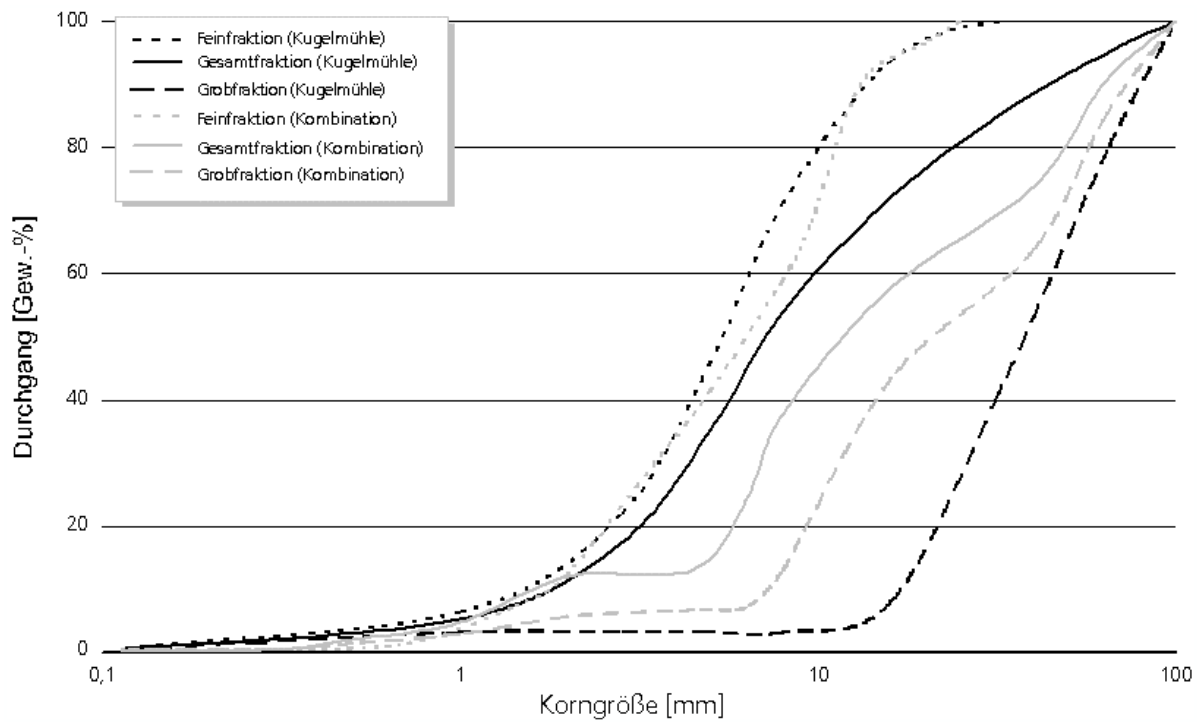


Abb. 2 Korngrößenanalyse der Gesamt- sowie der Grob- und Feinfraktion

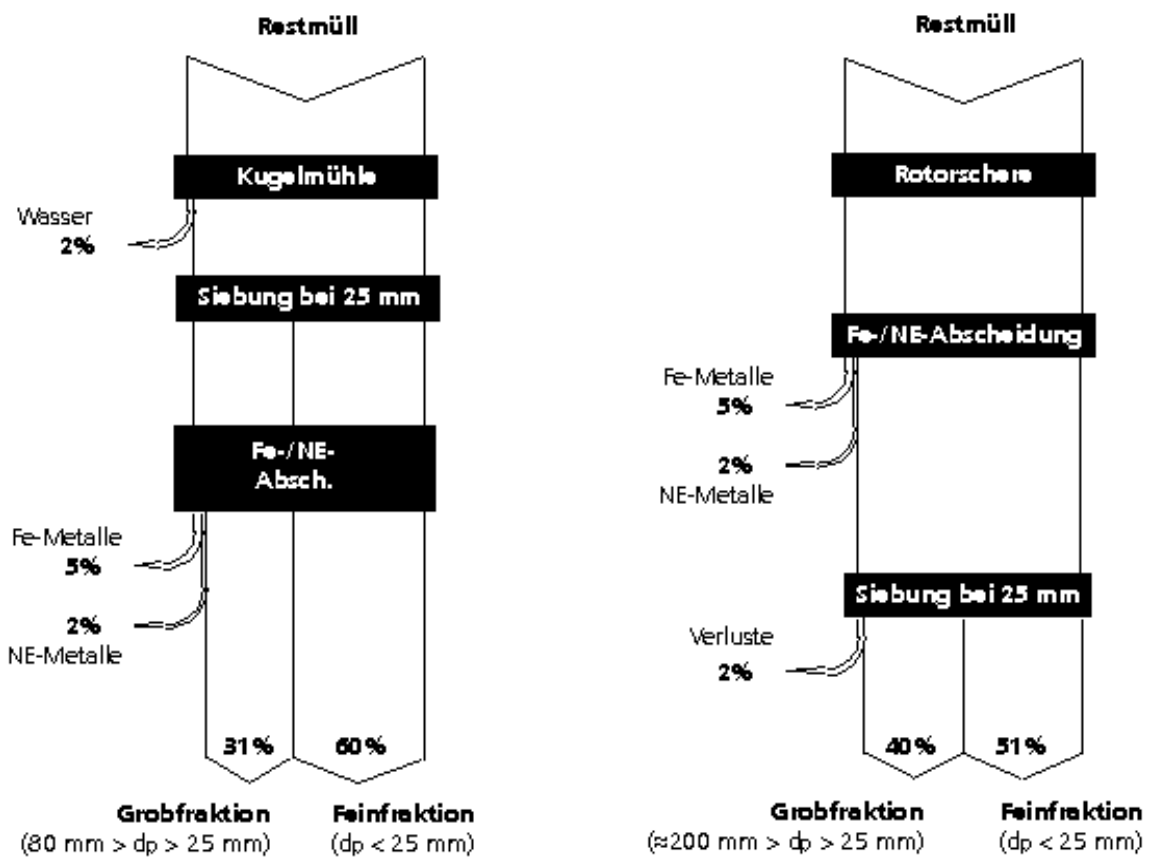


Abb. 3 Stoffflüsse der gewählten Aufbereitungsvarianten

Die erhaltenen Korngrößenbereiche sind in beiden Aufbereitungswegen nahezu identisch. Der hohe Feinanteil der Grobfraction des Shredders ist auf durch die Feuchte des Materials bedingte Anhaftungen feiner Partikel an größeren zurückzuführen. Die geringere mittlere Korngröße der Gesamtfraction sowie der höhere Anteil der Feinfraction deuten auf eine intensivere Zerkleinerung der Kugelmühle im Vergleich zum Shredder hin. Die nachfolgende Abbildung zeigt die unterschiedlichen Stoffflüsse der Verfahrenszweige bezüglich der Grobzerkleinerung.

Eine Analyse der erzielten Qualitäten zeigt die nachfolgende Tabelle:

Tab. 4 Wesentliche Eckwerte der aufbereiteten Fraktionen

	Kugelmühle	Shredder
Gesamtfraction		
Heizwert [kJ/kg]	10.100	9.540
Feuchtegehalt [Gew.-%]	26	29
Grobfraction > 25 mm		
Anteil [Gew.-%]	31	40
Heizwert [kJ/kg]	20.250	14.990
Feuchtegehalt [Gew.-%]	15	15
Feinfraction < 25 mm		
Anteil [Gew.-%]	60	51
Heizwert [kJ/kg]	6.800	7.650
Feuchtegehalt [Gew.-%]	30	37

In der Kugelmühle findet eine intensivere und selektivere Zerkleinerung als im Shredder statt, was sich an dem deutlich höheren Heizwert der Grobfraction erkennen lässt. Während zäh-elastische Materialien (vorwiegend Kunststoffe und Textilien) wesentlich schlechter als spröde Stoffe in der Kugelmühle zerkleinert werden, werden die Materialien von einem Shredder relativ unabhängig von den Eigenschaften zerkleinert.

Die weiterführenden Versuche konnten aus Gründen der Verfügbarkeit der Kugelmühle lediglich mit dem Material, welches mit dem Schredder aufbereitet wurde, weitergeführt werden.

103.2 Feinzerkleinerung der Gesamtfraction

Um den verfahrenstechnischen Aufwand der Aufbereitung zu begrenzen, bietet sich grundsätzlich eine zweistufige Zerkleinerung ohne Siebschnitte an. Für die Versuche zur Zerkleinerung einer Gesamtfraction wurden eine Hammermühle sowie eine Rotormühle eingesetzt.

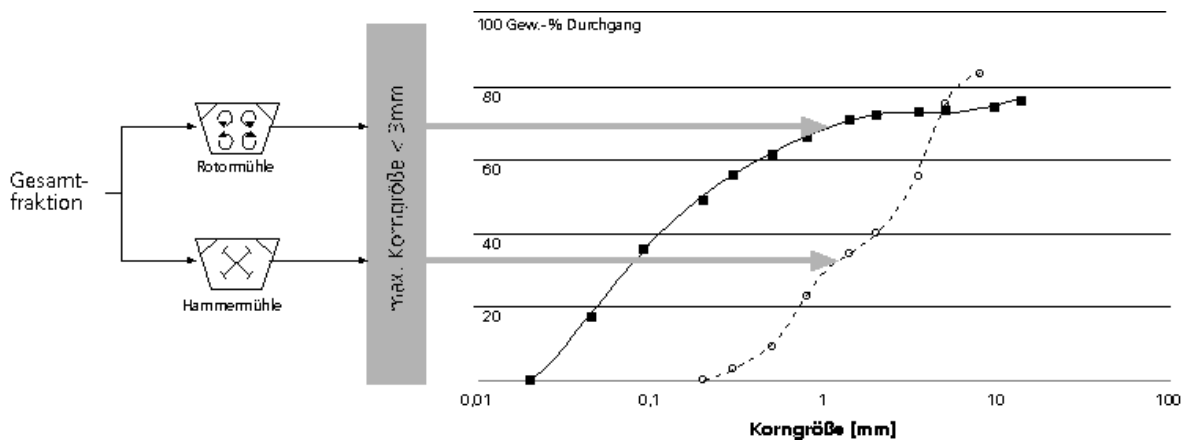


Abb. 4 Siebdurchgang der aufbereiteten Gesamtfraction

Die Zerkleinerung in beiden Mühlen führte zu einer »Verwollung« der Endprodukte, d.h. sie enthielten einen hohen Faseranteil. Die Fasern neigten zur Bildung von Agglomeraten, die sich schwer wieder zerstören ließen. Das Phänomen ist in Abb. 4 an dem Rückstand von ca. 20% auf dem größten Sieb zu erkennen. Grundsätzlich ist davon auszugehen, dass dieser Effekt ab einem bestimmten kritischen Faseranteil in dem zu zerkleinernden Material auftritt, so dass er bei den Untersuchungen unterschiedlich stark ausgeprägt war.

103.3 Feinzerkleinerung der Grobfraction

Für die Zerkleinerung der Grobfraction wurde neben einer Hammer- und einer Rotormühle auch eine Schneidmühle eingesetzt.

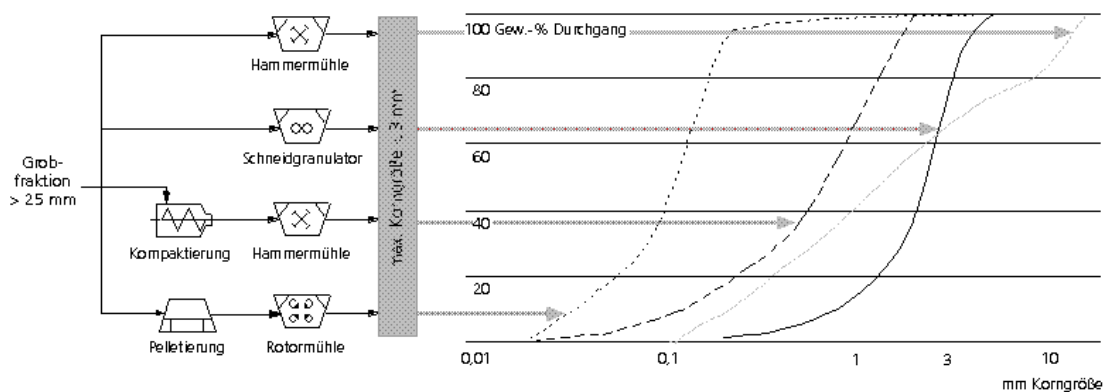


Abb. 5 Siebdurchgang der zerkleinerten Feinfraction

Hammermühle: Bei der Zerkleinerung in einer Hammermühle (Siebboden 8mm) wurde bestätigt, dass sich die Mühle für Feinzerkleinerung von zäh-elastischen Materialien nicht eignet. Dies ist vor allem auf die Verstopfung des Siebbodens zurückzuführen. Um dennoch Zerkleinerungsenergie in das Material einzutragen, wurde die Grobfraction kompaktiert. Die erhaltenen Kompaktate wiesen einen Durchmesser von 45mm auf. Der Einsatz in einer Hammermühle mit einem Siebboden von 3mm zeigte ein sehr gutes Zerkleinerungsverhalten. Die Grobfraction wurde auf diesem Weg auf eine Korngröße $d_{50} < 800 \mu\text{m}$ zerkleinert.

Rotormühle: Die Kompaktate, die in der Hammermühle eingesetzt wurden, konnten aufgrund ihrer Größe nicht in eine Rotormühle eingebracht werden. Aus diesem Grund wurden von der Grobfraction Pellets bei einem Matrizendurchmesser von 8 mm hergestellt. Diese Pellets wurden dann in der Rotormühle eingesetzt. Das erhaltene Produkt zeichnete sich durch gute Rieselfähigkeit aus. Zudem wurde erreicht, dass ca. 90% der Körner kleiner 200 µm waren.

Schneidmühle: Die Versuche in einer Schneidmühle ergaben ein relativ enges Korngrößenspektrum. Da der kleinste für die Versuche zur Verfügung stehende Siebboden einen Lochdurchmesser von 8 mm besaß, wurden die Anforderungen bezüglich einer engen Korngrößenverteilung zwar erfüllt, aber aufgrund der Größe der Partikel kann das Produkt nicht als feinteilig bezeichnet werden. Erfahrungen des Herstellers bestätigten jedoch, dass ein Einsatz mit feineren Siebböden durchaus möglich, aber dann mit einem deutlich geringeren Durchsatz verbunden ist.

Für die Zerkleinerung der Grobfraction gilt, dass aufgrund des geringeren Apparatenaufwandes eine Schneidmühle zu empfehlen ist, sofern die Anforderungen des nachfolgenden Prozesses von dem Produkt erfüllt werden. Werden aber höhere Anforderungen bezüglich der Korngröße an das Produkt gestellt, so ist alternativ die Feinzerkleinerung mit einer Rotormühle bei vorgeschalteter Pelletierung zu empfehlen.

103.4 Feinzerkleinerung der Feinfraktion

Aufgrund der Verarmung der Feinfraktion an zäh-elastischen und faserigen Materialien und der damit verbundenen Anreicherung an spröden Stoffen ist für die Zerkleinerung das Prinzip der Prallzerkleinerung zu favorisieren, wie es in einer Hammermühle oder Rotormühle angewendet wird.

Für die Lagerung bzw. energetische Verwertung ist eine Trocknung des Materials vorteilhaft. Während bei der Rotormühle das Mahlgut aufgrund des hohen Luftüberschusses bei der Zerkleinerung getrocknet wird, müsste bei dem Einsatz einer Hammermühle ein separater Trocknungsschritt erfolgen.

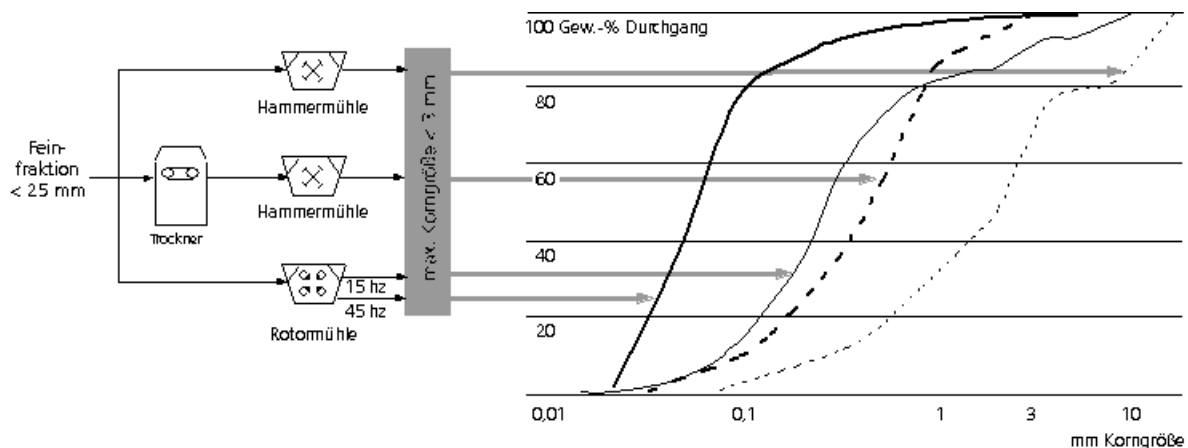


Abb. 6 Siebdurchgang der aufbereiteten Feinfraktion

Hammermühle: Um den Einfluss der Trocknung auf die Zerkleinerung zu untersuchen, wurde sowohl eine feuchte als auch eine getrocknete Fraktion zerkleinert. Bei der Zerkleinerung mit einem 16mm-Siebboden traten keine Probleme auf. Das Produkt neigte jedoch zu leichter »Verwollung« (vgl. Abschnitt 4), wie an dem hohen Anteil des Siebschnittes bei ca. 7mm zu erkennen ist. Die Gründe für diese Agglomeration liegen in der nicht selektiven Zerkleinerung der Grobfraction, wodurch ein relativ hoher Anteil an Faserstoffen in der eingetragenen Feinfraktion zu erklären ist. Die Vermahlung mit

einem 3mm Siebboden schlug vollständig fehl, da dieser verstopfte und kein Durchsatz mehr möglich war.

Durch Trocknung des Materials wurden sowohl einigen Faserstoffen die Elastizität genommen als auch eine durch Feuchte bedingte Agglomeration vermieden. Die Zerkleinerung mit einem 3mm-Siebboden war dadurch ohne Probleme möglich. Das Produkt neigte auch nicht zur »Verwollung«, was u.a. an dem stetigen Verlauf der Sieblinie erkennbar ist.

Rotormühle: Das Produkt der Rotormühle zeichnet sich durch eine gute Rieselfähigkeit und eine hohe Feinheit aus. So konnte bei dieser Vermahlung ein Produkt erhalten werden, dessen Körner zu 80% kleiner 100 µm bei einer Frequenz von 45 Hz sind. Durch die Reduzierung der Umdrehungsfrequenz können auch Produkte erhalten werden, die gröbere Korngrößenspektren umfassen.

104 Zusammenfassung

Insgesamt wird von den untersuchten Verschaltungen die in der folgenden Abbildung dargestellte empfohlen. Dabei wird die Kugelmühle mit nachfolgender Siebung aufgrund ihrer Selektivität bei der Zerkleinerung bevorzugt. Die nachfolgenden Metallabscheider entfernen metallische Störstoffe aus den Stoffströmen, wodurch die Standfestigkeit der Zerkleinerungsstufen erhöht wird.

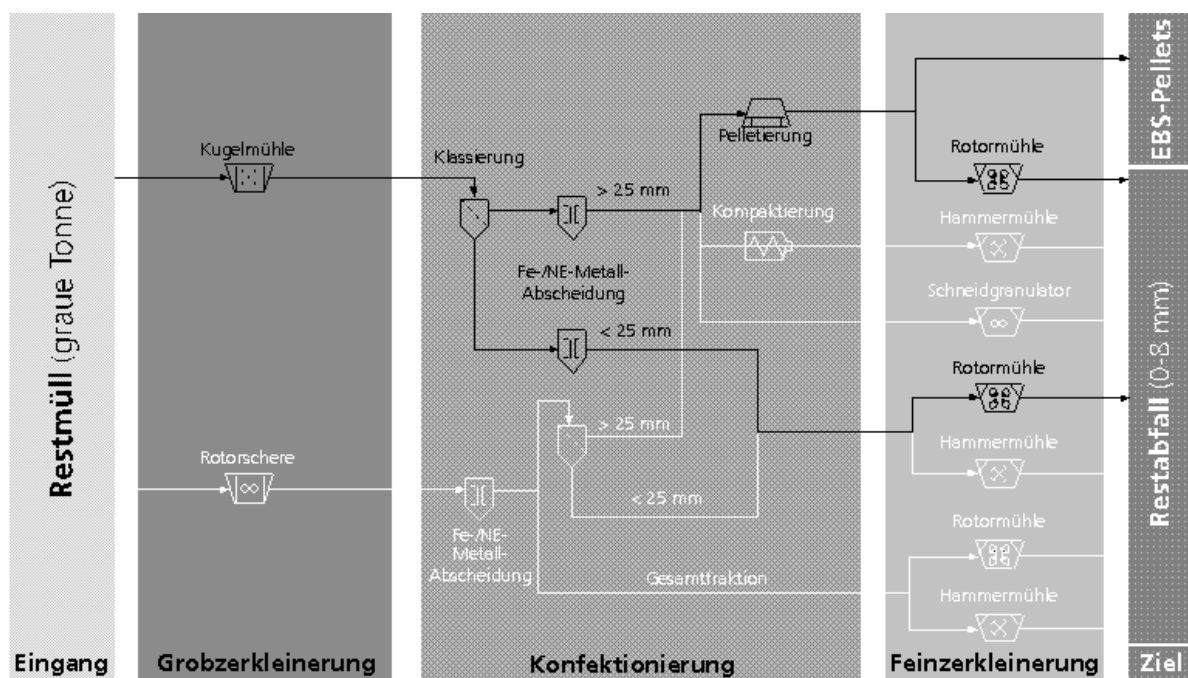


Abb. 7 Vorzugsvarianten der Aufbereitung zu (feinteiligem) Brennstoff

Bei dieser Verschaltung besteht zudem die Möglichkeit, die Grobfraction als Brennstoffpellets auszuscheiden oder bei der Feinzerkleinerung zur Regulierung des Heizwertes des Produktes gezielt zuzugeben.

105 Ausgewähltes Anlagenkonzept

Aufgrund der durchgeführten Untersuchungen wurde das in Abb. 8 dargestellte Verfahrenskonzept zur Herstellung eines feinteiligen Brennstoffes erstellt.

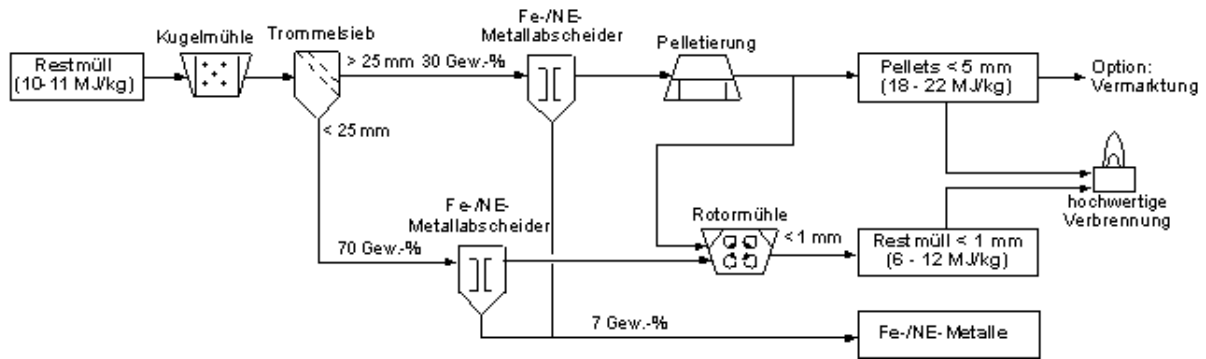


Abb. 8 Blockfließbild des erarbeiteten Verfahrenskonzeptes

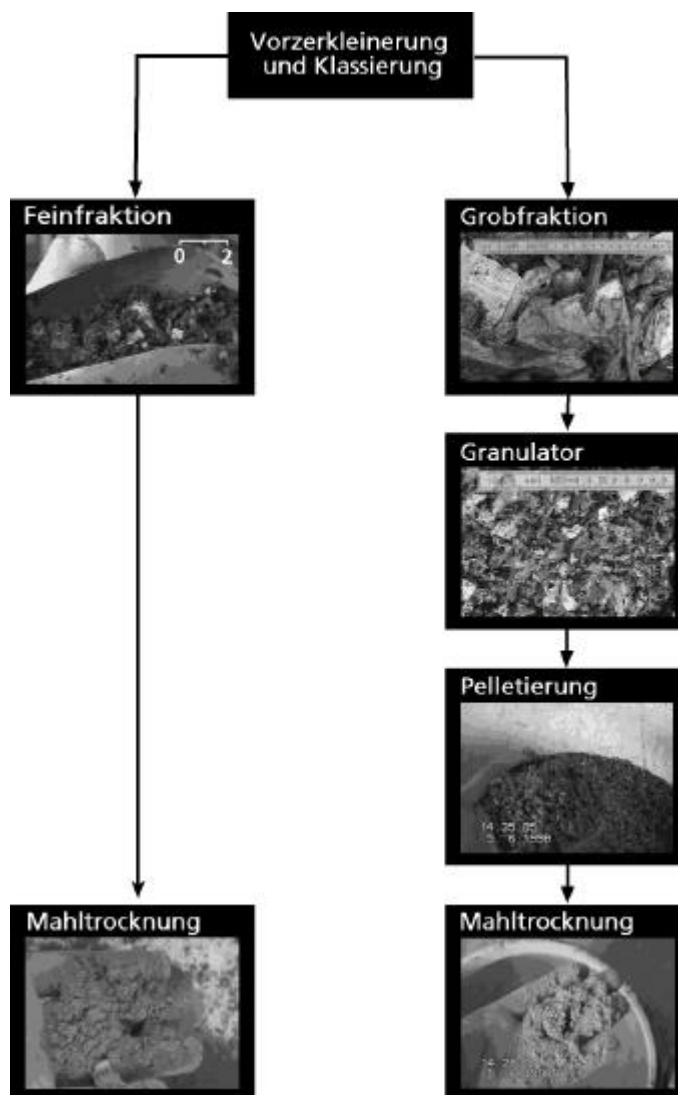


Abb. 9 Bilder zu den erreichten (Zwischen-) Produktqualitäten

zerkleinerbare Materialien werden an dieser Stelle bereits aus dem Prozess ausgeschleust. Der vorzerkleinerte Abfall wird bei einem Siebschnitt von 25 mm in eine Fein- und eine Grobfraktion geteilt. In der Grobfraktion befindet sich verstärkt zäh-elastisches, heizwertreiches Material, während sich in der Feinfraktion feuchtes, organisches und sprödes Material anreichert. Beide Fraktionen werden über einen Fe-/NE-Metallabscheider von metallischen Störstoffen befreit. Von der Grobfraktion werden mit einer Presse Pellets, gemäß dem Stand der Technik bei der Herstellung von Sekundärbrennstoffen, hergestellt. Die Feinfraktion wird in einer Mahltrocknung auf Korngrößen kleiner 1 mm zerkleinert. Optional zur Einstellung eines bestimmten Heizwertes können Ersatzbrennstoff-Pellets gemeinsam mit der Feinfraktion aufgemahlen werden.

Bei diesem Konzept wird der anfallende Abfall in einer Kugelmühle vorzerkleinert. Schwer oder gar nicht

106 Literatur

- [alte85] Alter, H.: Refuse-derived fuel production and combustion in the USA. In: Ferranti, M.P.; Ferreiro, G.L.: Sorting of household waste and thermal treatment of waste. Elsevier. London 1985
- [bert99] Bertling, J., et al.: Interne Studien. Fraunhofer UMSICHT, Oberhausen 1999
- [deck87] Deckers, M.: Zerkleinerung bei der Verwertung von Haushaltsabfällen. In: Thomé-Kozmiansky: Recycling von Haushaltsabfällen. EF-Verlag, Berlin 1987, S. 103ff
- [jäck97] Jäckel, H.-G., et al.: Zerkleinerung von Abfällen mittels Rotorscheren, Rotorreißern und Schraubenreißern. Chemie Ingenieur Technik 69(1997)11, S. 640ff
- [pall95] Pallmann, H.: Grundlagen der Zerkleinerung. Chemie Technik 24(1995)11, S. 72ff

Anschrift der Autoren:

M. Wilczek, C. Wolf, J. Bertling, R. Kümmel
Fraunhofer-Institut für Umwelt-, Sicherheits- und Energietechnik UMSICHT
Abteilung Abfalltechnik und Kreislaufwirtschaft
Osterfelder Str. 3
46047 Oberhausen
Tel.: ++ 49 208 85 98 0
Fax ++ 49 208 85 98 290
Email: info@umsicht.fhg.de

Status der niedersächsischen Anlagen

E. Bröker, A. Nieweler, E. Tegtmeier

107 Übersicht

Die drei niedersächsischen Demonstrationsanlagen zur mechanisch-biologischen Vorbehandlung von Restabfällen sind nunmehr seit 3-4 Jahren in Betrieb. Unterstützt durch das wissenschaftliche Begleitprogramm haben sich damit günstige Möglichkeiten ergeben, diese neuartige Behandlungstechnik im großtechnischen Einsatz zu beurteilen und ihre weiteren Entwicklungs- und Einsatzchancen abzuschätzen.

Standen am Anfang des Realisierungsprozesses auch Fragen über die prinzipielle Durchführbarkeit im Vordergrund, die beispielsweise zu Einschätzungen führten, daß nach Erfassung von Bioabfall die verbleibenden Restmengen einer biologischen Behandlung nicht zugänglich seien, so können nun nach erfolgreichem Dauerbetrieb differenzierte Beurteilungen über die Beeinflussung der Stoffströme in der Mechanischen Aufbereitung und über die Behandlungseffekte in der Biologischen Behandlung erfolgen (s. a. Kap. 4 und 5).

Dabei ist zu bedenken, dass mit dieser Technik Neuland beschritten wurde. Entscheidungen, die heute nach Kenntnis der Betriebsergebnisse meist klar und eindeutig zu beurteilen sind, waren in der Planung und Realisierung der drei Anlagen ungleich schwieriger zu treffen und sollten daher auch von diesem zurückliegenden Beurteilungshorizont aus betrachtet werden.

108 Gemeinsamkeiten und Unterschiede der technischen Konzepte

108.1 Behandlungsziele

Die drei Anlagenkonzepte umfassen eine Bandbreite möglicher Behandlungsziele und Verfahrenskonzepte, um aus der Betriebspraxis Entscheidungsgrundlagen für künftige Anlagenplanungen erarbeiten zu können.

Allen drei Anlagen gemein ist die Stellung der MBA als Vorschaltanlage vor der Deponie mit unterschiedlicher Ausschleusung heizwertreicher Fraktionen vor der Ablagerung. Zentrales Behandlungsziel ist die Erzeugung eines ablagerungsfähigen, nachsorgearmen Stoffstroms. Die Deponie der Klasse II ist neben der MBA damit zentraler Bestandteil des Gesamtentsorgungskonzeptes.

Die Anlagenkonzepte unterscheiden sich in der Bedeutung und Stellung der energetischen Verwertung/thermischen Behandlung mit entsprechend unterschiedlichen Mengen an ausgeschleusten heizwertreichen Fraktionen (Abbildung 1). Sie unterscheiden sich darüber hinaus in der Art und Dauer der biologischen Behandlung.

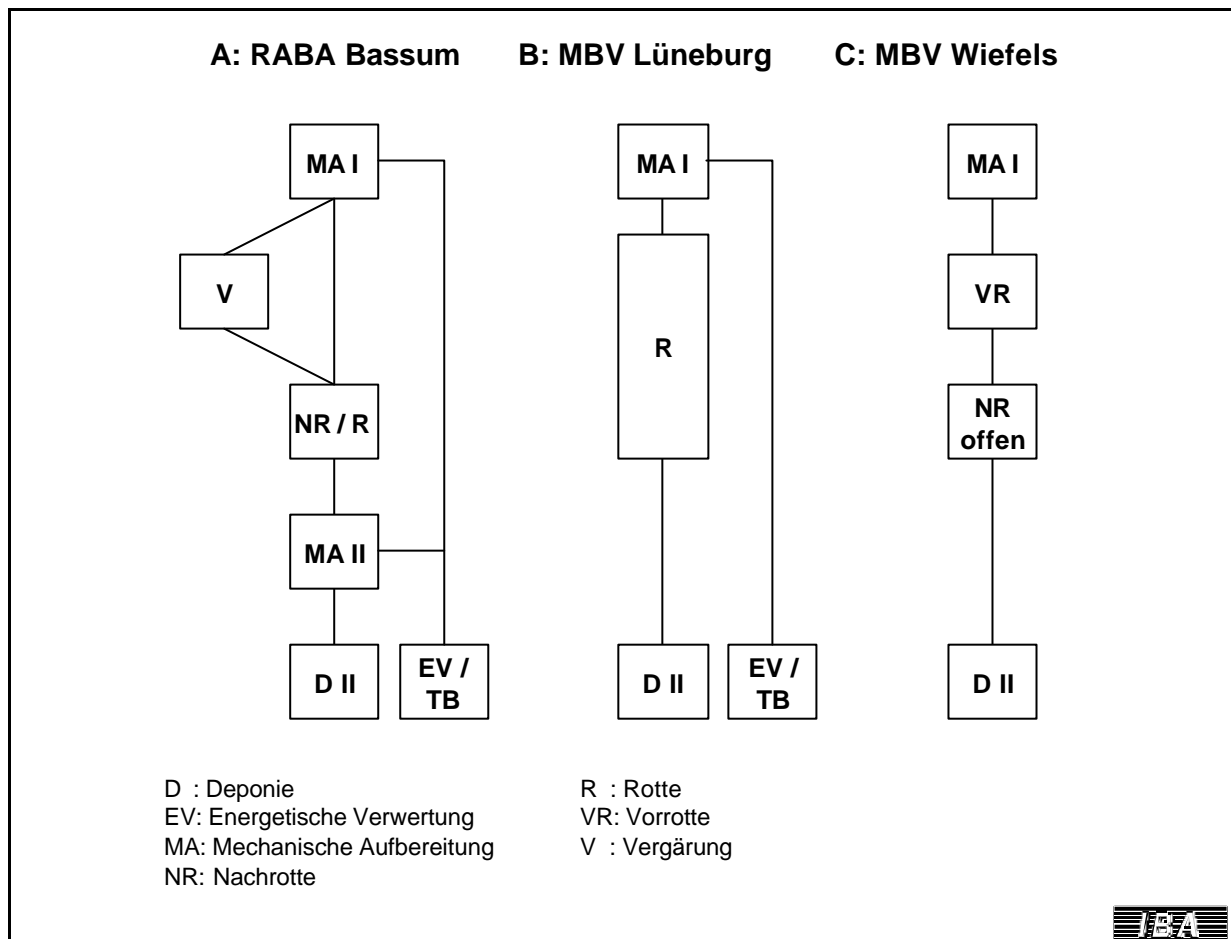


Abb. 1 Verfahrenskonzepte im Vergleich (Prinzipskizze)

Typ A: RABA Bassum: Kombination von Vergärung und Rotte mit weitestgehender Ausschleusung heizwertreicher Fraktionen und Energieerzeugung aus Biogas

Typ B: MBV Lüneburg: Technisierte Langzeitrotte nach Abtrennung heizwertreicher Fraktionen

Typ C: MBV Wiefels: Kurze Vorrotte, offene Nachrotte

Die ersten Ansätze und Entscheidungen zur Anlagenplanung sind in der Zeit vor der TASI - also vor 1993 - getroffen worden. Sie wurden auf die damaligen Leitlinien der Abfallwirtschaft - wie Deponieressourcenschonung und Minimierung der Deponieemissionen - abgestimmt.

Sie waren auch von dem Ziel geprägt, die Weiternutzung TASI-gerecht ausgebauter Deponieabschnitte auf den jeweiligen Deponiestandorten sicherzustellen und somit vorhandene Investitionen wirtschaftlich weiterzubetreiben. Einfache, offene Rottesysteme wurden bei der Auswahl der Demonstra-

tionsanlagen aus Gründen des Arbeits- und des Emissionsschutzes nicht berücksichtigt. Daraus haben sich drei Anlagentypen heraus kristallisiert.

108.2 Grundlagen der Realisierung

108.2.1 Auslegungsmengen

Die Festlegung der Auslegungsmengen für die drei Anlagen erfolgte Anfang der neunziger Jahre in einer Zeit drastisch sinkender Abfallmengen zur Beseitigung. Um die daraus erwachsenden Unwägbarkeiten abfangen zu können und um das investive Risiko einer Anlagenüberdimensionierung zu minimieren, wurden die Anlagen in der ersten Baustufe nur auf eine Teilmenge ausgelegt. Die zweite Ausbaustufe der MBV-Anlage Lüneburg ist derzeit im Genehmigungsverfahren und soll demnächst realisiert werden.

108.2.2 Maßnahmen zum Emissionsschutz

Eines der zentralen Behandlungsziele ist die Reduzierung der Emissionen. Im Bereich der Behandlungsmaßnahmen steht daher an oberster Stelle die Leitlinie:

- Minimierung, Fassung und Behandlung aller relevanten Emissionen: Staub, Geruch, Lärm, Keime

In der *Mechanischen Aufbereitung* wird dies erreicht durch aktive und passive Maßnahmen, wie bauliche Kapselung/Einhausung, Absaugung der Hallenabluft und Nutzung als Zuluft zur Rottehalle, punktuelle Absaugung relevanter Aggregate und Bandübergabestellen sowie Staubbiederschlag durch Wasserbedüsung/-benebelung an neuralgischen Punkten (Lüneburg und Diepholz),

In der *Biologischen Behandlung* wurden folgende Maßnahmen umgesetzt:

- Bauliche Kapselung der Vergärung (systembedingt)
- Bauliche Kapselung der Rotte (in Wiefels nur Vorrotte)
- Fassung aller Abluftströme aus der Rotte und Behandlung über Luftbefeuchter und Biofilter unterschiedlicher Bauart
- Abluftminimierung durch Taktung der Belüftung (Lüneburg) sowie angepaßte Belüftungssteuerung
- Thermische Verwertung des erzeugten Biogases im BHKW(Bassum)

108.2.3 Maßnahmen zum Arbeitsschutz

Die Schaffung verträglicher Arbeitsplätze und akzeptabler Arbeitsumgebungen ist durch folgende konzeptionelle Rahmenbedingungen abgesichert worden:

- keine Dauerarbeitsplätze im direkten Kontakt mit Abfall
- keine manuelle Auslese/Sortierung von Wert-/Stör-/Schadstoffen
- Einsatz von Maschinen zur Eingangskontrolle und Störstoffentnahme
- Aufenthalt von Betriebspersonal nur in klimatisierten, gekapselten Räumen (Leitwarte, Fahrerka-binen)
- weitgehend automatisierter Anlagenbetrieb und EDV-gestützte Anlagensteuerung (ZVÜ)

109 Erfahrungen aus dem Einsatz von Aggregaten und Prozessstufen

109.1 Vergleich der Anlagen- und Verfahrenskonzepte

Die Verfahrenskonzepte der drei Anlagen weisen bei allen Unterschieden auch bestimmte Übereinstimmungen auf (vgl. Abbildung 2).

Anlieferung und Beschickung

Bei allen Anlagen erfolgt sie in Flachbunkern. Auf den Bau von Tiefbunkern wurde aus Kosten- und Beschickungsgründen verzichtet. Die Beschickung der Bänder und Zerkleinerer mit Radlader und Greiferbagger (mit Hubkabine) hat sich bewährt.

Vorzerkleinerung Sperrmüll und Gewerbeabfall

In allen Anlagen erfolgt die Vorzerkleinerung mit langsam laufenden Einwellenbrechern, in der RABA Bassum ist als zweites Gerät eine Schraubenmühle im Einsatz.

Siebung

In allen drei Anlagen werden Trommelsiebe eingesetzt mit einstufiger Absiebung in der MBV Lüneburg bei 100 mm, sowie zweistufiger Absiebung in der RABA Bassum 40/80 mm und MBV Wiefels 120/300 mm. Als Vorkehrungen gegen Umwicklungen („Mumifizierung“) der Siebzylinder haben sich Stege oder Hülsen bewährt. Mit z. T. nachträglichen Einbauten im Sieb und angepaßter Drehzahl konnte der Trenngrad optimiert werden.

Nachzerkleinerung

In allen drei Anlagen kann der Siebüberlauf nachzerkleinert werden, um die Abtrennung von organikhaltigen Teilen zu verbessern. In der RABA Bassum wird nur der Siebüberlauf aus der Hausmülllinie, in den beiden übrigen Anlagen wird verfahrensbedingt der gesamte Siebüberlauf über die Nachzerkleinerung gefahren (MBV Lüneburg Siebfraktion > 100 mm, MBV Wiefels Siebfraktion 130-300 mm über Nachzerkleinerer in der Aufbereitung, >300 mm über externe Vorzerkleinerung). Als Nachzerkleinerer sind langsamlaufende Schraubenmühlen (Bassum, Lüneburg) bzw. eine schnelllaufende Hammermühle (Wiefels) im Einsatz.

Störstoff-/Langteilabscheidung

Zur Entlastung der Aggregate haben sich einfache Langteil-Rollenabscheider an Bandübergabestellen sowie Schwerstofferkennungssysteme bewährt.

Konfektionierung

Der Siebüberlauf wird in Lüneburg zu Ballen, in Bassum in Presscontainer verpresst. Beide Systeme haben sich als geeignet erwiesen. Die Entscheidung ist abhängig von den weiteren Aufbereitungs- und Verwertungsstufen.

Vergärung

Eine Vergärung von Teilströmen erfolgt nur in der RABA Bassum. Nach dem Ergebnis von Vorversuchen wird nur die organikhaltige Feinfraktion aus dem Hausmüll vergoren. Entsprechend dem Er-

gebnis der funktionalen Ausschreibung wurde eine einstufig-thermophile Trockenfermentation gewählt.

Rotte gekapselt

Die Dauer der gekapselten Rotte liegt zwischen 2 Wochen (Wiefels), 7-8 Wochen (Bassum) und 15-16 Wochen (Lüneburg). Die Rottehallen in Wiefels und Lüneburg sind mit wärmegeämmter Außenschale, in Bassum als Kalthalle realisiert worden. Als Belüftungsboden ist in allen Anlagen aus lüftungstechnischen Gründen ein Bodenaufbau mit Lochschlitzplatten und Belüftungskeller gewählt worden.

Nachrotte

Eine offene Nachrotte wird nur in Wiefels realisiert. Im Rahmen der wissenschaftlichen Begleitung wurden dabei zwei unterschiedliche passiv belüftete Mietenvarianten untersucht.

Abluftfassung und Staubbiederschlagung

Die Abluft wird in Lüneburg und Wiefels aus den Hallen der mechanischen Aufbereitung und biologischen Behandlung gefasst. Die vorgeschaltete separate Aufbereitung von Sperrmüll und Gewerbeabfall in Wiefels ist nicht Bestandteil der MBA.

In Bassum wird die Abluft aus den Bereichen Rotte, Vergärung (lokal) und Klärschlammannahme gefasst. In der Anlieferung und Aufbereitung sind - wie auch in Lüneburg - Benebelungssysteme zur Staubbiederschlagung im Einsatz.

Abluftbehandlung

Die gefaßte Abluft wird in allen drei Anlagen biologisch über Luftbefeuchter und Biofilter unterschiedlicher Bauart gereinigt. Vorgaben an die Rückhaltewirkung der Filter wurden von den Genehmigungsbehörden entsprechend der seinerzeitigen Ausgangslage nur hinsichtlich Geruch getroffen (150 bis 300 GE/m³). Die Vorgaben respektive Gewährleistungsbedingungen werden von den installierten Systemen eingehalten.

Mechanische Nachbehandlung

In der RABA Bassum wurde eine Absiebung des Rottegutes im eigenständigen Bauteil realisiert. Nur die Feinfraktion <40 mm gelangt zur Ablagerung, die Mittelfraktion 40-80 mm kann verpreßt und ebenfalls energetisch verwertet werden.

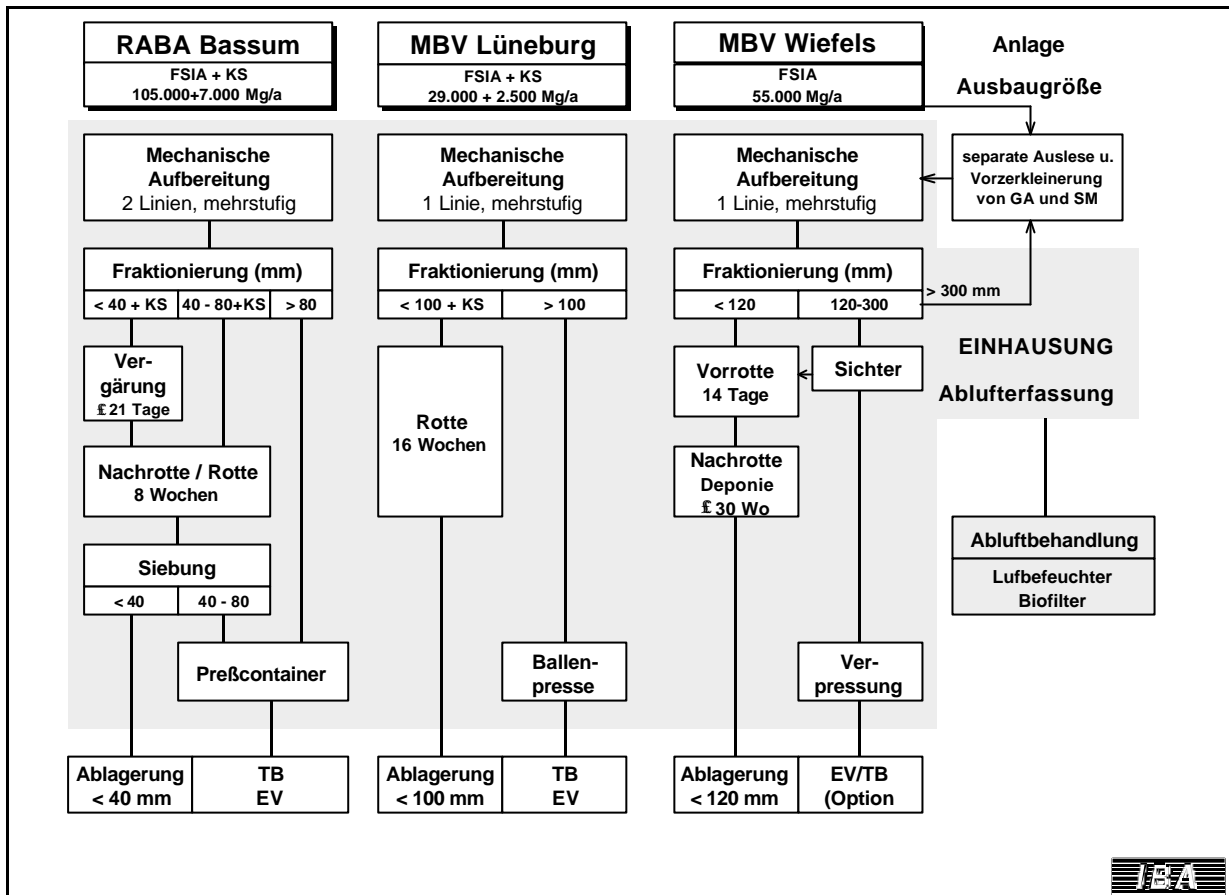


Abb. 2 Gegenüberstellung der Anlagenkonzepte der Demonstrationsanlagen

110 Massenströme in der Aufbereitung

110.1 Vergleich der drei MBV-Anlagen

Die in der Mechanischen Aufbereitung erzielte Stoffstromaufteilung für einzelne Abfallarten ist im regulären Betrieb untersucht worden. Die Stoffstromaufteilung für Haus- und Geschäftsmüll führt in den drei Anlagen beim Betrieb mit Nachzerkleinerung zu ähnlichen Ergebnissen (Abbildung 3).

Aus dem angelieferten Haus- und Geschäftsmüll werden 60-75 % organikhaltige Fraktionen für die biologische Behandlung abgetrennt. Die Nachzerkleinerung (NZ) erschließt etwa 20-30 % der Eingangsmenge für die nachfolgende biologische Behandlung.

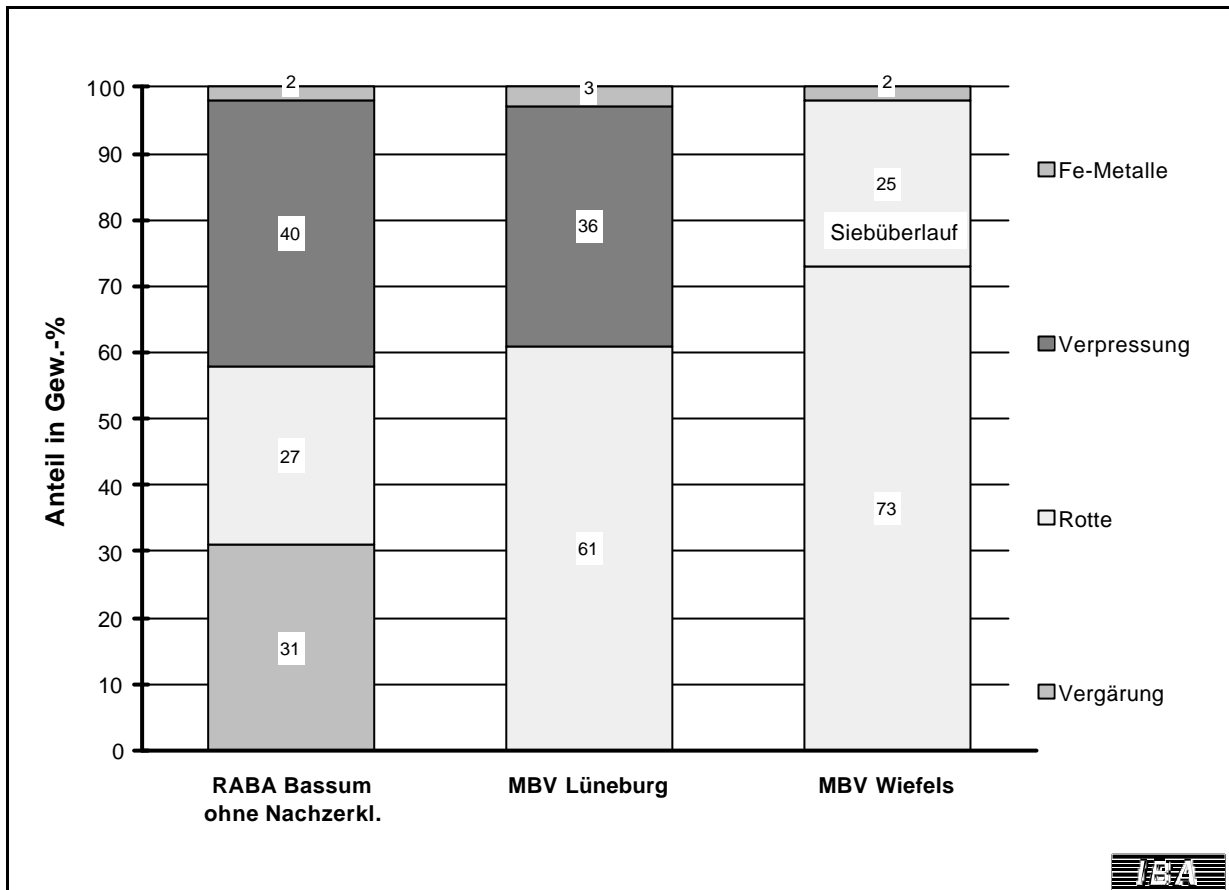


Abb. 3 Gegenüberstellung der Stoffstromaufteilung im Praxisbetrieb der 3 Anlagen am Beispiel von Haus- und Geschäftsmüll

110.2 Zusammensetzung des Rotteeintragsmaterials

Die abgetrennten Mittel- und Feinfraktionen aus Haus- und Geschäftsmüll bestehen an allen 3 Anlagen nach Nachzerkleinerung zu über 70 % aus der Feinfraktion < 40 mm, die sich einer weiteren Aufschlüsselung durch manuelle Sortierung entzieht. Die verbleibenden sortierbaren Anteile sind vorwiegend durch Papier/Pappe und Garten- und Küchenabfälle geprägt.

Die festgestellte Zusammensetzung unterstreicht die erreichte Trenngüte in der Mechanischen Aufbereitung.

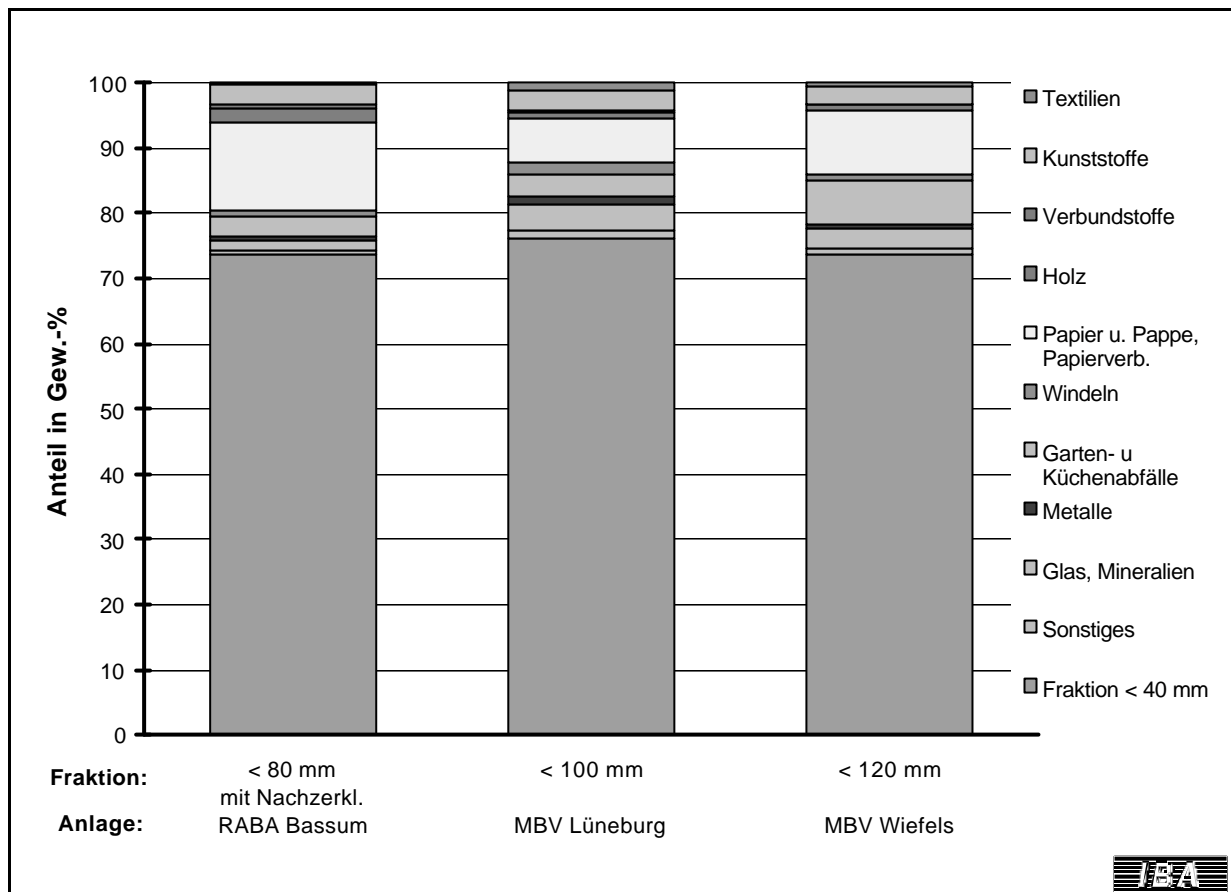


Abb. 4 Zusammensetzung von Rotteintragsmaterials aus der Aufbereitung von Haus- und Geschäftsmüll in den 3 Anlagen

110.3 Heizwertreiche Fraktion aus Haus- und Geschäftsmüll

Die festgestellte Zusammensetzung der heizwertreichen Grobfraction aus Haus- und Geschäftsmüll lässt folgende Grundzüge erkennen (s. Abbildung 5).

Die heizwertreichen Fraktionen im engeren Sinn, also Holz, Textilien, Kunststoffe, Papier/Pappe und Verbundstoffe nehmen mit 60-75 % den überwiegenden Anteil ein. Die nachfolgenden weiteren Bestandteile lassen weiteren Aufbereitungsbedarf bei einer beabsichtigten Nutzung als Sekundärbrennstoff erkennen:

- Je nach Trenngüte der Siebstufe können Restanteile von abtrennbaren Feinfraktionen bis zu 20 % auftreten, womit die Bedeutung einer entsprechenden Trennschärfe unterstrichen wird.
- Trotz Nachzerkleinerung treten noch Restgehalte an größeren organikhaltigen und feuchten Stoffen insbesondere Windeln und Gartenabfälle auf.
- Inerte Stoffe in Form von Metall, Glas und mineralischen Bestandteilen sind mit Anteilen bis zu 10 % vertreten.

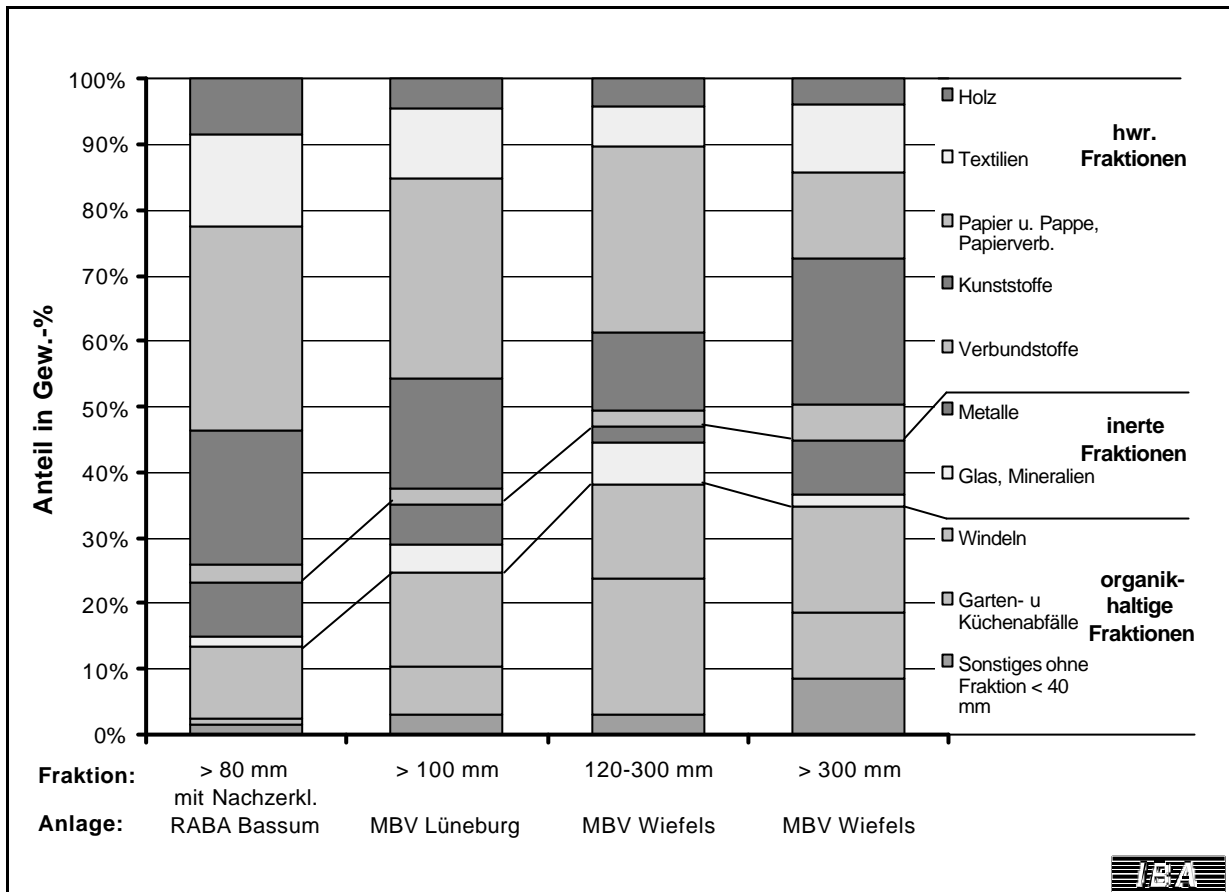


Abb. 5 Gegenüberstellung der Zusammensetzung der heizwertreichen Fraktion aus Haus- und Geschäftsmüll

Mengenbilanz für Fraktionen des Haus- und Geschäftsmülls

Die Ergebnisse der MBV Lüneburg zeigen für die relevanten Fraktionen aus Haus- und Geschäftsmüll folgende Charakteristiken in der Mengenbilanz auf (s. Abbildung 6):

Die Feinfraktion < 40 mm wird mit 90 % überwiegend abgetrennt.

Von den mengenrelevanten Fraktionen werden Kunststoffe, Textilien und Papier/Pappe/Papierverbund zu ca. 60 % der heizwertreichen Fraktion zugeführt und Küchen- und Gartenabfälle zu ca. 60 % biologisch behandelt. Die Windelfraktion, die bedingt durch ihren hohen Wassergehalt vorzugsweise in der Rotte behandelt werden sollte, wurde zu 70 % im Sieüberlauf wiedergefunden.

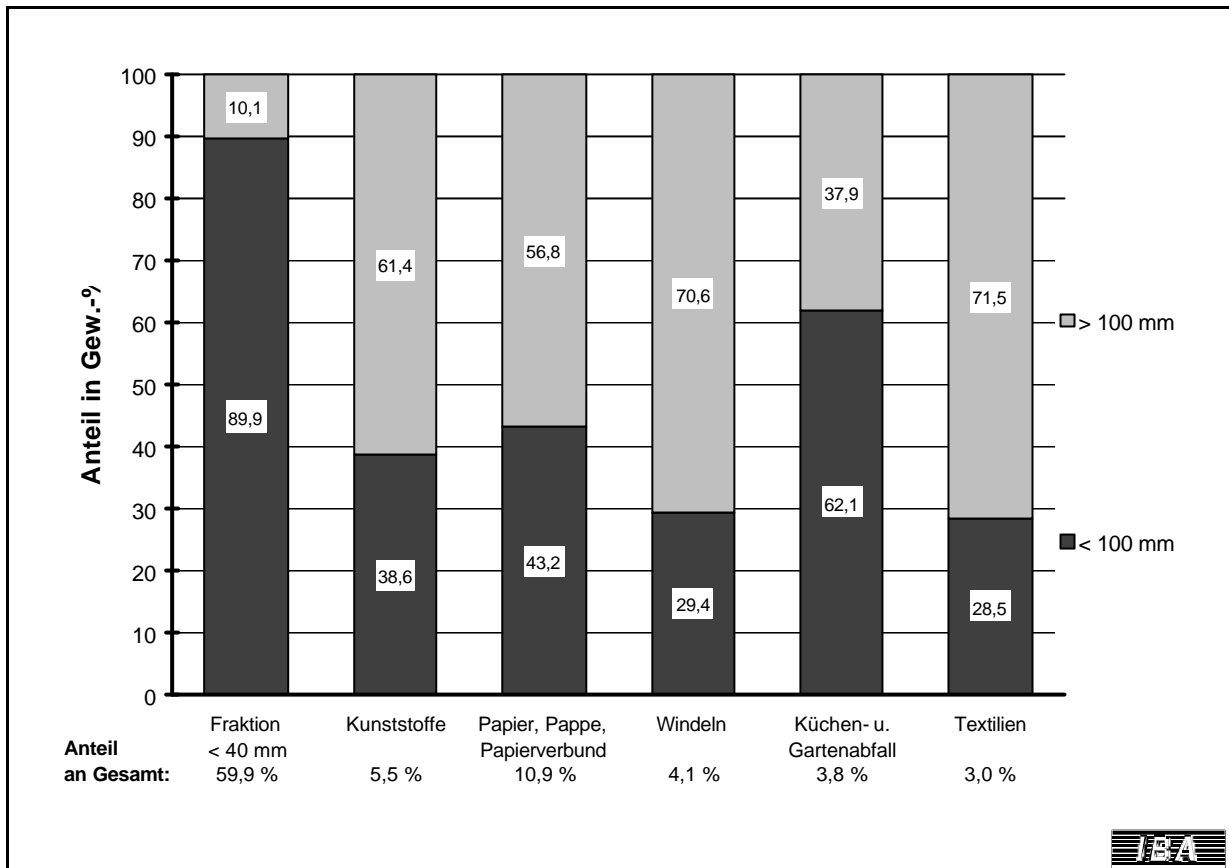


Abb. 6 Stoffbilanz der mengenrelevanten Fraktionen aus Haus- und Geschäftsmüll, MBV Lüneburg

Mengenbilanz für Sperrmüllfraktionen

Die Bilanz der Sperrmüllaufbereitung zeigt am Beispiel der MBV Lüneburg, daß die Feinfraktion vollständig abtrennbar ist und Holz zur Hälfte auf die Feinfraktion <40 mm zerkleinert wird. Die übrigen heizwertreichen Fraktionen werden mit 84 % der Teppiche, 65 % der Kunststoffe und 87 % der Textilien überwiegend zur Verpressung ausgeschleust. Damit wird deutlich, dass Sperrmüll und ähnlich zusammengesetzter Gewerbeabfall in den vorhandenen Aufbereitungslinien zielgerichtet mit Abtrennung einer holzhaltigen Feinfraktion behandelt werden kann.

111 Prozessanforderungen und Betriebserfahrungen der biologischen Behandlungsstufen

111.1 Prozeßanforderungen

Die 3 Anlagen setzen automatisierte Rottesysteme nach dem Prinzip der belüfteten Wandermiete zur biologischen Stabilisierung der organikhaltigen Fein- und Mittelfraktion ein. Die Prozessanforderungen lassen sich zwar auf lediglich 3 Einflußfaktoren zurückführen, die möglichen Auswirkungen von Fehlentwicklungen können umfassend und entsprechend schwierig zu korrigieren sein.

Der Rotteprozeß wird bekanntermaßen beschleunigt und gefördert durch:

- Luftzufuhr** → Zu- und Abfuhr von Stoffwechselprodukten, zusätzlich Wärmeaustrag
- Wassernachlieferung** → Herstellen günstiger Stoffwechselbedingungen, zusätzlich Kühlfunktion
- Umsetzen** → Materialaufschluss, Schaffung neuer Besiedlungsflächen und Erhalt der Durchlüftbarkeit

Diese drei Einflußfaktoren können sowohl für sich als auch in Wechselwirkung Fehlentwicklungen auslösen, z. B. führt fehlende Feuchtigkeit zur Trockenstarre, übermäßiges Nachbewässern schränkt die Durchlüftung des Rottegutes ein. Hohe Luftwechselraten mit dem Ziel der Kühlung können zu überhöhten Wasserverlusten führen, die ihrerseits die biologische Prozesstätigkeit einschränken.

Daher sind zwei Anforderungsebenen zu beurteilen:

- Die technischen Systeme müssen bei genügender Leistungsreserve die genannten Prozessanforderungen sicherstellen und nach Störungen ausgleichen können.
- Die Prozessüberwachung und –steuerung muss so gestaltet sein, dass die Einflussfaktoren direkt überwacht werden können, um früh und gezielt eingreifen zu können.

111.2 Leistungsfähigkeit der technisierten Rottesysteme

Die Rottesysteme haben in den ersten Betriebsphasen ihre grundsätzliche Eignung und Leistungsfähigkeit nachweisen können:

- Die Belüftungssysteme mit ihren Lochschlitzböden stellen eine ausreichende und gleichmäßige Be- und Entlüftung des Rottegutes sicher, wie in diversen Kontrollmessungen anhand der O₂-, CO₂- und Temperaturverteilung im Rottegut nachgewiesen wurde (s. a. Abbildung 7)
- Die Umsetzersysteme sind grundsätzlich in der Lage, die zur Nachbefeuchtung erforderlichen Wassermengen nachzuliefern. Teilweise sind Anpassungen der Befeuchtungsstrecken erforderlich gewesen, um eine gleichmäßige Befeuchtung sicherzustellen.
- Die Art des Materialumsetzens führt zum gewünschten Effekt der Durchmischung und Auflockerung. Je nach Umsetzerbauart sind Anpassungen erforderlich gewesen, um Störeinflüsse aus dem Fördergut zu unterbinden.

Die zwischenzeitlichen Betriebserfahrungen an der MBV Lüneburg sind zur Verbesserung des Belüftungskonzeptes genutzt worden. Die Mietenbelüftung wird in zeit- und durchsatzvariablen Takten betrieben, um bei angepasster Luftmenge und ausreichender Luftwechselrate entsprechend energiesparend arbeiten zu können. Der Erfolg ist in Begleituntersuchungen nachgewiesen worden, die weiterhin eine gleichmäßige Durchlüftung und Temperaturen im gewünschten Niveau ergaben.

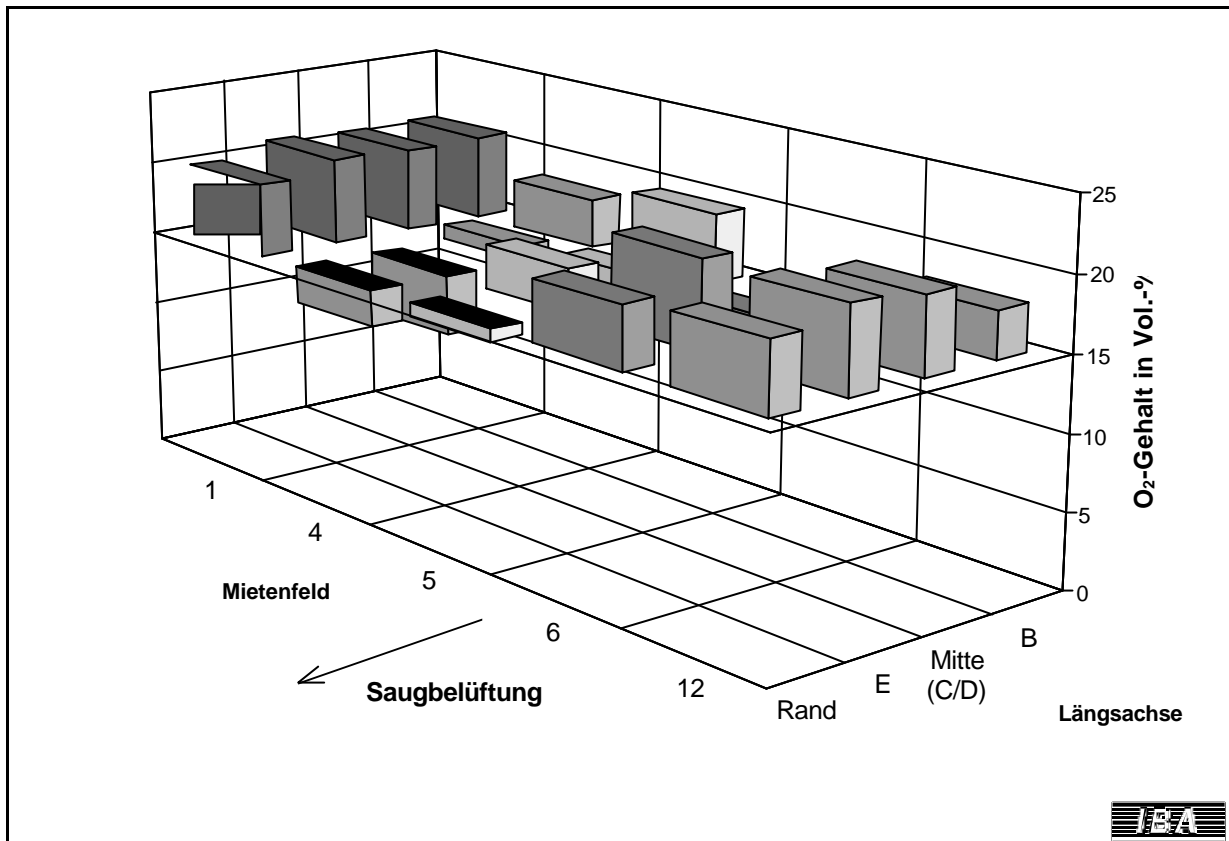


Abb. 7 Sauerstoffverteilung in der Rotte der MBV Lüneburg (Bsp.)

111.3 Prozeßüberwachung und -steuerung

In den Lieferantenkonzepten zur Prozesssteuerung spielt üblicherweise die Rotte- oder Ablufttemperatur eine zentrale Rolle. Aus dem Temperaturniveau wird auf den biologischen Prozeß geschlossen und dementsprechend die Luftdurchsatzmenge angepasst.

Die Gegenüberstellung von direkt gemessener Rotteguttemperatur mit der Ablufttemperatur in den Sticheleitungen der Belüftungsfelder zeigt an den 3 Anlagen keine eindeutige Abhängigkeit. Wie Abbildung 8 zeigt, sind beispielsweise bei Rotteguttemperaturen von 70 °C in den Abluftleitungen Werte zwischen 20 und 60 °C verzeichnet worden. Aufgrund der veränderlichen Einflüsse aus dem Witterungsverlauf kann je nach örtlichen Gegebenheiten nicht eindeutig von der Ablufttemperatur auf die Rotteguttemperatur geschlossen werden. Lediglich an der MBV Lüneburg hat sich nach getaktetem Betrieb der Entlüftung eine deutlichere Abhängigkeit gezeigt.

Zur Prozessüberwachung sind direktere Kontrollen des Abbauvorgangs notwendig, wie sie im Rahmen der wissenschaftlichen Begleitung durch Kombination von Vor-Ort-Messungen der Mietenluftzusammensetzung und Rotteguttemperatur sowie mit differenzierten Laboranalysen durch Wassergehaltsbestimmung, Atmungs- und Gärtest erzielt wurden.

Die Kontrolle und Einstellung des sinnvollen Wassergehalts stellt eine weitere zentrale Anforderung an die Prozeßsteuerung der Rotte dar. Die vielfältige Funktion des Wassers in den Stoffwechsellvorgängen und als Kühlmedium bei gleichzeitig engem Spektrum der günstigen Milieubedingungen bei 45-50 % Wassergehalt erfordert eine prozeßbegleitende, direkte Kontrolle.

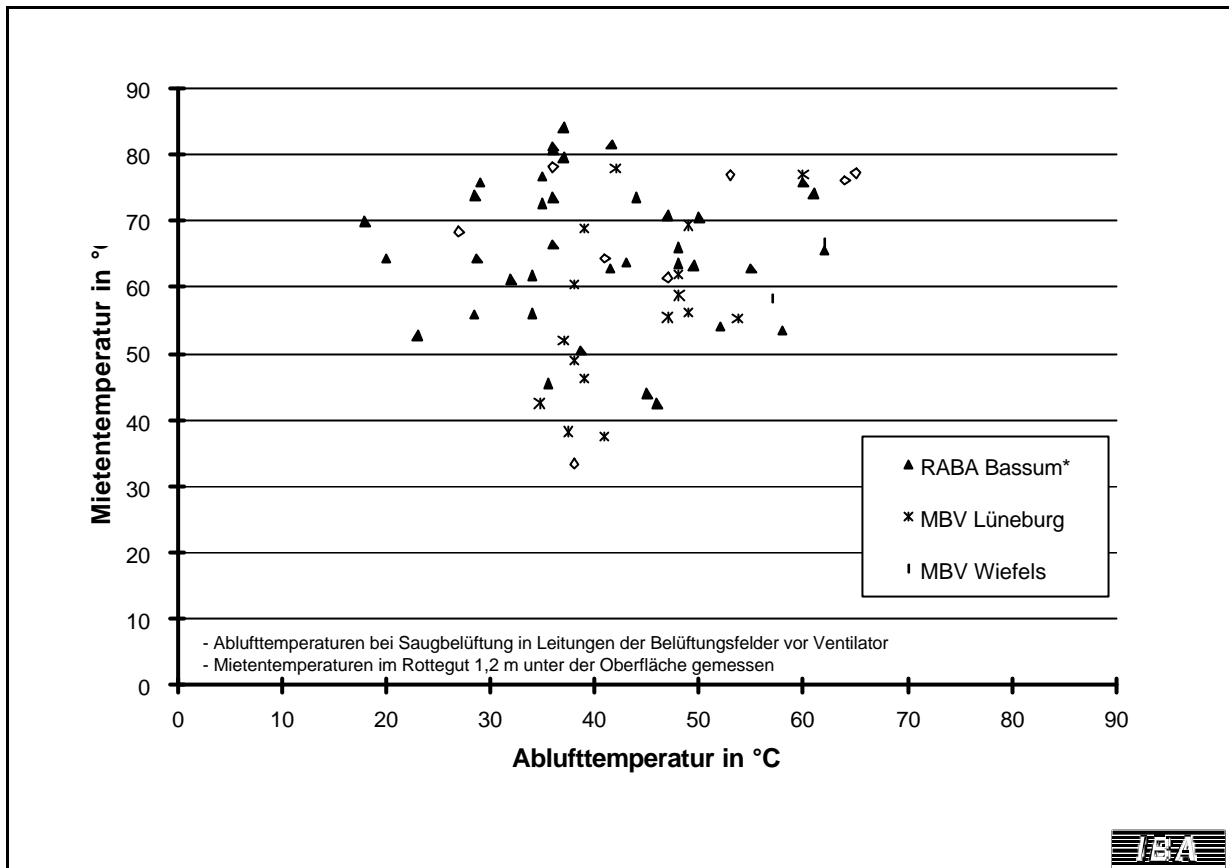


Abb. 8 Gegenüberstellung von Ablufttemperaturen im Belüftungssystem und den Temperaturen in der Miete (bei Saugbelüftung)

Der Umsetzer in der RABA Bassum verfügt über eine Direktmessung auf Infrarot-Basis (Aquabeam). An den weiteren Anlagen wird der Wassergehalt durch Trocknung von Probenmaterial bestimmt. Durch Einsatz von Analysegeräten auf Infrarot-Basis können verlässliche Ergebnisse in kürzerer Zeit (ca. 30 Minuten) gewonnen werden, die dann direkt für Betriebszwecke verfügbar sind.

11.1.4 Betriebsergebnisse der Vergärungsstufe

Die RABA Bassum verfügt als einzige der 3 Anlagen und bundesweit erstmalig über eine Vergärungsstufe, in der die Feinfraktion aus Haus- und Geschäftsmüll (< 40 mm) mit einstufiger, thermophiler Trockenfermentation behandelt wird. Die eingesetzten Abfallfraktionen zeichnen sich durch hohe und schnelle Abbaubarkeit aus, der Prozeß läuft bei hoher organischer Raumbelastung mit 8-10 kg oTS_{zu}/m³_F·d stabil und effizient.

Die in Vorversuchen als möglich ermittelten Gaserträge von 210 NI/kg TS werden mit Betriebsergebnissen von 240-250 NI/kg TS noch übertroffen. So werden im Abbauprozess 130-140 Nm³ Biogas je Tonne zugeführtem Material erzeugt. Die Gasbildung wird in diesem 25-30 Tage dauernden Prozess um 80-85 % auf GB₂₁ = 35-50 NI/kg TS vermindert, womit die oTS-Menge halbiert wird.

Zur Durchführung der Vergärung wird dem Prozess sowohl thermische als auch elektrische Energie zugeführt. Zur Erwärmung des Gärgutes auf Prozesstemperaturen von ca. 55 °C sowie zum Ausgleich der Wärmeverluste im System werden das frische Gärgut und das Rezirkulat mit Dampf aufgewärmt, der mit Biogas in einem Dampfkessel erzeugt wird.

Für den Eigenbedarf der Anlage wurden 1999 lediglich 6% der erzeugten Biogasmenge für den Dampferzeuger und 11 % für die Verstromung im BHKW benötigt. Damit belief sich der Eigenbedarf der Vergärung auf lediglich 17 % der erzeugten Energieausbeute (Abbildung 9). In der Literatur werden dagegen Energiebedarfswerte für Vergärungsanlagen zwischen 20 und 50 % genannt.

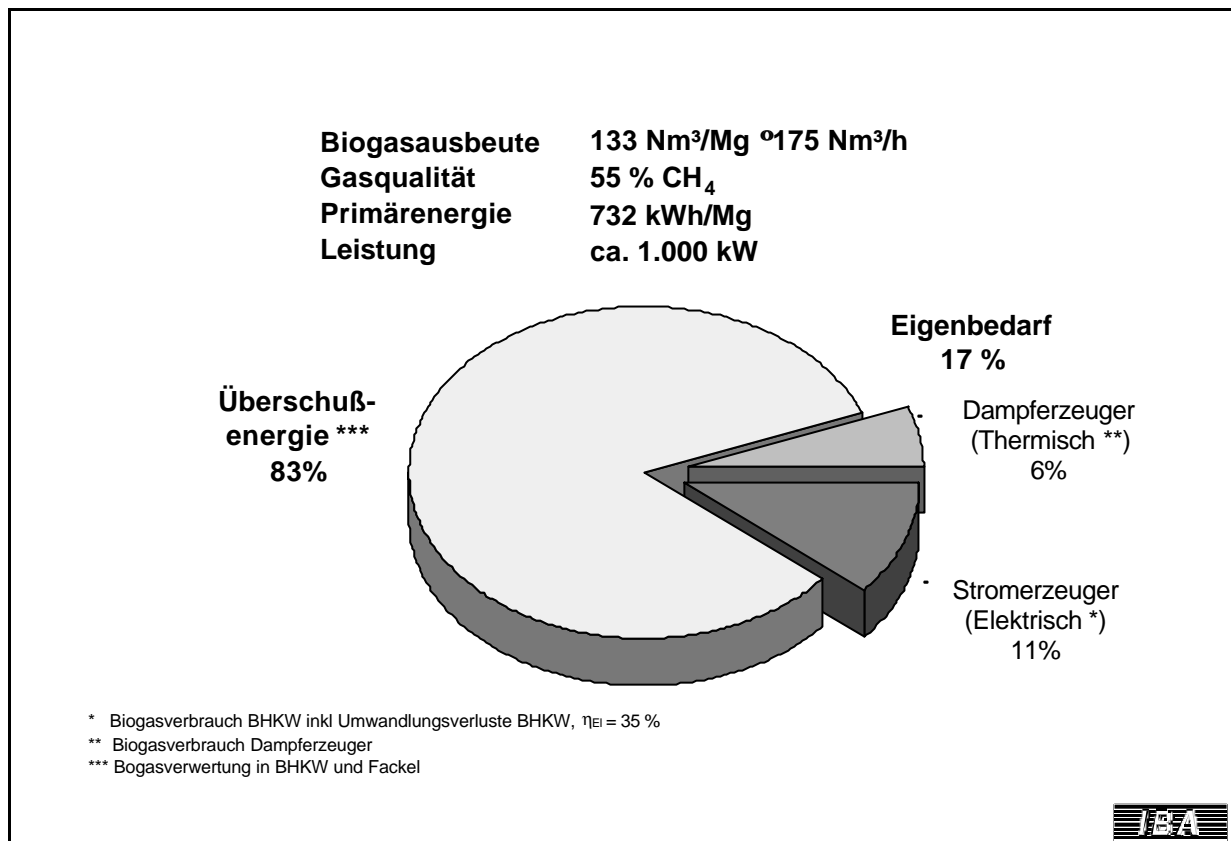


Abb. 9 Energieertrag und Energiebedarf der Vergärung RABA Bassum 1999

11.5 Betriebsergebnisse der Rottestufen

Der Abbau der organischen Substanz stellt das wesentliche Ziel der biologischen Behandlungsstufe dar. Aus der Vielzahl begleitender Messungen können besonders die Ergebnisse der biologischen Testverfahren Aufschluss über Effizienz und Verlauf dieses Prozesses liefern. Aus dem nun möglichen Vergleich von 3 unterschiedlichen großtechnischen Anlagen lassen sich weitere Rückschlüsse ableiten.

Der biologische Abbauvorgang verläuft aufgrund gewisser Schwankungsbreiten in der Abfallzusammensetzung und in den Abbaueigenschaften sowie aufgrund der auch in technisierten Systemen verbleibenden Prozessschwankungen mit einer entsprechenden Bandbreite der Ergebnisse. Dieses Spektrum lässt sich unter Beachtung der o. g. drei maßgeblichen Prozessanforderungen eingrenzen, jedoch nicht vollständig auflösen. Hieraus erwächst aus der Festlegung von Grenzwerten die Konsequenz, dass die betriebsspezifische Schwankungsbreite im wesentlichen unterhalb der Grenzwerte liegen muss. Eine Grenzwertfestlegung muss neben der Berücksichtigung des Ziels auch dieser Schwankungsbreite Rechnung tragen, z. B. durch statistische Auswertung.

In den bisherigen Betriebsphasen konnten bereits erhebliche Leistungssteigerungen des biologischen Abbauprozesses durch Veränderungen und Anpassungen in unterschiedlichen Einflussbereichen er-

geschlossen werden, beginnend bei dem Gemisch von Abfallarten, den Aufbereitungsschritten sowie den eigentlichen Prozessbedingungen.

Die Entwicklung ist noch nicht abgeschlossen. Die Chancen werden an beispielhaften Untersuchungen von modifizierten Betriebsreihen deutlich, die weitere Leistungssteigerungen absehbar machen.

Mit dieser Weiterentwicklung ist auch die Sicherung der Prozessstabilität verknüpft, die durch begleitenden Einsatz der bisher praktizierten direkteren und kontinuierlichen Kontrollen, durch Vor-Ort-Messungen und Laboranalysen zu erzielen ist.

Aus den im bisherigen Betriebsalltag der Anlagen gemessenen Prozessverläufen in den Rottestufen lassen die Bandbreiten der Ergebnisse folgende Charakteristiken erkennen:

Die organikhaltigen Fein- und Mittelfractionen aus Haus- und Geschäftsmüll führen zu einem hohen Gehalt an abbaubaren Inhaltsstoffen, die zu einer Gasbildung von 180-240 NI/kg TS (\cong 95-130 g C-Abbau/kg TS) führen. In der Vergärungsstufe der RABA Bassum werden diese Inhaltsstoffe in der Fraktion <40 mm im rd. 3-wöchigen Prozess um 80-85 % abgebaut (s. Abbildung 10). In den Anlagen Lüneburg und Wiefels erfolgt der Abbau nur aerob im Gemisch mit anderen Fraktionen. Bei hohen Anteilen an Haus- und Geschäftsmüll startet der Prozess mit einem hohen Gehalt an abbaubarer Substanz. Die Abbauintensität in diesen beiden Anlagen ist ähnlich, so daß nach 12-16 Wochen die angestrebten Endwerte erreicht werden können.

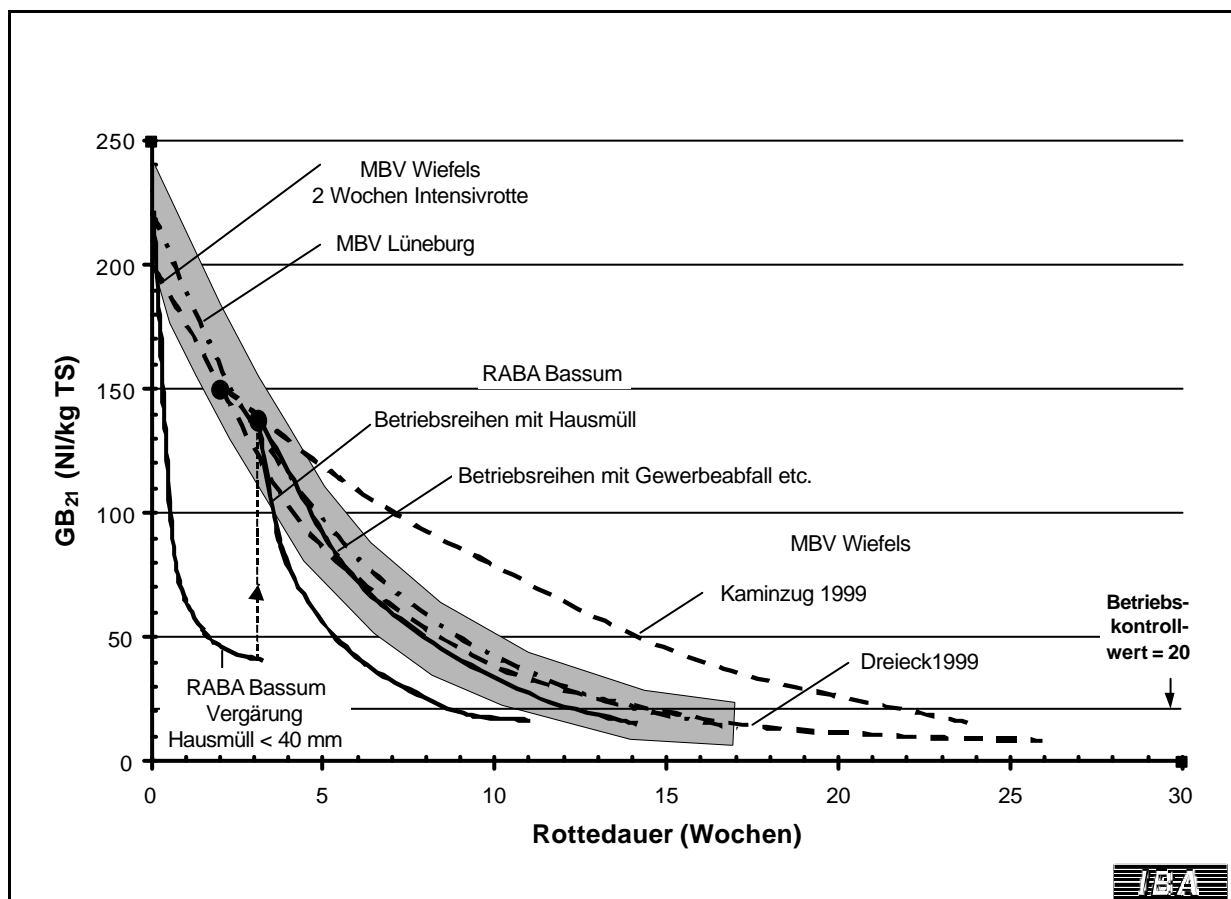


Abb. 10 Entwicklung der Gasbildung (GB_{21}) im Verlauf der Vergärung und der Rotte

Mit der Nachrotte von Dreiecksmieten werden bei 1-2maligem Umsetzen pro Woche und ausreichender Wassernachlieferung vergleichbare Abbauresultate wie in den technisierten Anlagen erzielt. Die

Milieubedingungen in den Mieten schwanken dabei von aeroben bis anaeroben Situationen je nach zeitlichem Abstand zum Umsetzen und Abstand zur Mietenoberfläche. Die statische Kaminzugvarian- te nach der 2-wöchigen Intensivrotte erfordert längere Rottezeiten mit 22-26 Wochen Behandlungsbe- darf.

112 Schlussfolgerungen und Ausblick

Die erzielten Betriebsergebnisse der drei niedersächsischen Demonstrationsanlagen zeigen, dass die ge- setzten Ziele der stoffspezifischen Aufbereitung in den mechanischen Stufen verlässlich und betriebs- sicher mit weitgehender Trennung von biologisch abbaubaren und heizwertreichen Fraktionen erreicht wird. Die Nutzung heizwertreicher Fraktion als Sekundärbrennstoff wird zusätzlichen Aufbereitungs- bedarf erfordern.

Die biologischen Stufen kommen dem Ziel einer Stabilisierung durch Abbau der organischen Inhalts- stoffe auf unterschiedlichen Wegen nach. Die Trockenvergärung der Feinfraktion aus Hausmüll hat sich als hocheffizient hinsichtlich Abbau und Gasertrag erwiesen, wobei der Prozess auch bei hoher organischer Raumbelastung stabil läuft. Die dynamischen Rotteprozesse führen bei Beachtung der drei maßgeblichen Einflussfaktoren Luftzufuhr, Wassernachlieferung und Durchmischen zu ähnlichen Ab- bauverläufen und hohen Abbauquoten von 95-98 % (vgl. Abbildung 10). Es sind weitere Optimie- rungsmöglichkeiten absehbar, die zu einer Verkürzung der Behandlungsdauer führen können. Diese sollen beim Ausbau der MBV-Anlage Lüneburg bereits berücksichtigt werden.

Damit hat sich im großtechnischen Betrieb gezeigt, dass die verfolgten Behandlungskonzepte den Zielvorgaben der TASI an eine schadstoffarme und nachsorgefreie Ablagerung gerecht werden und ei- nen wesentlichen Baustein im Rahmen von Kombinationslösungen zur Restabfallbehandlung darstel- len können.

Anschrift der Autoren:

Elmar Bröker
IBA GmbH
Friesenstr. 14
30161 Hannover

Andreas Nieweler
Abfallwirtschaftsgesellschaft mbH (AWG)
Klößernhausen 20
27211 Bassum

Erich Tegtmeyer
Gesellschaft für Abfallwirtschaft Lüneburg mbH
Adendorfer Weg
21357 Bardowick
Tel.: 04131/9232-30
E-mail: tegtmeyer@gfa-lueneburg.de

Erfahrungen mit anaeroben Anlagen

C.-R. Vollmer

113 Vorbemerkung

Die Entwicklung eines Standes der Technik der mechanisch-biologischen Restabfallbehandlung wird gegenwärtig durch aerobe Verfahren geprägt. Die Anaerobbehandlung ist vergleichsweise unterrepräsentiert.

Aufgrund des auf Kohlenstoffumsatz in Biogas und nicht in der Biomasse gerichteten Stoffwechsels anaerober Mikroorganismen sowie des breiteren Substratspektrums bestehen für anaerobe Verfahren aber günstigere Voraussetzungen, zu einem emissionsarmen Endprodukt zu gelangen.

Die Restabfallbehandlung kann hier mit einer energetischen Verwertung gekoppelt werden, woraus auch eine ökologische Vorteilswirkung mit Beitrag zum Erreichen der CO₂-Minderungsziele resultiert.

114 Verfahrenskonzept und Zielsetzung

Der wissenschaftlich begründete Einsatz mechanischer, thermischer und biologischer Technologien ist bei stoffstromspezifischer Abfallbehandlung am effektivsten. Grundgedanke des Verfahrenskonzeptes ist deshalb, den Restabfall in einzelne Stoffströme mit spezifischen Behandlungsmöglichkeiten zu trennen (Abbildung 1).

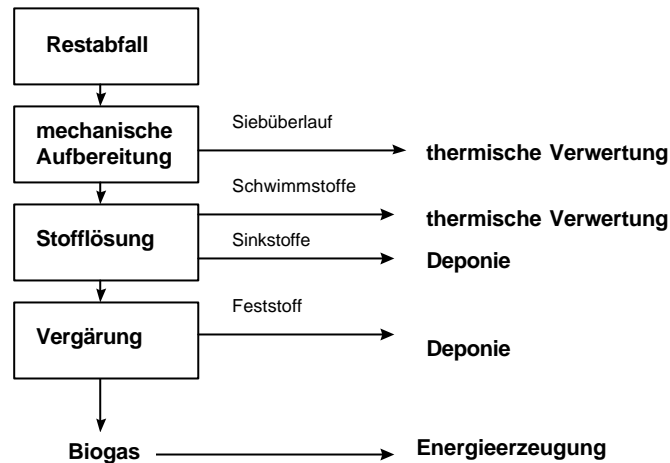


Abb. 1 Verfahrensablauf

Nach einer mechanischen Behandlung mit Zerkleinerung, Magnetabscheidung, Siebung und gegebenenfalls Homogenisierung erfolgt die weitergehende Materialaufbereitung durch ein Naßtrennverfahren. Da für die biologische Stufe ohnehin eine Naßvergärung gewählt wird, ist ein solches Vorgehen naheliegend.

Der mechanisch aufbereitete Restabfall wird einem Stofflöser zugeführt und mit Prozeßwasser eingemaischt, durch Sink-Schwimm-Trennung werden Leicht- und Schwerstoffe abgeschieden.

Die organikangereicherte Maische wird im Anaerobfermentor behandelt mit dem Ziel, durch optimierte anaerobe Stoffwandlungsprozesse hohe Abbauraten zu erzielen und am Fermenterboden eine emissionsarme Inertfraktion zur Deponierung ausschleusen zu können. Das entstehende Biogas wird in einem Blockheizkraftwerk (BHKW) zu Strom und Wärmeenergie verwertet.

Der Ablauf des Biogasreaktors wird einer Fest-flüssig-Trennung unterzogen, der Feststoff deponiert und die flüssige Phase als Prozeßwasser zurückgeführt. Ein Teilstrom muß als Abwasser entsorgt werden.

115 Naßaufbereitung und Anaerobbehandlung

Nach der für Restabfallbehandlungsverfahren üblichen Zerkleinerung und Siebung, gegebenenfalls mit Homogenisierungsschritten gekoppelt, werden durch Naßaufbereitung nochmals für den biologischen Abbau nicht zugänglichen Restmüllinhaltsstoffe abgetrennt.

Mit dem Pulper wird dafür eine in der Papierindustrie bewährte Technik eingesetzt (Abbildung 2).

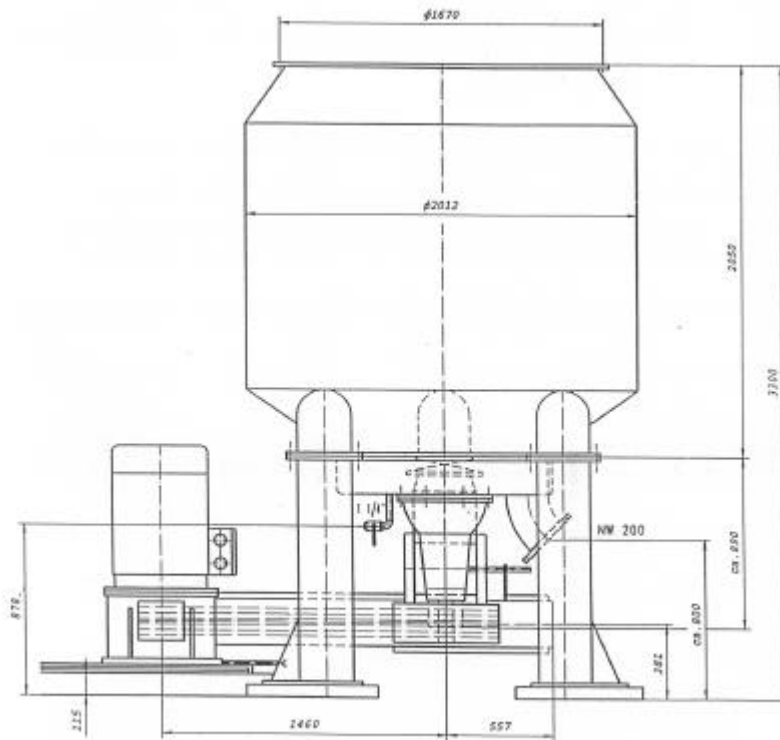


Abb. 2 Pulper

Durch Zentrifugalkräfte erfolgt die Abtrennung der Sinkstoffe, die über die Schwerstoffschleuse entnommen werden. Nach Abzug der Biomüllmaische können auf dem selben Weg die Schwimmstoffe abgetrennt werden.

Die Stoffkennwerte beider Trennfractionen sind in Tabelle 1 am Beispiel eines mechanisch aufbereiteten Materials (Zerkleinerung und Siebung, der Siebdurchlaß 60 mm stellt das Rohsubstrat dar) der Deponie Scharfenberg (Landkreis Wittstock) in Brandenburg zusammengestellt.

Tab. 1 Stoffkennwerte der Sink - und Schwimmstoffe

Parameter	Einheit	Ausgangs- stoff	Schwimm- stoffe	Sinkstoffe
<u>Originalsubstanz</u>				
TS	%	61,2	49,4	83,8
Glühverlust	% TS	36,6	36,7	4,4
TOC	% TS	8,2	12,7	4,0
<u>Eluat</u>				
pH-Wert		7,7	7,76	7,95
Leitfähigkeit	µs/cm	4630	2510	1210
TOC	mg/l	1100	142	19,5
Ammonium-N	mg/l	95	8,55	0,20
AOX	mg/l	0,34	0,18	0,06

Der Anteil an Schwimmstoffen beträgt etwa 22 % der Trockenmasse, 8 % sind Sinkstoffe. Während die Schwimmstoffe einen relativ hohen Glühverlust aufweisen, sind die Sinkstoffe nicht verwertbar und werden deponiert.

Die Anaerobbehandlung erfolgt weiter stoffstromspezifisch (Abbildung 3).

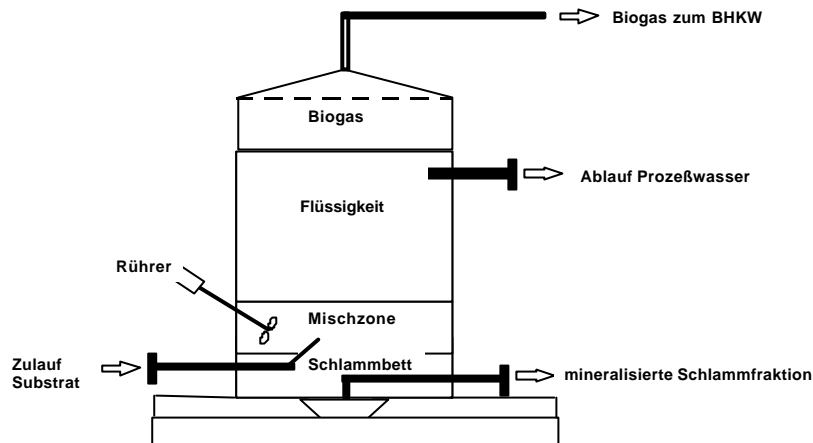


Abb. 3 Anaerobfermentor

Die Biogasstufe ist reaktionstechnisch so ausgelegt, daß eine Entkopplung der Verweilzeiten von leicht und schwer utilisierbaren Inhaltsstoffen der Organik realisiert ist, d.h. schwer abbaubare Inhaltsstoffe verbleiben länger im System und sind somit weitestgehend mikrobiell zugänglich.

Die eingemischte Organikfraktion wird im unteren Teil zudosiert, wobei sich die schwer abbaubaren Bestandteile im Schlammbett anreichern. Am Reaktorboden erfolgt die Ausschleusung der deponiefähigen Fraktion aus dem Kreislauf. Der Überlauf wird, optional nach einer aeroben Zwischenbehandlung mit dem Ziel der Schadstoffdestruktion, als Prozeßwasser zum Einmischen zurückgeführt. Zur Ermittlung der Grenzen der Anaerobbehandlung und Erarbeitung der notwendigen Verfahrensparameter wurden im Rahmen des BMBF-Verbundvorhabens Untersuchungen im Laborfermentor durchgeführt (Scherer et al., 1999).

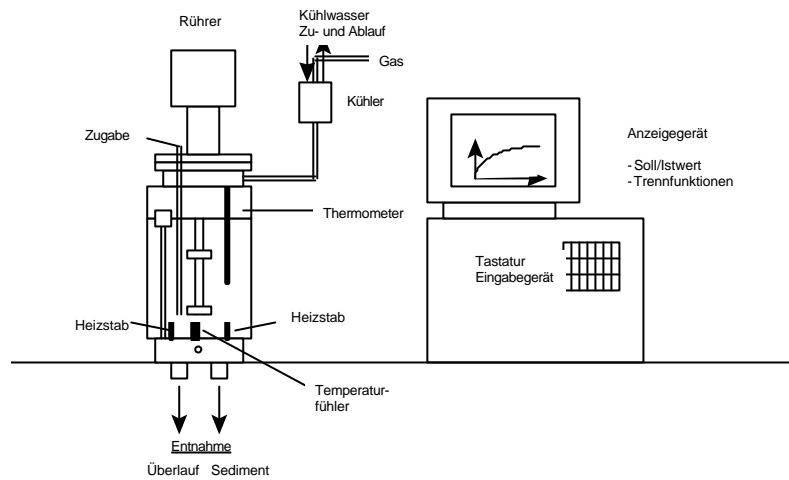


Abb. 4 Laborfermentorsystem

Die Stoffführung entspricht der entsprechend Abbildung 3. Die Untersuchungsergebnisse aus einem 8 Liter - Laborfermentor sind für das in Tabelle 1 aufgeführte Rohsubstrat sowie einer aufbereiteten Restmüllfraktion der Anlage Quarzbichl (Bayern) mit einem höheren Organikanteil zusammengefaßt (Tabelle 2).

Tab. 2 Kinetische Parameter der Anaerobbehandlung

Parameter	Einheit	Wittstock	Quarzbichl
mittlere Verweilzeit	d	14	14
Raumbelastung	g oTS/l x d	4	3,4
Gasproduktion	l/d	9	19
Biogasausbeute	l/g oTS	0,25	0,7
oTS-Abbau	%	30	70

Die am Reaktorboden entnommene Feststofffraktion ist nach Zentrifugation durch die in Tabelle 3 aufgeführten Stoffkennwerte charakterisiert.

Tab. 3 Stoffkennwerte der Feststofffraktion nach anaerober Behandlung und Zentrifugation

Parameter	Einheit	Wittstock	Quarzbichl
<u>Originalsubstanz</u>			
TS	%	76,0	35,8
Glühverlust	% TS	6,7	39,7
TOC	% TS	4,40	18,7
<u>Eluat</u>			
pH-Wert		8,10	7,83
Leitfähigkeit	µs/cm	591	2110
TOC	mg/l	17,5	360
Ammonium-N	mg/l	21,3	74,1
AOX	mg/l	0,06	0,42

Durch die Anaerobbehandlung lassen sich hohe Abbauraten erreichen, die bei hohem Organikanteil im zu behandelnden Restabfall mit 14 Tagen Verweilzeit 70 % und mehr betragen.

Die kaskadenartige Weiterbehandlung führt zu erschöpfenden anaeroben Abbaukapazitäten von 78 %, so dass davon ausgegangen werden kann, daß vom Endprodukt über den Gaspfad vernachlässigbare Emissionen ausgehen. Durch aerobe Vorbehandlung mit Aufschluß lignocellulosehaltiger Organikbestandteile läßt sich der Abbau auf 85 % steigern.

Bei geringem Organikanteil sind die Abbauraten entsprechend niedriger, der geringe Stoffumsatz führt auch zu weniger Biomassebildung, was sich um Glühverlusten im Endprodukt unter 10 % der TS äußert.

116 Produktbewertung und Massebilanzen

Im Rahmen der Produktbewertung werden Stabilisierungsgrößen herangezogen, die Aussagen liefern, ob nach der Ablagerung noch Deponiegas entsteht und wie hoch die organische Sickerwasserbelastung einzuschätzen ist.

Zur Produktbewertung für die biologische Stabilität und Beurteilung der Deponiefähigkeit der Feststoffe werden deshalb die Restgasbildung und der AT_4 - Test herangezogen. Die GB_{21} - (Gasproduktion in 21 Tagen im Gärtest) und AT_4 - Tests (Sauerstoffverbrauch in 4 Tagen) wurden entsprechend Projektansatz an der FH Hamburg (Professor Scherer) nach den im o.g. Forschungsverbund vereinheitlichten Methoden durchgeführt.

Beim GB_{21} - Gasbildungstest (37 °C) zeigt sich, daß der Feststoff aus dem Material Wittstock besonders inert mit Werten zwischen 1,0 - 4,8 ml/gTS ist, während der Quarzbichlabfall produzierte Feststoff bei $\leq 1 - 22,6$ ml/gTS liegt. Der gegenwärtig diskutierte Grenzwert für die biologische Stabilität liegt bei 30 ml/g TS.

Die AT_4 -Testergebnisse (20 °C) liegen unter Hinzuführung aeroben Impfmateri als bei Wittstock - als auch Quarzbichl - Feststoffen bei 0,5 bis 3,6 mg O_2 /g TS, ohne Impfmateri bei $\leq 0,1$ mg O_2 /g TS.

Als Grenzwert werden 5 mg O_2 /g TS empfohlen.

Die weitergehende Aufbereitung der in Punkt 3 beschriebenen angelieferten Restabfallfraktionen zeigt folgende Massebilanzen:

Die Sinkstoffe der Naßaufbereitung bestehen im wesentlichen aus Mineralien (Sand, Kies), Glas und Metallen. In den Schwimmstoffen sind die Hauptbestandteile Kunststoffe und Holz.

Die Bilanzierung eines BTA-Stofflösers führte zu ähnlichen Ergebnissen (MÜLLER, 1995). Für die Schwimmstoffe wurde ein Heizwert von 14.000 KJ/kg ermittelt (MÜLLER, 1995). Die Massenbilanz ist in Abbildung 5 beispielhaft zusammengestellt. Für die Vergärungsstufe erfolgt die Bilanzierung auf Basis des oTS-Abbaus.

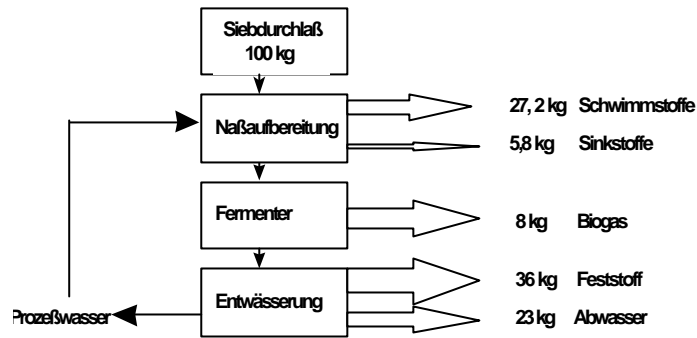


Abb. 5 Massebilanz Wittstock

Somit verbleiben aus 100 kg Rohsubstrat 42 kg zur Deponierung.

117 Ausblick

In der stoffstromspezifischen Behandlung von Restabfall kann durch Naßaufbereitung die Organikfraktion weiter angereichert werden.

Für die anaerobe Verfahrensstufe zeigen die ermittelten Reaktorleistungen, daß sich mit einer technisch einfach realisierbaren und betriebssicher gestaltbaren Anlagenkonfiguration und zweistufigem Betrieb mit 18,2 Tagen Verweilzeit Abbauraten der organischen Trockensubstanz von 75 % und mehr erzielen lassen.

Für den Feststoff aus dem Ablauf des Biogasreaktors werden als Stabilitätskriterien die Parameter Atmungsaktivität AT_4 und Gasbildung GB_{21} herangezogen.

Für beide Parameter werden die diskutierten Grenzwerte unterschritten. Die hohen Abbauraten der nativ-organischen Substanz rechtfertigen die Auffassung, daß anaerobe Behandlungsstufen für den technischen Einsatz zur mechanisch-biologischen Restabfallbehandlung in Betracht gezogen werden sollten.

118 Literatur

Müller, W. (1995): Leistungsfähigkeit der biologischen Restmüllbehandlung und Auswirkungen der biologischen Vorbehandlung auf die Stabilität des zu deponierenden Materials. Studienreihe ABFALL NOW, Band 14, 161 S.

Scherer, P.A.; Vollmer, G.-R.: Entwicklung eines einfachen Hochleistungsverfahrens zur Behandlung von Restmüll. - Müll und Abfall 3 (1999), S. 150 – 158

Anschrift des Autors:

Prof. Dr. Gerd-Rainer Vollmer
 BTN Biotechnologie Nordhausen GmbH
 Kommunikationsweg 11
 99734 Nordhausen
 Tel. 03631656961
 Fax 03631656997

Ergebnisse der Biopuster-Demonstrationsanlage der BMA Stendal

J. Franke, P. Spillmann, H. Eschkötter, G. Morscheck

119 Abfallwirtschaftlicher Ansatz zur Erfüllung der gesetzlichen Zielvorgaben

Gesetzlich ist vorgegeben, dass kommende Generationen nicht belastet werden dürfen. Diese Vorgaben sind im Prinzip durch folgende Ansätze alternativ erfüllbar: Entweder werden die genutzten Stoffe im Kreislauf gehalten oder sie werden in naturintegrierbare Stoffe umgewandelt. Beide Ansätze sind allerdings idealisiert. Sowohl eine Kreislaufführung als auch eine Abfallbehandlung zur Naturintegration sind in der technischen Wirklichkeit stets mit Emissionen verbunden, und die vollständige Naturintegration ist bisher nur mit natürlichen organischen Substanzen ohne Industrieinfluss verwirklicht worden.

Sowohl die stoffliche Kreislaufführung als auch die Stoffbehandlung zur Naturintegration verlaufen um so erfolgreicher, je genauer die Stoffe bekannt sind. Deshalb wurde die Produktverantwortung eingeführt und schrittweise ausgedehnt. Unter diesen Voraussetzungen kommen Produkte erst auf den Markt, wenn auch die damit verbundenen Abfallprobleme gelöst sind. Dieses System passt sich allen wirtschaftlichen Änderungen an. Gelingt es, mit einfachen Mitteln den kommunalen Mischabfall so weitgehend zu trennen, dass die Teilströme den Anforderungen der Industrie genügen, können sie zusammen mit den industriellen Stoffen verwertet und behandelt werden. Kommunale Anlagen sind dann nur noch sinnvoll, wenn sie als Angebot auch im industriellen Netz tätig sind (Steinbrecht et al. 2000).

Im Maßstab 1:1 wurde in Stendal großtechnisch vorgeführt, dass die Trennung kommunaler Restabfälle durch eine Kombination biologischer und mechanischer Behandlungsschritte preisgünstig möglich ist und für die heizwertarme Fraktion die vorgesehenen Ablagerungskriterien der biologischen Behandlung eingehalten bzw. wesentlich übertroffen werden.

120 Prinzip des Verfahrens

Das Verfahren (Prinzip s. Abb. 1) wird auf undefinierte Stoffgemenge angewandt, die am Entstehungsort mit sinnvollem Aufwand nicht weiter getrennt werden können.

Es beruht auf dem Grundprinzip einer intensiven biologischen Stabilisierung des Restabfalls bis zur Bildung wasserlöslicher, nicht haftender huminstoffähnlicher Substanzen ohne aufwendige mechanische Vorbehandlung (Homogenisierung in Chargemischern, Zerkleinerung z. B. mittels Wasserstrahl-schneidtechnik).

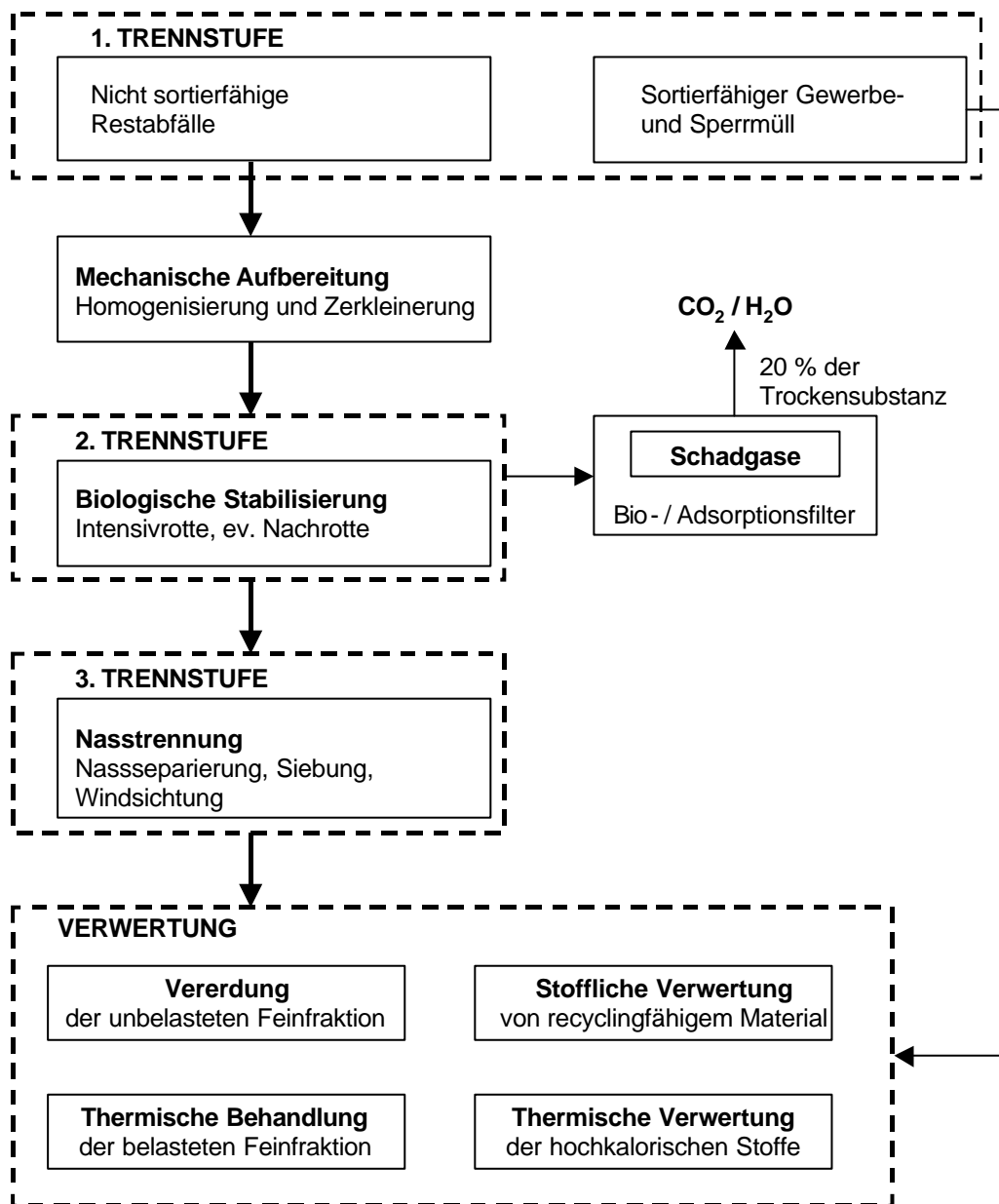


Abb. 1 Verfahrensschema einer stoffstromspezifischen Abfallbehandlung durch Stofftrennung

Der aerobe Abbau treibt während der Hochtemperaturphase (ca. 80°C) die flüchtigen toxischen Stoffe wie Benzol zur gezielten Behandlung aus. Der Gasaustausch wird mit Unterdruck betrieben, so dass die Abgase vollständig gefasst und in einer Kombination von biologischen Filtern und Adsorptionsfiltern bis unter die Nachweisgrenze von Schadstoffen gereinigt werden können (Abb. 2).

Die biologische Nachstabilisierung mit Naturzug (z.B. "Kaminzug-Verfahren") erzielt eine Stabilität, mit der **alle** Eluatgrenzwerte der geltenden Vorschriften (TASi) ohne Erweiterung für die BMA ein-

gehalten werden können. Weitergehende Trennungen zu definierten Brennstoffen aus der hochkalorische Fraktion, der Mineralfraktion zu Baustoffen oder die Abtrennung des Sandes aus der erdähnlichen Fraktion sind Stand der Technik und werden bereits mit Industrieabfällen gewerblich durchgeführt.

121 Auswahl des Verfahrens

Das Ziel der Abfalltrennung durch weitgehende biologische Stabilisierung kann mit jedem System erreicht werden, dass mechanisch den Restabfall störungsarm bis zur notwendigen Stabilisierung behandeln kann und dessen Abluft weitgehend gefasst und gereinigt werden kann. Im Landkreis Stendal wurde das "BioPuster"[®] Verfahren gewählt, weil es zur Beherrschung toxischer Gase während der biologischen Altlaststabilisierung entwickelt wurde, seit 1992 Stand der Technik ist, auf kleiner Fläche den Gasaustausch in Mieten bis zu 8 m Höhe in einem doppelt gekapselten System sicherstellen kann, dazu weniger als 20 % des z. Z. üblichen Gasdurchsatzes benötigt und nachweislich bereits an anderer Stelle die für BMA's vorgesehenen Grenzwerte erreicht hat (Spillmann et al. 1988). Außerdem muss das System nicht sofort gekauft, sondern kann auf Mietbasis zeitlich begrenzt betrieben werden.

Der maßgebende technische Unterschied zu anderen Anlagen besteht darin, dass die Zuluft mit Sauerstoff auf ca. 30 bis 40 Vol.-% O₂ angereichert und in variabel einstellbaren Takten und Drücken als Druckschwall „eingepustet“ wird, während die Abluft kontinuierlich mit 30 % Volumenüberschuss abgesaugt wird. Bei richtiger Anwendung entsteht dadurch insgesamt ein Unterdruck in der Miete, so dass an nicht völlig abgedichteten Kapseln die Luft von außen in die Miete strömt. Bezogen auf das Inventar bleibt dadurch auch das undichte System dicht („Versagen“ zur sicheren Seite).

Die Wirkung des Druckschwalls auf die Sauerstoffverteilung und die Sauerstoffanreicherung auf dem Umfang der Atmung wurden bereits früher u.a. von den Verfassern untersucht. Es wurde eine entscheidende Verbesserung der Zuluftverteilung und die nahezu vollständige Veratmung der Sauerstoffanreicherung nachgewiesen. Dadurch war es möglich, den Gasdurchsatz gegenüber anderen Verfahren um mehr als eine halbe Zehnerpotenz zu senken.

Die Wärme wird nicht über den Gasstrom, sondern über die Verdunstungskühlung abgezogen. Der Wasserverlust muss deshalb über eine Oberflächenbewässerung ausgeglichen werden und die Miete im Bereich der max. Speicherkapazität gehalten werden.

122 Aufbau und Betrieb der Anlage im Landkreis Stendal

Nach Vorlage der Auswertung des Freiburger Versuches (Spillmann et al. 1998) beschloss der Landkreis Stendal auf Beschlussvorlage des Umweltamtes, Leitung Herr Dr. Franke, in einem Pilotversuch die Eignung des BIOPUSTER[®]-Verfahrens für die Bedingungen des Landkreises Stendal zu prüfen. Auf Antrag des Landkreises wurde das Pilotprojekt vom Ministerium für Raumordnung, Landwirtschaft und Umwelt (MRLU) gefördert (Franke, 1996).

Die mechanische Vorbehandlung beschränkte sich auf eine Grobzerkleinerung des Sperrmülls in einem 2-Wellen-Langsamläufer und eine Homogenisierung der Abfälle in einem Chargenmischer (hier: System KUKA=Aufbau eines Müllsammelwagens). Der intensive Teil des Rottevorgangs wurde mit dem für die Altlastsanierung entwickelten BIOPUSTER[®]-Verfahren (Spillmann, 1995) gekapselt durchgeführt (Abb. 2) (weitere Einzelheiten s. Spillmann et al. 1998).

Die Abgase wurden unverdünnt abgesaugt und mit hoher Effektivität einschließlich Adsorptionsfilterstufe gereinigt. In der Regelausführung erhalten die Boxen der Abbildung 2 noch ein Dach und Tore, so dass die Kapsel eingehaust ist (Österreichische Vorschrift, z.Z. Entwurf).

Die Gasreinigung wird so lange betrieben, bis die gasförmigen Emissionen ausgetrieben sind und die geplanten Grenzwerte für BMA's eingehalten werden. Ziel der Gasreinigung ist die Einhaltung der

17. BImSchV (vgl. Belastungen des Rohgases, Abb. 3a, mit den Filter-Passagen 3b u. 3c). Wird die Anlage unmittelbar mit einer dezentralen thermischen Abfallbehandlung von Teilströmen betrieben, werden die Gase thermisch behandelt.

Bestehende Bedenken zum Verfahren, vor allem zur biologischen Aktivität oberhalb 70 °C und zur möglichen Zunahme der Toxizität der Dioxine wurden ausgeräumt (vgl. z.B. Spillmann et al. 1998, Spillmann u. Eschkötter 1999).

Der Intensivrotte folgte eine Nachrotte (hier: Kaminzug) zur Bildung wasserunlöslicher organischer Substanzen. Der biologischen Stabilisierung folgten die Trennversuche: siebtechnisch im Maßstab 1:1, Nasseparierung mit unzerkleinerter Originalprobe in großem Labormaßstab.



Abb. 2 Eingehauste, gekapselte Biologische Stabilisierung mit vollständiger Gasbehandlung zur nachfolgenden Stofftrennung, hier: Testausführung ohne Dach und Tore

Die Gasreinigung wird so lange betrieben, bis die gasförmigen Emissionen ausgetrieben sind und die geplanten Grenzwerte für BMA's eingehalten werden. Ziel der Gasreinigung ist die Einhaltung der 17. BImSchV (vgl. Belastungen des Rohgases, Abb. 3a, mit den Filter-Passagen 3b u. 3c). Wird die Anlage unmittelbar mit einer dezentralen thermischen Abfallbehandlung von Teilströmen betrieben, werden die Gase thermisch behandelt.

Bestehende Bedenken zum Verfahren, vor allem zur biologischen Aktivität oberhalb 70 °C und zur möglichen Zunahme der Toxizität der Dioxine wurden ausgeräumt (vgl. z.B. Spillmann et al. 1998, Spillmann u. Eschkötter 1999).

123 Beherrschung der Gasemission

Im Rahmen der verfügbaren Mittel konnte nur eine Auswahl toxischer Gase untersucht werden, die nach den z. Z. vorliegenden Kenntnissen vorrangig im Deponiegas zu beachten sind (Abb. 3). Die Dauer und Höhe der Emissionen sind in Abb. 3a dargestellt, die Filterleistung kann aus den Abb. 3b und 3c abgelesen werden. Die biologischen Filter senken die Emissionen erheblich, reichen aber er-

fahrungsgemäß nicht aus, wichtige toxische Stoffe wie Benzol auf unbedeutende Werte zu senken. Die hier gemessenen Belastungen nach dem Biofilter sind allerdings in Verfahren mit großem Luftdurchsatz infolge der Verdünnung mit z. Z. üblicher Technik gar nicht messbar .

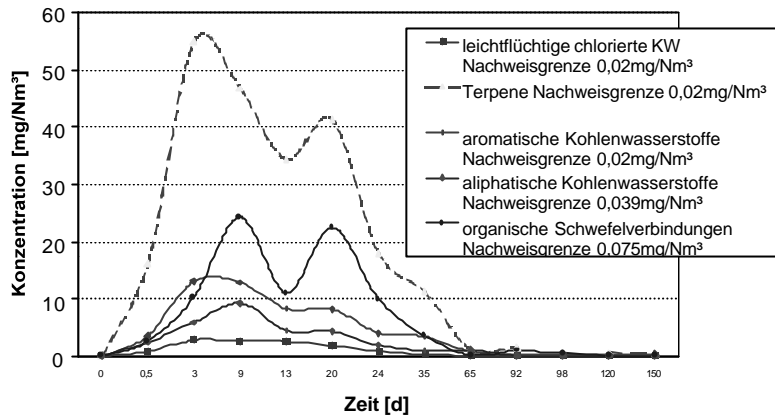


Abb. 3a Belastungen des Rohgases

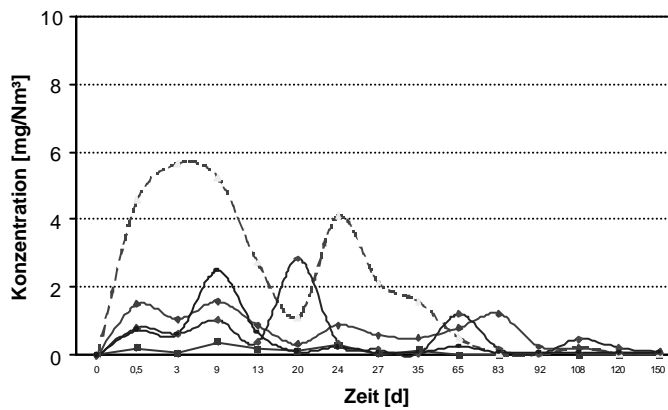


Abb. 3b Belastungen der Abluft nach der Passage des Biofilters

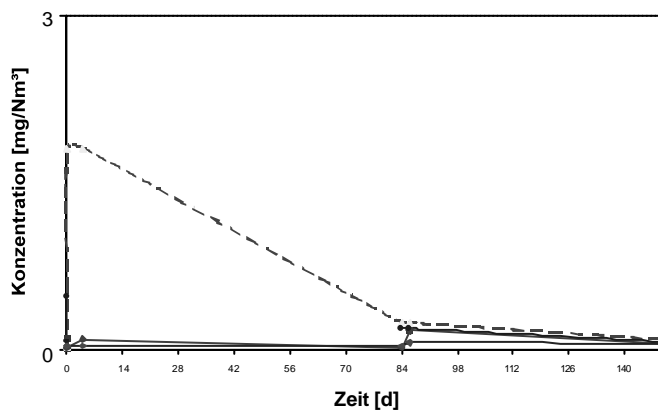


Abb. 3c Belastungen der Abluft nach der Passage des Aktivkohlefilters

Abb. 3 Gasemissionen und Gasreinigung während der Intensivrotte

Die Adsorptionsfilter senkten die Emissionen auf unbedeutende Werte. Nach ca. 90 Tagen Heissrotte, ca. 70 bis 80 °C, sanken auch die Konzentrationen der Rohgase auf unbedeutende Werte, so dass bei niedrigeren Temperaturen in einer Deponie oder einer Nachrotte keine wesentlichen Umweltbelastungen durch toxische Gase zu erwarten sind.

124 Eluierbare Stoffe

Die vorgesehenen Kriterien der TASI für biologische Vorbehandlung können bereits mit der Intensivrotte eingehalten werden.

Voraussetzung für eine abwasserfreie Nassseparierung ist eine so weitgehende biologische Stabilisierung, dass die Eluate mindestens die Grenzwerte der Deponieklasse II nach TASI ohne Erweiterung einhalten ($< 100 \text{ mg/l}$).

Steht eine nach der TASI gedichtete und entwässerte Deponiefläche zur Verfügung, können ohne Erhöhung der Betriebskosten in Verbindung mit einer Nachrotte reproduzierbar die Eluatkriterien der Deponieklasse I mit Ausnahme des eluierbaren organischen Kohlenstoffs (Eluat-TOC) eingehalten werden. Der Eluat-TOC hält den Grenzwert der Deponieklasse II ein (Eluat-TOC $< 100 \text{ mg/l}$) (Tabelle 1). Im Regelfall liegen die meisten Eluatwerte weit unter den Grenzwerten der Deponieklasse I. Die Differenzierung nach Siebschnitten ergibt für diesen Fall, dass die vorgesehenen Ersatzparameter der Feststoffkriterien für die biologische Abfallbehandlung noch erheblich verschärft werden, die Fein- und Mittelfraktion ohne weitere Behandlung als Deponieklasse II endgelagert werden können. In diesem Fall braucht nur die heizwertreiche Fraktion $> 40 \text{ mm}$ gereinigt und differenziert zu werden.

Die Einhaltung der TASI-Grenzwerte garantiert nicht die dauerhafte Naturintegration des Materials. Strengere Kriterien wurden von der Länderarbeitsgemeinschaft Abfall (LAGA) für die technische Nutzung oder Verwendung als Verfüllmaterial in der Landschaft aufgestellt (LAGA - Merkblatt). Vergleicht man in diesem Beispiel das Inventar wichtiger Spurenelemente mit den Zuordnungswerten der LAGA (Tabelle 2), so lässt der Zinkgehalt auch einen eingeschränkten Einbau mit definierten technischen Sicherungen nicht zu. Auch das übrige Inventar hätte im günstigsten Fall für einen eingeschränkten Einbau ausgereicht. Da die huminstoffähnlichen Substanzen mit zunehmender Stabilität Schwermetalle komplexieren, kann die biologische Stabilisierung einen wesentlichen Beitrag zur Festlegung der Schwermetalle leisten. Deshalb wurden in Abb. 4 die Eluatbelastungen für Zink in Abhängigkeit zum Eluat-TOC für Proben mit unterschiedlicher Stabilisierung dargestellt und als Orientierungshilfe zur Bewertung die Eluatzuordnungswerte der LAGA als Grenzlinien eingetragen. Es ist eindeutig zu erkennen, dass nur dann eine deutliche Festlegung auf Werte für einen eingeschränkten Einbau nachweisbar ist, wenn der Eluat-TOC die z. Z. geltenden Grenzwerte für den Eluat-TOC der Deponieklasse II (100 mg/l) eindeutig unterschreitet. Deshalb ist es nicht sinnvoll, den für BMA's gut einhaltbaren Grenzwert von $\text{TOC} \leq 100 \text{ mg/l}$ zu erhöhen. Für die erdähnliche Feinfraktion konnten sogar durch eine weitgehende biologische Stabilisierung trotz des hohen Inventars die Zuordnungswerte Z0 des Eluats für beliebigen Einbau für Blei mit $\text{Pb} < 0,02 \text{ mg/l}$ und Zink mit $\text{Zn} < 0,1 \text{ mg/l}$ eingehalten werden.

Tab. 1 Feststoff und Eluatparameter im Vergleich zu den TASI-Grenzwerten und empfohlenen Zielwerten für die biologische Stabilität, erzielt nach 25 Wochen Intensivrotte und 3 Monaten Nachrotte (Feststoffkriterien) bzw. 8 Monaten Nachrotte (Eluatkriterien).

Parameter	Dimension	intensiv- und nachgerotteter Restabfall				Grenzwerte TASI	
		< 8mm	8 - 40mm	> 40mm	Gesamt	DK I	DK II
Feststoff ¹⁾							
Glühverlust	<i>M-%TS</i>	20,3	20,3	33,5	23,5	3	5
Glühverlust korrigiert	<i>M-%TS</i>	12,8	18,9	16,7	16,0	-	-
TOC	<i>M-%TS</i>	13,3	12,2	14,7	13,2	1	3
Atmungsakt. in 96 h	<i>mg O₂/gTS</i>	< 1	< 1	4,5	< 1,9	5	Zielwerte für biologische Stabilisierung
Gasbildung in 35 d	<i>l/kgTS</i>	< 1	2	3	< 1,9	20 (in 21 d)	
Eluat ²⁾							
pH-Wert	-	7,7	7,9	7,6	7,7	5,5-13,0	5,5-13,0
Leitfähigkeit	<i>µS/cm</i>	2420	1940	2160	2182	10.000	50.000
TOC	<i>mg/l</i>	44	44	61	48	20	100
Phenole	<i>mg/l</i>	0,01	0,02	0,024	0,017	0,2	50
As	<i>mg/l</i>	< 0,04	< 0,04	< 0,04	< 0,04	0,2	0,5
Pb	<i>mg/l</i>	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	0,2	1
Cd	<i>mg/l</i>	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	0,05	0,1
Cr-VI	<i>mg/l</i>	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	0,05	0,1
Cu	<i>mg/l</i>	0,053	0,044	0,053	0,05	1	5
Ni	<i>mg/l</i>	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	0,2	1
Hg	<i>mg/l</i>	< 0,0002	< 0,0002	< 0,0002	< 0,0002	0,005	0,02
Zn	<i>mg/l</i>	0,07	0,05	0,12	0,07	2	5
Fluorid	<i>mg/l</i>	0,12	0,15	0,12	0,13	5	25
Ammonium-N	<i>mg/l</i>	0,8	0,25	0,02	0,41	4	200
Cyanide (leicht freisetzbar)	<i>mg/l</i>	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	0,1	0,5
AOX	<i>mg/l</i>	0,2	0,33	0,2	0,25	0,3	1,5
Wasserlöslicher Anteil	<i>M%</i>	0,19	0,16	0,2	0,18	3	6
CSB	<i>mg O₂/l</i>	111	118	195	134	-	-
BSB ₅	<i>mg O₂/l</i>	< 3	< 3	< 3	< 3	-	-

¹⁾ 3 Monate Hochrotte

²⁾ 8 Monate Hochrotte

Tab. 2 Vergleich des Inventars wichtiger Spurenelemente und der Summe extrahierbarer chlorierter organischer Substanzen (EOX) der intensiverrotteten, erdähnlichen Fraktion mit den z.Z. geltenden Ablagerungskriterien (LAGA-Richtlinie, TASI)

Elemente ¹⁾	Dimension	Min.	Mittel	Max.	Z 1.2	Z 2	Z 3/Z 4
Blei	mg/kg TS	280	490	680	300	1000	Eluat Tabelle I maßgebend
Cadmium	mg/kg TS	1,4	1,8	2,1	3	10	
Chrom	mg/kg TS	60	90	160	200	600	
Kupfer	mg/kg TS	150	180	200	200	600	
Nickel	mg/kg TS	40	45	50	200	600	
Zink	mg/kg TS	1500	2100	2700	500	1500	
EOX	mg/kg TS	7	9	15	10	15	

- ¹⁾ erste Ergebnisse, Parameter noch nicht vollständig
 Z 1.2 = eingeschränkter Einbau
 Z 2 = eingeschränkter Einbau mit definierten technischen Sicherungen
 Z 3 = Deponieklasse I TASI
 Z 4 = Deponieklasse II TASI

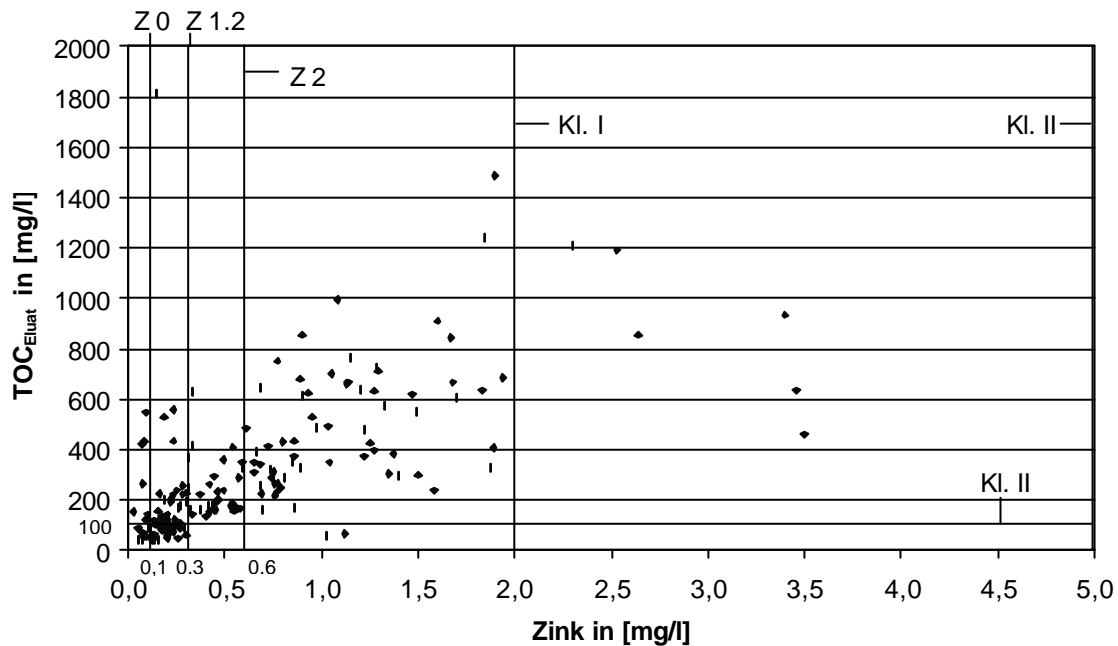


Abb. 4 Zusammenhang zwischen TOC_{Eluat} und Zink im Eluat des biologisch stabilisierten Restabfalls

125 Stoffliche Zerlegung

125.1 Siebtrennung ohne Stoffdifferenzierung

Nach den Betriebserfahrungen auf der Rotte-Deponie des Landkreises Schwäbisch-Hall, Leitung Dr. Haschemi, besteht die Möglichkeit, mit einem an Abfall angepassten Scheibenseparator (Fa. EuRec) durchgerottete Restabfälle preisgünstig und störungsarm mit guter Trennwirkung zu separieren. Aufgrund der Ergebnisse der Stabilitätsuntersuchungen (Kap. 6), differenziert nach Siebschnitten (Tab. 1), war aus der Sicht der Kriterien der ergänzten TASI der größte Nutzen bei kleinstem Aufwand zu erwarten, wenn mittels Scheibenseparator die Grobfraction >20 mm Scheibenabstand (keine Sieböffnung!) abgesiebt und u.U. noch von den Anhaftungen vor der thermischen Verwertung gereinigt wird. Die übrige Masse kann dann auf einer Deponie der Klasse II deponiert werden (Abb. 5). In diesem einfachsten Fall wären dann ohne Nachreinigung von 1 t Abfall**trocken**substanz des Ausgangsmaterials ca. 0,3 t thermisch verwertbar, ca. 0,4 t wären deponierbar. Ca. 0,3 t wurden biologisch vollständig abgebaut.

Weitere Differenzierungen ergaben, dass die Siebtrennung sowohl bezüglich der spezifischen Heizwerte als auch des Energiegehaltes der Fraktionen 20 mm eine weitere wesentliche Verbesserung nicht erzielt.

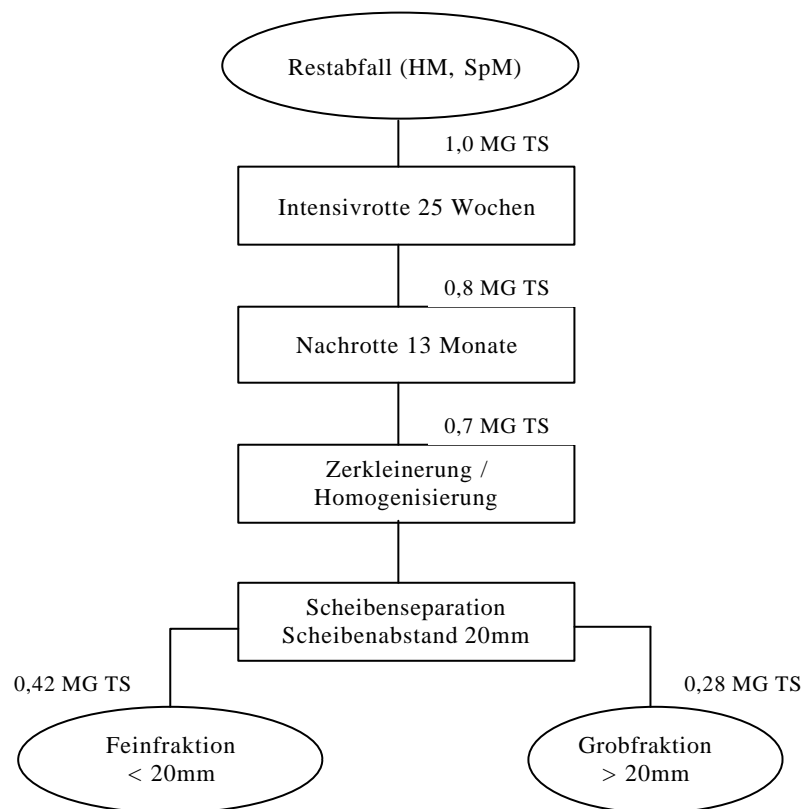


Abb. 5 Massenbilanz für 1 Mg TS Restabfall nach Siebtrennung im Scheibenseparator mit 20 mm Scheibenabstand

125.2 Herstellung und Verwertung von Stoffströmen in Industriequalität

Bezogen auf 1 t Ausgangstrockensubstanz ergab die stoffliche Trennung folgende Anteile (Abb. 6):

- Feinfraktion 34 %
- Kunststoffe 9 %
- Holz 12 %
- Steine und Glas 14 %.

Durch die Trennung des gerotteten Restabfalls mit Hilfe der Nassseparierung in einzelne Stoffgruppen werden Stoffströme in Industriequalität erzeugt, die in den bereits vorhandenen Industrieanlagen kostengünstig verwertet werden können.

Rd. 1/3 der Ausgangstrockenmasse wird durch die biologischen Umsetzungsprozesse in CO₂ und Wasser umgewandelt und reduziert so den Anteil der weiterzubehandelnden Masse. Der Anteil an Steinen und Glas (14 %) ist weitestgehend von Anhaftungen befreit und kann stofflich verwertet werden (Einsatz im Straßenbau) oder nach z.Z. geltender TASI als Inertstoff deponiert werden. Der Anteil an Metallen kann ebenfalls einer stofflichen Verwertung zugeführt werden. Für die thermische Verwertung von Altholz existieren bereits zahlreiche Verwertungsbetriebe. Nach einer weiteren Aufbereitung der Kunststoffe (Pelletierung, Agglomerierung) kann ein hochwertiger Brennstoff erzeugt werden, der in bestehenden industriellen Anlagen auch in Hochtemperaturprozessen einsetzbar ist.

Stoffströme und Verwertungsmöglichkeiten

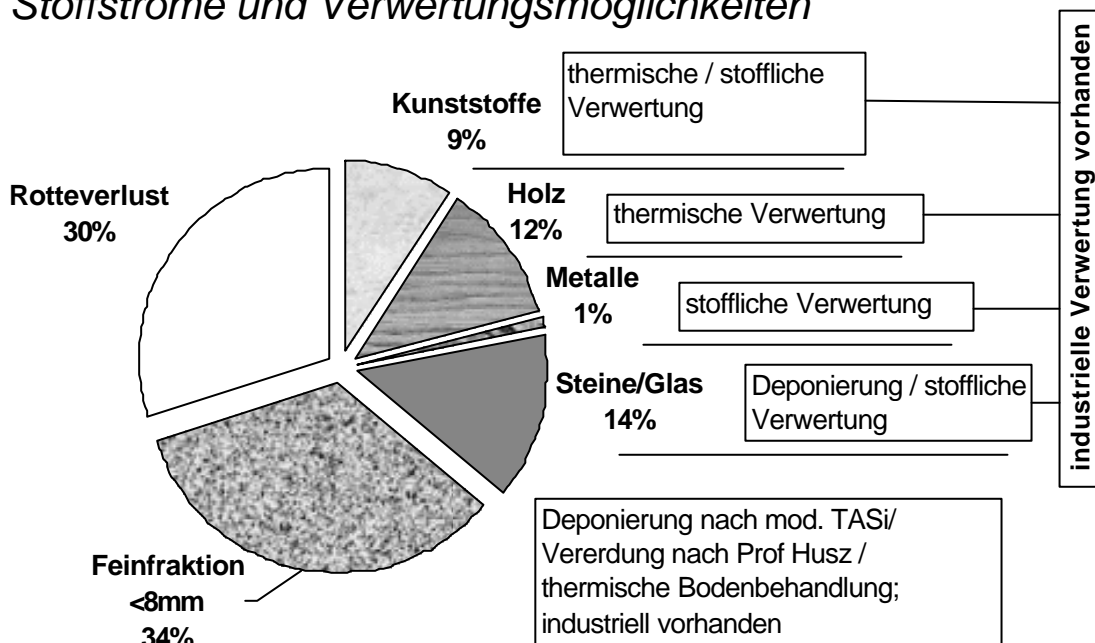


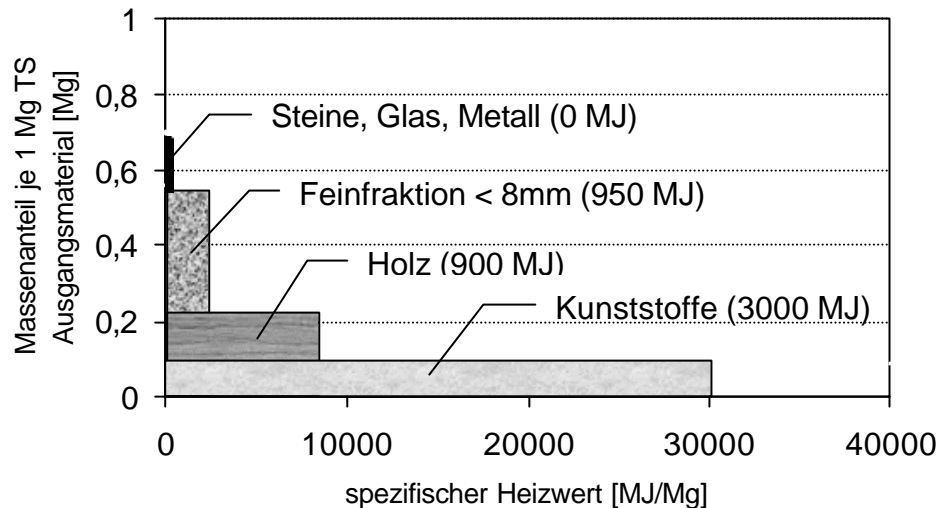
Abb. 6 Getrennte Stoffgruppen und deren Verwertungsmöglichkeiten

Das Feinmaterial wird einer chemisch-physikalischen Analyse unterzogen und kann entsprechend den Eigenschaften weiter verwertet bzw. behandelt werden. Ist dieses Material chemisch unbelastet, kann es z.B. nach einem Verfahren von Prof. Husz vererdet werden und als Rekultivierungsschicht eingesetzt werden (praktiziert auf der Deponie "Am Langen Feld", Wien). Ergibt die Analyse eine chemische Belastung, kann das Material in industriellen Bodenbehandlungsanlagen kostengünstig thermisch

behandelt werden. Der Unterschied zur Verbrennung von unbehandeltem Restabfall ergibt sich aus den konstanten, definierten Eigenschaften des Feinmaterials, die einen kostengünstigen, effektiven Verbrennungsvorgang ermöglichen.

Die Ablagerungseigenschaften des Feinmaterials <8 mm erfüllen die diskutierten Parameter zur Ablagerung von mechanisch-biologisch vorbehandeltem Restabfall. Werden diese Parameter künftig in der TASI berücksichtigt, besteht die Möglichkeit, dieses Feinmaterial auch nach 2005 auf Deponien der Klasse II abzulagern.

Energiegehalt der Stoffströme



Energiegehalt der Siebfraktionen

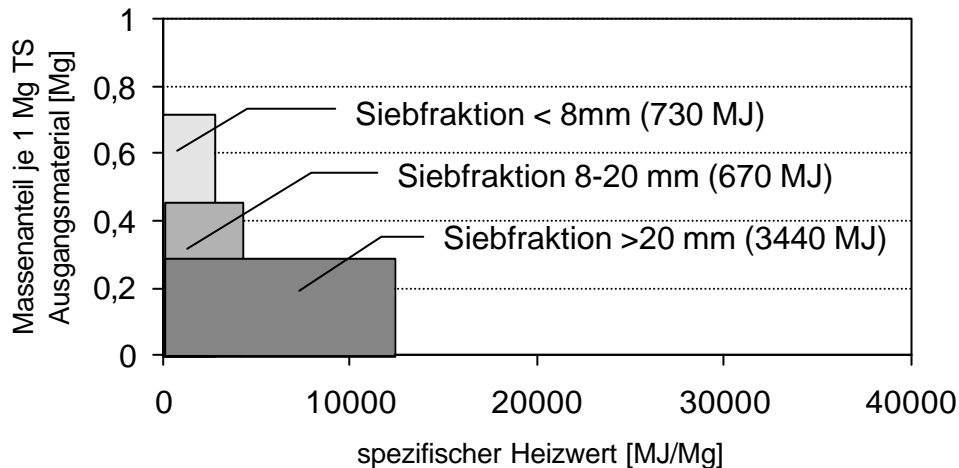


Abb. 7 Vergleich der Energiegehalte zwischen Siebtrennung und stofflicher Differenzierung

Der wesentliche Unterschied zur einfachen Siebtrennung besteht in der energetischen Differenzierung und der Eignung zur Verwertung der Stoffgruppen (Abb. 7):

- Im vorliegenden Beispiel bestehen nur ca. 10 % der Masse aus Kunststoffen, die aber mindestens die Hälfte der gesamten Energie enthalten und zu hochwertigen, definierten Brennstoffen für

Hochtemperaturprozesse weiterverarbeitet werden können. Etwa die gleiche Energie ist in der stofflich undefiniert ausgesiebten heizwertreichen Fraktion in der dreifachen Masse enthalten, die stofflich aufgrund der Beimengungen verfahrenstechnisch weiterhin als Müll einzustufen ist.

- Der Holzanteil ist mit 10 % TS für Restmüll ungewöhnlich hoch, im Vergleich zur thermischen Verwertung belasteter Hölzer in der Industrie aber unbedeutend und problemlos verwertbar.
- Im Gegensatz zur Holzfraktion ist die Siebfraktion 8- 20 mm nach gegenwärtig geltenden Bestimmungen als Abfall thermisch nicht verwertbar, sondern thermisch zu behandeln. Das ergibt zusammen mit der bodenähnlichen Feinfraktion einen thermischen Behandlungsbedarf von ca. 40 % TS im Falle der Siebklassifizierung, während unter gleichen Voraussetzungen im Falle der stofflichen Differenzierung nur noch 30 % TS thermisch zu behandeln sind. Diese Masse kann noch verringert werden, wenn eine Sandfraktion ausgeschleust werden kann (wird für das Beispiel z.Z. untersucht).
- Ca. 14 % TS sind im Falle der stofflichen Differenzierung ohne weitere thermische Behandlung als grobe Mineralfraktion in gewerblichen Anlagen verwertbar.

Der wesentliche Vorteil der hier vorgestellten einfachen stofflichen Differenzierung undefinierter Abfallgemenge besteht also darin, durch Senkung des thermischen Behandlungsbedarfs und Verbesserung der Verwertungsmöglichkeit die Kosten zu senken.

126 Kanalisierung der Schadstoffe

126.1 Spurenelemente

Abfälle, vor allem Klärschlämme, enthalten mehr mobilisierbare Spurenelemente als die meisten natürlichen Böden. Sie müssen zum Schutz kommender Generationen auf ein biologisch verträgliches Maß festgelegt werden. Das Verhältnis von Aufwand und Wirkung der Festlegung ist um so effektiver, je weiter die Spurenelemente in Teilströmen konzentriert werden können.

Die fein verteilten und deshalb bioverfügbaren Spurenelemente sind vorrangig im erdähnlichen Feinmaterial enthalten. Ferner sind Blei und Cadmium z.B. im PVC als Additive in alten Rezepturen und Kupfer als Holzschutzmittel in der Holzfraktion enthalten. Im Falle der einfachen Siebtrennung (Abb. 7 unten) werden durch den biologischen Abbau aus 30 % der Trockenmasse Rotteverluste, die Spurenelemente auf 70 % der Trockenmasse angereichert. Erst die stofforientierte Trennung (Abb. 7) konzentriert die Spurenelemente auf 34 % der Trockenmasse. Nur auf diesen Anteil müssen - falls notwendig - aufwendige Behandlungsverfahren angewandt werden.

1 % der Trockenmasse wurde metallisch zurückgewonnen, kupferhaltige Hölzer fallen im Bauwesen an, sind erkennbar und können vom Restabfall weitgehend ferngehalten werden. Cadmium und Blei sind nur noch in alten Kunststoffen, vor allem PVC, enthalten, die im Vergleich zu den Massenkunststoffen PE, PP und PS nur einen kleinen Massenanteil ausmachen und bei geeigneter Verwertung in Filtern gefasst werden.

Die Frage des noch notwendigen Behandlungsaufwandes für die Feinfraktion hängt u.a. vom Schwermetallgehalt und dessen Mobilisierbarkeit ab. Das Inventar liegt im untersuchten Fall (Tab. 2) erheblich über dem Gehalt eines natürlichen Bodens.

Betrachtet man die Aufgabe der Festlegung von Spurenelementen, insbesondere der Schwermetalle, aus der Sicht der Bodenkunde (Abb. 4), so wurde mit dieser biologischen Behandlung bereits eine weitgehende stabile Festlegung erreicht, die mit bodenkundlichen Behandlungsmethoden (z.B. Verfahren Husz) noch gesteigert werden kann. Eine weitgehend stabile humifizierte organische Substanz komplexiert nicht nur Schwermetalle, sondern bildet mit Tonmineralen stabile Komplexe, die z.B. saurem Regen mehr Widerstand leisten als reine Minerale. Eine undifferenzierte thermische Behand-

lung wäre deshalb zur Festlegung der Spurenelemente kontraproduktiv. Für hohe Schwermetallkonzentrationen existieren differenzierend arbeitende thermische Verfahren mindestens als Prototypen, die die Metalle zu Erzen aufkonzentrieren und zur Verwertung ausschleusen können (z.B. von Roll, Bremerhaven).

126.2 Organische Belastungen

Die flüchtigen organischen Belastungen werden entweder im Adsorptionsfilter konzentriert und gezielt thermisch zerstört oder der Ansaugluft einer dazu geeigneten thermischen Behandlungsanlage beigemischt. Die nicht flüchtigen Stoffe werden auch im Falle der stofflichen Differenzierung (Abb. 7 oben) nur auf etwa die Hälfte der Ausgangstrockenmasse konzentriert, weil alle übrigen Stoffgruppen Sorptionsträger sind bzw. enthalten (Kunststoffe, huminstoffähnliche Substanzen, Ton) oder selbst Träger der toxischen Stoffe sind (behandelte Hölzer, Kunststoffe). Da die organischen Verbindungen im Gegensatz zu den Spurenelementen jedoch oxidiert werden können, ist die thermische Verwertung von Holz und Kunststoff in geeigneten Anlagen gleichzeitig eine weitgehende Zerstörung der darin enthaltenen organischen Schadstoffe. Differenziert im Sinne einer Abfallbehandlung ist deshalb ebenfalls - wie bei den Spurenelementen - nur noch ein Drittel der Ausgangstrockenmasse zu betrachten. Aufgrund regelmäßiger Analysen ortstypischer Leitbelastungen ist abzuwägen, ob die organischen Belastungen eine thermische Behandlung erfordern oder ob die stabile Festlegung der Schwermetalle durch Huminstoffe den höheren Stellenwert hat. Dabei ist vor allem für Industrieländer zu beachten, dass die bereits allgegenwärtige organische Grundbelastung der Umwelt auch durch eine ideale Abfallbehandlung nicht gesenkt werden kann.

126.3 Zusammenfassung der Schadstoffbetrachtung

Der Aufwand der intensiven Abfallbehandlung wird durch die stoffliche Differenzierung auf ca. ein Drittel der Ausgangstrockenmasse verringert, deren Eigenschaften einem Boden sehr nahe kommen. Deshalb kann auch dieses Material analog zur Bodenbehandlung auf der Basis von Analysen und der daraus folgenden Bodenbehandlungsmethoden gezielt in die Umwelt eingepasst werden, ohne dass der hohe Aufwand zur Behandlung undefinierter Abfallgemische erforderlich wird.

127 Anwendungsmöglichkeiten für die Praxis

Für die Praxis sind vor allem die wirtschaftlichen Vorteile interessant. Das hier vorgestellte Verfahren muss an die örtlichen Bedingungen genau angepasst werden, um die möglichen Vorteile auch tatsächlich erzielen zu können. Deshalb können hier keine allgemeinverbindlichen Kosten angegeben werden. Es wird aber zu verbindlichen Preisen und Qualitätsgarantien von anerkannten Firmen angeboten, wenn diese in einem konkreten Fall zur Abgabe eines Angebotes aufgefordert werden. Geht man von gleichen Qualitätsanforderungen an das Endprodukt aus, ergaben Vergleichsrechnungen in allen bisher kalkulierten Fällen einen eindeutigen Vorteil für die stofflich differenzierte Behandlung.

128 Literatur

- Franke, J. (1996):** Abfallwirtschaftskonzept mit integrierter mechanisch-biologischer Behandlung im Landkreis Stendal. - 1. Arbeitstagung des BMBF-Verbundvorhabens, Universität Potsdam 13./14. März 96
- Spillmann, P. (2000):** Stoffliche Sanierung von Altablagerungen. - In: Thomè-Kozmiensky: Restabfallentsorgung. - TK-Verlag, Neuruppin 200, ISBN 3-924511-91-8
- Spillmann, P. u. H. Eschkötter (1999):** Gewinnung hochwertiger Brennstoffe aus undefinierten Abfallgemengen.- In: B. Bilitewski, M. Faulstich, A. Urban (Hrsg.) (1999): Thermische Abfallbehandlung, Co-Verbrennung; Beiträge z. Abfallwirtsch. Bd. 9, S. 100-111; Eigenverlag d. Forums f. Abfallwirtschaft u. Altlasten e.V., ISBN 3-98051747-0
- Spillmann, P., H. Eschkötter, G. Morscheck (1998):** Neueste Ergebnisse der biologisch-mechanischen Abfallbeseitigung im LK Stendal mit Druck-Schwall-Belüftung (BIOPUSTER-Verfahren) - F. Krause, H. Haase (HRSG.): Tagung Siedlungsabfallwirtschaft 1998 "Restabfallbehandlung handeln statt abwarten", ISBN 3-930385-15-5, LOG/SCH, Magdeburg
- Steinbrecht, D., H. Geier, P. Spillmann, H. Eschkötter (2000):** Umweltgerechte Verbrennung definierter Teilströme aus Restabfällen in einer stationären Wirbelschichtfeuerung kleiner Leistung. - VDI-GET-Fachtagung "Wege des Abfalls", 10./11.Mai 2000 in Veitshöchheim

Anschrift der Autoren:

Prof. Dr.-Ing. Peter Spillmann
H. Eschkötter
G. Morscheck
Universität Rostock
Fachbereich Landeskultur und Umweltschutz
Institut für Landschaftsbau und Abfallwirtschaft
18051 Rostock
Sitz: Justus-von-Liebig-Weg 6
Tel.: 0381 – 498 2154

Dr. Joachim Franke

Landratsamt Stendal
Hospitalstr. 1-2
39576 Stendal

Trockenstabilisierung von Restabfällen Anlagenbeispiel Rennerod / Westerwaldkreis

A. Puchelt

Anlagenkenndaten

Kapazität	:	ca. 75.000 Mg/a
Maximaler Kapazitätsausbau	:	bis 150.000 Mg/a
Inbetriebnahme	:	Februar 2000
Aufnahme Regelbetrieb	:	April 2000
Bebaute Fläche	:	ca. 5.500 m ²
Investitionssumme	:	ca. 42 Mio. DM

Projektentwicklung

04.12.1996	Teilnahmewettbewerb zur EU-weiten Ausschreibung der thermischen Abfallbehandlung für den Westerwaldkreis
10.06.1997	Angebotsabgabe durch die Bietergemeinschaft Herhof – Mann
13.01.1998	Stellungnahme Umweltministerium Rheinland-Pfalz: „Trockenstabilat® Abfall zur Verwertung“
10.03.1998	Beauftragung durch den Westerwaldkreis
19.08.1998	Einreichung der Genehmigungsunterlagen
30.11.1998	Vorzeitiger Baubeginn
21.12.1998	Erteilung der Genehmigung
30.04.1999	Grundsteinlegung
April 2000	Aufnahme Regelbetrieb

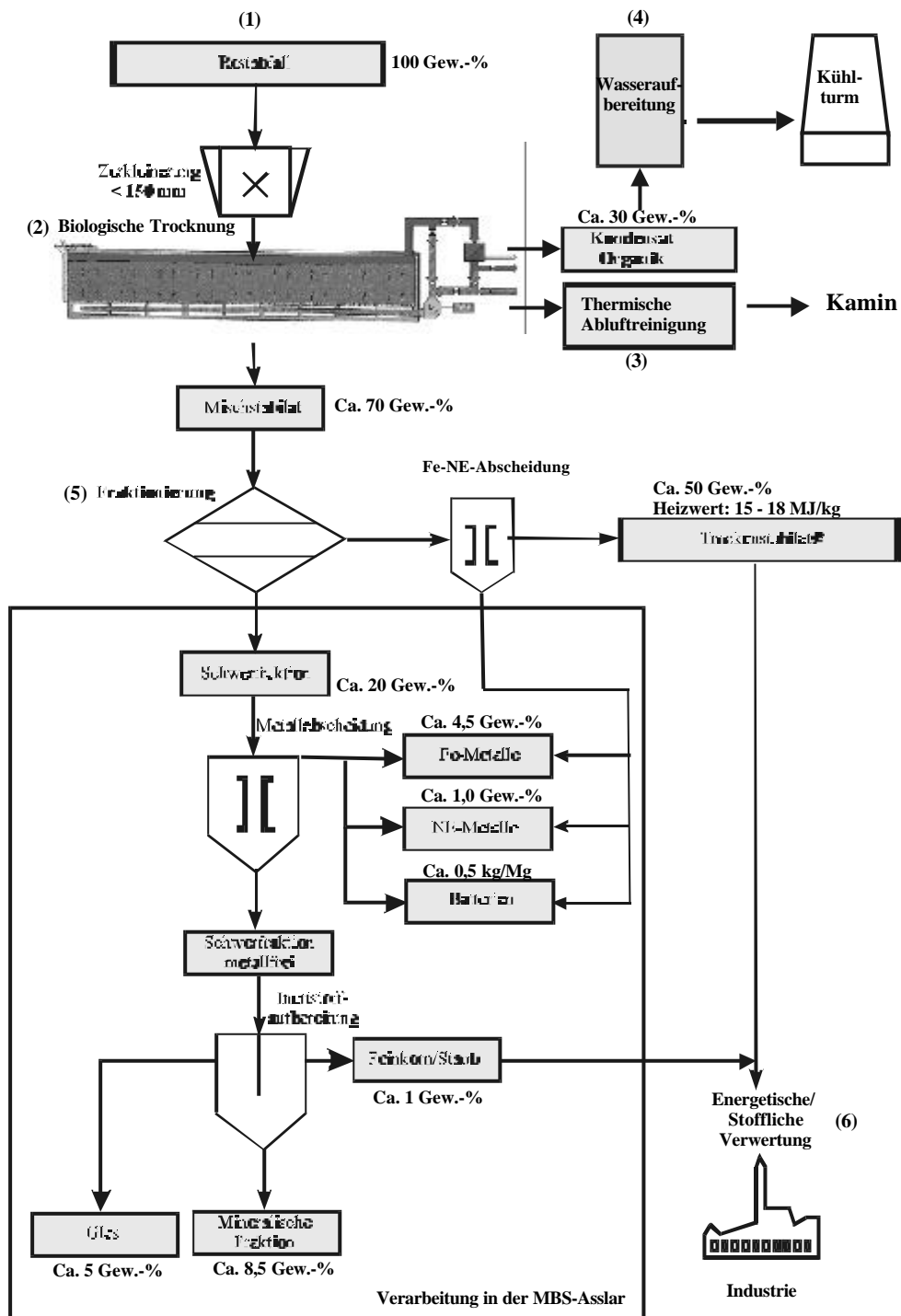


Abb.1 Verfahrensfliessbild MBS Rennerod

Die mit (1) – (6) gekennzeichneten Anlagenbereiche werden im nachfolgenden Text näher erläutert.

129 Abfallannahme/ Vorkonditionierung/ Boxenbeschickung

Abfallannahme



Der Anlieferungsbunker der MBS-Rennerod ist in einen Tiefbunkerbereich für Haushaltsabfälle und einen Flachbunkerbereich für gewerbliche Abfälle unterteilt. So kann im Flachbunkerbereich per Radlader eine erste Vorsortierung in nur mechanisch und/oder mechanisch-biologisch zu behandelnde Fraktionen sowie eine Störstoffauslese durchgeführt werden. Die Anlieferung erfolgt über insgesamt 6 Schleusentore.

Abfallvorkonditionierung

Ein automatisierter Anlieferkran nimmt den Restmüll aus dem Tiefbunker auf und beschickt die nachgeschalteten Zerkleinerungsaggregate. Nach einer ersten Eisenmetallabscheidung gelangt der zerkleinerte Restmüll über Bandsysteme in einen Pufferbunker, der zugleich die Schnittstelle zum zweiten Prozesskran darstellt.



Boxenbeschickung

Vorbereitend zur Boxenbeschickung hebt der zweite Prozesskran den auf den Rotteboxen aufliegenden Boxendeckel an und setzt diesen auf einer Nachbarbox ab.

Zur Befüllung der Boxen nimmt der 2. Prozesskran den zerkleinerten Restmüll aus dem Zwischenbunker auf und transportiert ihn in die geöffnete Rottebox.

Nach Abschluss des Befüllvorgangs nimmt der Prozesskran die vorher abgelegten Boxenabdeckungen wieder auf und setzt diese mittels eines Führungsschienensystems zielgenau auf dem befüllten Boxenkörper ab.



130 Prozess der Trockenstabilisierung



Nach dem Abfalleintrag folgt eine 6-tägige aerobe Rotte und eine damit verbundene Hygienisierung des Restabfalls in den luft- und flüssigkeitsdicht abgeschlossenen Herhof-Rotteboxen®. Diese sind aus Stahlbeton gefertigt und mit einer Wärmeisolation versehen (EP 0458136).

Während der Trocknung wird durch die dem biologischen Bedarf angepasste Luftversorgung innerhalb kürzester Zeit die leicht abbaubare organische Substanz mikrobiologisch umgesetzt. Die hierbei entstehende Wärme wird zum Austragen der Feuchtigkeit (Kondensat) und damit zur Trocknung des Restabfalls genutzt. Das über Wärmetauschersysteme abgeschiedene Kondensat wird einer Reinigung zugeführt (DE 3637393C2).

Nach Abschluss der Trocknung erfolgt die Entleerung der Rotteboxen® analog dem Abfalleintrag mit dem automatisierten Prozesskran.

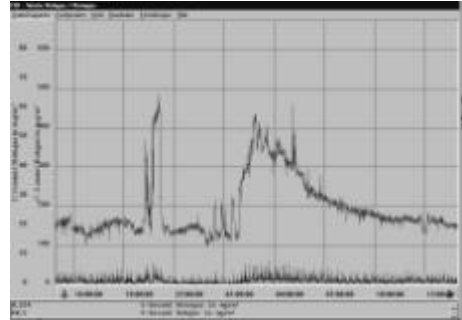
Die Abfalltrocknung gewährleistet eine sortenreine Trennung des Abfallgemisches in stofflich (Metalle/ Inertien/ Glas) und energetisch nutzbare (Trockenstabilat®) Bestandteile.

131 Thermisch-regenerative Abluftreinigung (Luftaufbereitungs- und Reinigungsanlage LARA)

Erstmals in einer Mechanisch-biologischen Abfallbehandlungsanlage wird zur effektiven Abluftreinigung in der Anlage Rennerod ein thermisches Verfahren eingesetzt.

Die Basis für dieses von Herhof weiterentwickelte Abluftbehandlungsverfahren stellt das Luftmanagement des Trockenstabilisierverfahrens dar, welches auf einer CO₂-gesteuerten weitestgehenden Umluftführung der Prozessluft aufbaut.

Die damit im Trockenstabilisierverfahren minimierten Abluftmengen können über das thermisch-regenerative Reinigungsverfahren zu vertretbaren Kosten auf ein mit Biofiltersystemen nicht erreichbares Maß abgereinigt werden. ***Die Anforderungen der neuen 29.BImSchV werden mit diesem Verfahren sicher eingehalten!***

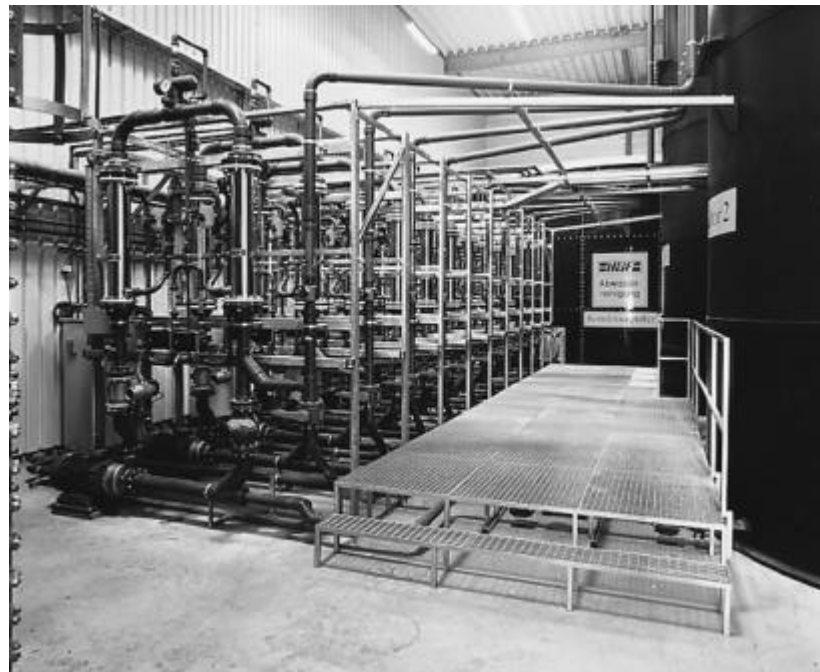


132 Kondensataufbereitung

Die im Abfall enthaltene Feuchte wird über ein Wärmetauschersystem mit der im Kreislauf geführten Luft aus dem Rottegemisch entfernt. Das abgeschiedene Kondensat wird einer 2-stufigen Reinigungsanlage, bestehend aus einer Hochleistungsbiologie und einer nachgeschalteten Ultrafiltrationsstufe zugeführt.

Nach diesem Aufbereitungsprozess wird das gereinigte Kondensat (Permeat) als Brauchwasser in den Kühlkreislauf der Rotteboxen® eingeschleust und über offene Verdunstungskühler verdunstet.

Die Kondensatreinigung und -verdunstung gewährleistet einen prozessabwasserfreien Anlagenbetrieb.



133 Stoffliche Trennung des getrockneten Abfallgemisches

Die Konditionierung des durch die Trocknung in der Masse bereits deutlich reduzierten und im Heizwert gesteigerten Abfallgemisches erfolgt in den nachgeschalteten Verfahrensschritten der stofflichen Trennung. **Dabei ist der trockene Materialzustand die wesentliche Voraussetzung für die Effizienz dieser Separationsschritte und die Sortenqualität der abgetrennten Fraktionen.**

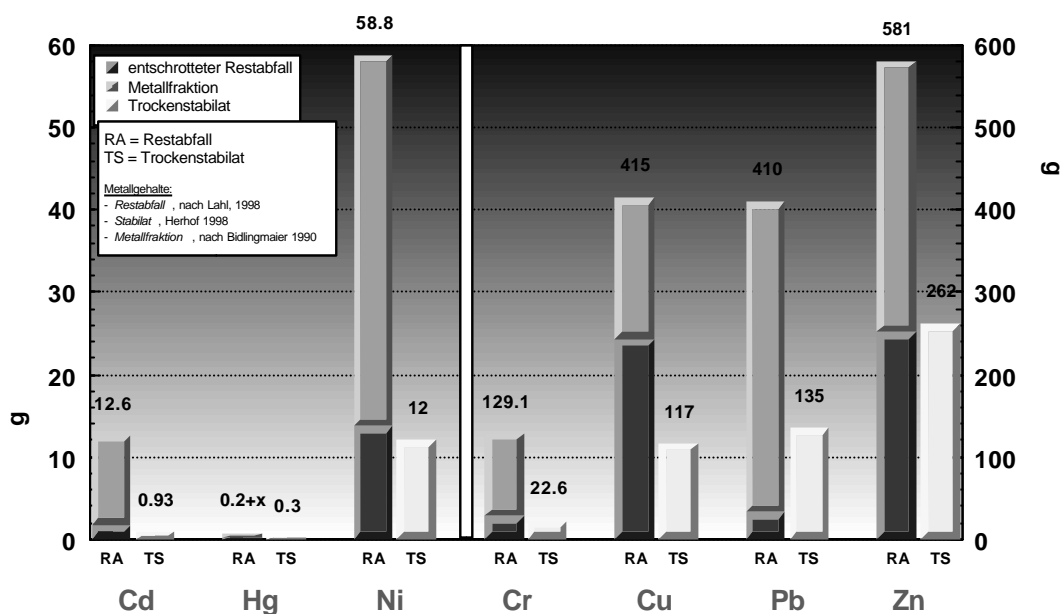
Die Trennung erfolgt in

- **Störstoffe** (z.B. Batterien)
- **Wertstoffe** (Fe- und NE-Metalle, Inertstoffe/ Glas)
- **Brennstoff Trockenstabilat®**
- **Mischkunststoff-Fraktion** (optional)



Die eingesetzte mehrstufige, trockene Dichtesortierung teilt den Output aus den Rotteboxen zunächst in zwei Stoffströme, eine **Schwer- und eine Leichtfraktion**. Das Leichtgut, also der eigentliche Brennstoff Trockenstabilat®, kann aufgrund seiner gegenüber dem Ausgangsmaterial erheblich verbesserten Verbrennungseigenschaften (Schadstoffentfrachtung, Heizwertsteigerung, Homogenisierung) der industriellen energetisch-/ stofflichen Verwertung zugeführt werden. Eine wesentliche Voraussetzung ist dabei die durch die Metall- und Batterieabtrennung erreichte Reduzierung des Schwermetallgehaltes im Brennstoff Trockenstabilat®.

Schwermetallfrachten Restabfall / Trockenstabilat



Darüber hinaus ist durch die optionale Abscheidung einer Mischkunststoff-Fraktion aus Trockenstabilat® die Erfüllung der in der Verpackungsverordnung geforderten werkstofflichen Kunststoffverwertung umsetzbar, jedoch zu einem Bruchteil der im heutigen DSD-System bestehenden Kosten. Diese Technik wird erstmals in der MBS-Anlage Asslar eingesetzt.

Das Schwergut wird vor der stofflichen Verwertung zusätzlichen Aufbereitungsschritten unterzogen. Dieser weitere Aufbereitungsprozess erfolgt jedoch nicht in der MBS-Rennerod, sondern in der MBS-Asslar, die für diesen Zweck in der Kapazität erweitert wurde. Analog zu dem Verfahrensschema MBS-Asslar wird die Schwerfraktion zunächst über Fe- und NE-Scheider geführt. Die durch diese Maßnahme abgetrennten Metallfraktionen liegen in sortenreiner Qualität vor und werden mit Erlösen dem Altmetallrecycling zugeführt.

Nach Abtrennung der metallischen Wertstoffe erfolgen weitere selektive Schritte der Materialaufbereitung für die mineralische Fraktion.

Für den Einsatz in der Verwertung ist die Abtrennung von Staubanhaftungen sowie von Holz- und Kunststoffresten erforderlich. Dieser Verfahrensschritt erfolgt im Rahmen einer trockenmechanischen Aufbereitung. Die abgeschiedenen brennbaren Anteile werden dem Trockenstabilat® zugeführt.

Aus dem derart aufbereiteten und gereinigten Inertstoffgemisch werden dann die Glasanteile, die immerhin 30 - 35 Gew.-% der Inertfraktion darstellen, über das in Asslar neu installierte Verfahrensmo-
dul, nach Farben sortiert abgetrennt und der Glasindustrie zur Verwertung angedient.

Die noch verbleibende mineralische Fraktion (ca. 8 - 10 Gew.-%) erfüllt die Zulassungskriterien für den Einsatz als Ersatzbaustoff gemäß LAGA - Z 1.2 und kann als Recyclingbaustoff verwertet werden.

134 Trockenstabilatverwertung

Trockenstabilat® ist aufgrund seiner Materialeigenschaften (Schadstoffreduzierung, Homogenität, Lagerfähigkeit) vom Rheinland-Pfälzischen Umweltministerium als “Abfall zur Verwertung“ im Sinne des KrW/AbfG anerkannt.

Das in der MBS-Rennerod erzeugte Trockenstabilat® wird unter Einhaltung der 17.BImSchV einer energetisch-/ stofflichen Verwertung in den Werken:

- Rüdersdorfer Zement GmbH
- Sekundärrohstoff-Verwertungszentrum Schwarze Pumpe (SVZ)

zugeführt und ersetzt im Prozess primäre Energieträger. Durch den hohen Anteil regenerativer Energieträger im Trockenstabilat® (ca. 65 – 70 %) wird damit ein zusätzlicher Beitrag zur CO₂-Einsparung geleistet.

Darüber hinaus stellt die Entwicklung bzw. Weiterentwicklung moderner Vergasungs- bzw. Entgasungsverfahren, die einen direkten Einsatz von Trockenstabilat® im thermischen Prozess ohne weitere Aufbereitungsschritte wirtschaftlich sinnvoll ermöglichen, im Mittelpunkt der Herhof-Forschung. Erste durchgeführte Versuchsreihen haben die technische Machbarkeit dieser Zielsetzung bewiesen.

Zusammenfassung

Zusammengefasst bleibt festzuhalten, dass das Herhof-Trockenstabilatverfahren der gesetzlichen Forderung nach einer weitestgehenden Wiedernutzbarmachung von Abfällen zur Schonung natürlicher Ressourcen in vollem Umfang gerecht wird und dies ungeachtet der Abfallherkunft bzw. Klassifizierung (Restabfall/ Verpackungsabfall).

Die nahezu vollständig zurückgewonnenen Metalle, die mineralischen Anteile und die Glasfraktion substituieren in der Wiederverwertung natürliche Rohstoffe. Der neugewonnene Brennstoff Trockenstabilat® besitzt die gleichen wichtigen Brennstoffeigenschaften wie der Energieträger Kohle. Hierzu zählen Lagerstabilität, hoher Heizwert, geringe Schwermetallbelastung und eine homogene Struktur.

Aufgrund der Lagereigenschaften ist der Brennstoff Trockenstabilat® unabhängig vom Abfallaufkommen zur gezielten Energieversorgung einsetzbar. Damit sind erstmals in der Abfallwirtschaft dezentrale, flexible und auf den tatsächlichen Energiebedarf zugeschnittene Energieversorgungskonzepte umsetzbar. Die Energiebereitstellung aus Trockenstabilat® erfolgt im Gegensatz zur Verbrennung fossiler Energieträger weitgehend CO₂-neutral.

Weitergehende Sortierschritte, z. B. die Abtrennung von Kunststoffen aus Trockenstabilat® sind jederzeit in den Verfahrensablauf integrierbar.

Das Trockenstabilatverfahren setzt darüber hinaus Maßstäbe bei der Emissionsreduzierung in mechanisch-biologischen Abfallbehandlungsanlagen. Dies dokumentiert sich nicht nur durch die Einhaltung der Arbeitsschutzanforderungen infolge der Einhausung / Kapselung von Verfahrensaggregaten, sondern auch durch die Anwendung hochmoderner und effizienter Abluftreinigungsverfahren, die erstmals das Emissionsniveau der 29.BImSchV gewährleisten.

Bei einer kombinierten Erfassung und Aufbereitung von Rest- und Verpackungsabfällen liegen sowohl die Logistik- als auch die Aufbereitungskosten deutlich unter denen des heutigen Systems. Die Verwertungsquoten werden durch den Komplementäreffekt erhöht. Durch eine Rückvergütung für erbrachte Verwertungsleistungen können dann kommunale Abfallgebühren gesenkt und damit die Kostenbelastungen für den Bürger auf ein vertretbares Maß reduziert werden.

Das Herhof-Trockenstabilatverfahren gewährleistet somit in der Summe ein Höchstmaß an Abfallwiederverwertungs- und Entsorgungsflexibilität, die wesentlichen Voraussetzungen für eine nachhaltige Umweltentlastung und eine spürbare Reduzierung der Abfallentsorgungskosten. Es leistet einen wichtigen Beitrag, abfallwirtschaftliche und energiewirtschaftliche Ziele sinnvoll und effizient miteinander zu verknüpfen.

Anschrift des Autors:

Andreas Puchelt
Herhof-Umwelttechnik GmbH
Riemannstraße 1
35606 Solms-Niederbiel
064 42/ 2 07-1 09
0 64 42/ 2 07-1 13
E-Mail: andreas.puchelt@herhof.de

Kosten der mechanisch-biologischen Behandlung

K. Ketelsen, E. Fehre

135 Kostenstrukturen der drei niedersächsischen Demonstrationsanlagen

135.1 Grundlagen und Annahmen

Für die drei niedersächsischen Demonstrationsanlagen wurden die tatsächlichen Kosten ermittelt und finanzmathematisch aufbereitet.

Die Kostenberechnungen basieren bei den Investitionskosten auf der Kostenfeststellung nach Baurealisierung. Den Betriebs- und Personalkosten liegen Erfahrungen und Betriebsergebnisse des Jahres 1999 zugrunde.

Dabei können geringfügige Differenzen zu den individuellen Berechnungsansätzen der Anlagenbetreiber auftreten.

Die finanzmathematische Aufbereitung der Daten wurde weitgehend vereinheitlicht und mit folgenden Parametern durchgeführt (Tabelle 1 und Tabelle 2):

Tab. 1 gewählte Abschreibungszeiten und Aufwand für Wartung und Reparatur

Bauteil	Abschreibungszeit a	Aufwand für Wartung und Reparatur % von Invest
verschleißträchtige Maschinentchnik	7-10	7,5
sonstige Maschinentchnik	15	3,5
EMSR und ZVÜ	10	3,5
Mobilgeräte	7	10
Bauteil	22-25	1-2
Außenanlagen, Erschließung	22-25	0,5

Tab. 2 Personal und gewählter Zinssatz nach Betreiberangaben

		RABA Bassum		MBV Lüneburg		MBV Wiefels
Durchsatz	Mg/a	65.000	80.000	29.000	40.000	55.000
Personal, inkl. Vertretung	Anzahl	8	11	6	10	6,2
kalkulatorischer Zinssatz	%	6,5	6,5	6,0	6,0	6,25

135.2 Investitionskosten

Bei der Bewertung der absoluten Investitionskosten der drei Anlagen müssen die in Tabelle 3 aufgeführten Unterschiede hinsichtlich Anlagengröße und Anlagenausstattung berücksichtigt werden.

Tab. 3 Anlagencharakterisierung

	RABA Bassum	MBV Lüneburg	MBV Wiefels ohne Nachrotte ohne Vorzerkleinerung
Durchsatz in Mg/a	65.-80.000	29.-40.000	55.000
Anzahl Verfahrenslinien Mechanische Aufbereitung	2	1	1
Anlagenstufen	<ul style="list-style-type: none"> • Mechanische Aufbereitung I • Klärschlammannahme • Vergärung • Rotte (7-8 Wochen) • Mechanische Aufbereitung II 	<ul style="list-style-type: none"> • Mechanische Aufbereitung I • --- • --- • Rotte (15-16 Wochen) • --- 	<ul style="list-style-type: none"> • Mechanische Aufbereitung I (ohne Vorzerkleinerung) • --- • --- • Vorrotte (2 Wochen) • ---
Fassung und Behandlung der Abluftströme	<p>kontrollierte Fassung und Behandlung aller Abluftströme:</p> <ul style="list-style-type: none"> • geschlossener Biofilter mit vorgeschaltetem Luftbefeuchter als saurer Wäscher • Ableitung über Kamin 	<p>kontrollierte Fassung und Behandlung aller Abluftströme:</p> <ul style="list-style-type: none"> • offener Biofilter als Flächenfilter • Ableitung flächig bodennah 	<p>kontrollierte Fassung und Behandlung aller Abluftströme:</p> <ul style="list-style-type: none"> • abgedeckter Biofilter als Flächenfilter • Ableitung flächig bodennah

Bei der Berechnung der spezifischen Investitionskosten ergibt sich je nach gewählter Bezugsgröße ein weiter Bereich (Tabelle 4).

Allein durch Bezug auf die tatsächlich realisierte Durchsatzmenge reduziert sich der spezifische Invest in Bassum und Lüneburg um 150 bis 200 DM/Mg auf Werte von 605 bzw. 528 DM/Mg/a und liegt damit im Bereich aktueller Ausschreibungsergebnisse.

Tab. 4 Kostenstrukturen der drei niedersächsischen Demonstrationsanlagen

	RABA Bassum	MBV Lüneburg	MBV Wiefels
Invest in Mio DM ¹	48,4	21,1	12,7
spezifischer Invest in DM/Mg/a			
Bezug Auslegungsmenge			
• inkl. Vergärung	744	-	-
• ohne Vergärung	580	726	231
Bezug Durchsatz 99	605	528	-
Aufteilung Invest auf Betriebseinheiten in % ¹			
• Anlieferung/Aufbereitung	38	36	62
• Vergärung	22	-	-
• Rotte	29	53	21
• Rottegutaufbereitung	4	-	-
• Abluftbehandlung (inkl. Fassung)	6	11	17
Aufteilung Invest auf Baugruppen in % ²			
Verfahrenstechnik	54	47	59
Bauteil	34	44	33
Mobilgeräte, Außenanlagen, innere Erschließung	12	9	8

¹ Invest ohne Baunebenkosten, Baufinanzierung, Erschließung

² wie ¹, jedoch inkl. Erschließung, Außenanlagen, Mobilgeräte

135.2.1 Aufteilung Invest auf Baugruppen

Die Investitionskosten entfielen mit 47 bis 59 % zum größten Teil auf die Verfahrenstechnik. Auf die Bautechnik entfielen 33-44 % (Abbildung 1).

Die Unterschiede zwischen den Anlagen resultieren aus der Anlagenkonfiguration, d. h.

- in Bassum fällt der Anteil Verfahrenstechnik wegen der zusätzlichen Investitionen für die Vergärung höher aus
- in Lüneburg schlägt die lange Rottezeit auf das Bauteil durch
- in Wiefels fallen die Bauteilkosten aufgrund der kurzen Rottezeit im Verhältnis zur Gesamtanlage entsprechend gering aus.

Aufgrund der kürzeren Abschreibungszeiten für die Verfahrenstechnik schlagen die Investitionen in diesem Bereich stärker auf den Kapitaleinsatz und damit auf die Behandlungskosten durch als Investitionen im Bauteil.

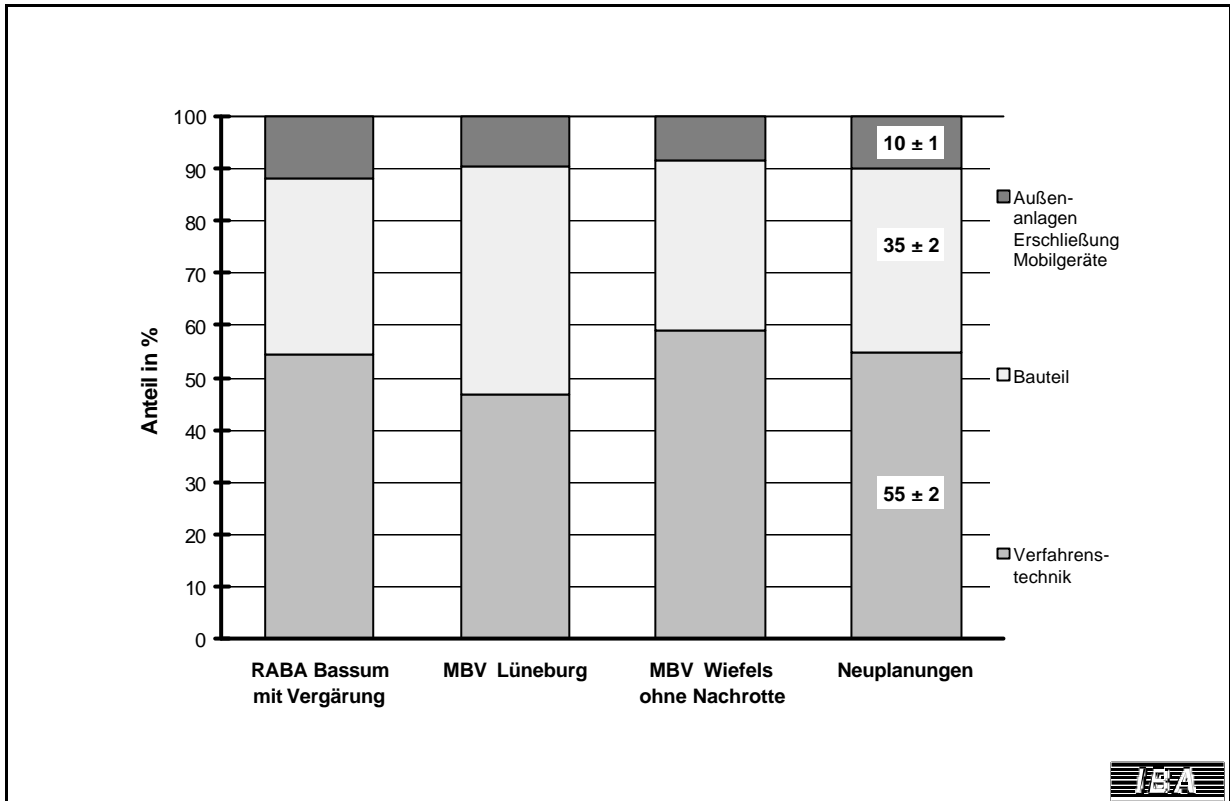


Abb. 1 Aufteilung Investitionskosten auf Baugruppen

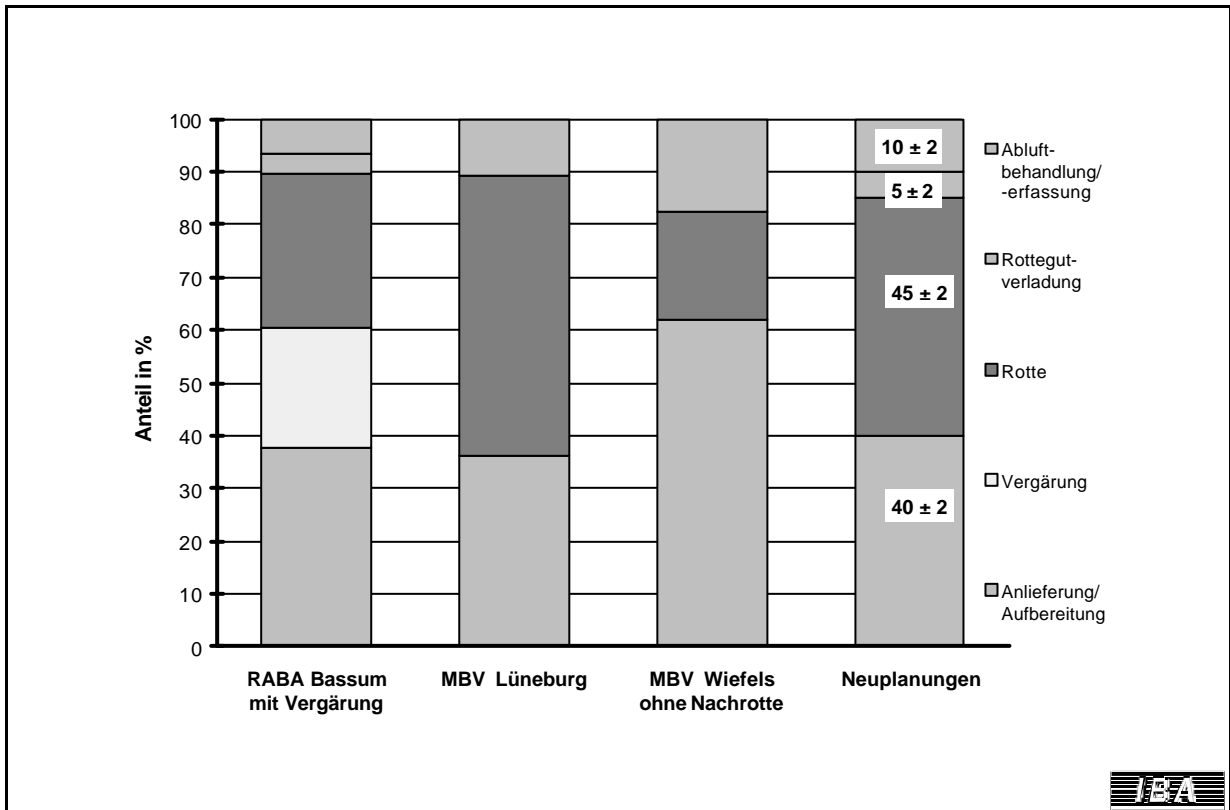


Abb. 2 Aufteilung Investitionskosten auf Betriebseinheiten

135.2.2 Aufteilung Invest auf Betriebseinheiten

Bei den Anlagen entfällt ca. 36-42 % des Invests auf die Mechanischen Stufen. In Friesland liegt der relative Anteil mit 62 % deutlich höher, da die Kosten der Rotte aufgrund der kurzen Aufenthaltszeit nicht so stark durchschlagen.

Die biologischen Stufen Rotte und Vergärung (ohne Abluft) beanspruchen etwa die Hälfte der Investitionskosten.

In Bassum entfallen ca. 26 % des Invests auf die Betriebseinheiten Vergärung und Rottegutauflbereitung, die in den beiden anderen Anlagen nicht realisiert wurden.

Der Kostenanteil der Abluftbehandlung (inkl. Abluffassung) liegt bei den Anlagen zwischen 6-17 % vom jeweiligen Invest. Die prozentualen Unterschiede resultieren dabei im Wesentlichen aus folgenden Faktoren:

- in Bassum fällt der prozentuale Anteil mit 6 % relativ gering aus aufgrund der spezifisch höheren Investitionssumme der RABA (Vergärung etc.)
- in Lüneburg sind die kostenseitigen Zuordnungs- und Abgrenzungsprobleme einer GU-Lösung zu beachten
- in Wiefels ist aufgrund des Lüftungskonzepts die Mietenbelüftung in den Kosten des Loses Abluft enthalten

Nach Bereinigung der o. g. Abgrenzungs- und Schnittstellenprobleme zwischen den einzelnen Kostenstellen kann für eine eingehaute MBA (ohne Vergärung) der investive Anteil für die Abluffassung (ohne Mietenbelüftung) und Abluftbehandlung mit Befeuchter und Biofilter z. Zt. mit 8-10 % der Investitionssumme abgeschätzt werden.

Die Kostenauswirkungen von weitergehende Anforderungen an die Abluftbehandlung von MBA sind vor diesem Hintergrund zu diskutieren.

135.3 Behandlungskosten

Die Behandlungskosten sind unter Zugrundelegung der o. g. Annahmen differenziert nach Kapital- und Betriebskosten für unterschiedliche Mengendurchsätze berechnet worden. Durch Erhöhung der Durchsatzmenge in der Mechanischen Aufbereitung konnten in Bassum und Lüneburg die Behandlungskosten um ca. 20 % reduziert werden (Tabelle 5).

Tab. 5 Behandlungskosten in den niedersächsischen Demonstrationsanlagen

	RABA Bassum	MBV Lüneburg	MBV Wiefels ¹⁾
Behandlungskosten in DM/Mg			
• Auslegungsmenge	145,-	135,-	63,-
• Durchsatzmenge 1999	120,-	110,-	-
Aufteilung der Kosten in %			
• Kapitalkosten	66-68	55-61	55
• Betriebskosten	32-34	39-45	45

inkl. separate Vorzerkleinerung

Der überwiegende Anteil der Behandlungskosten entfällt auf die Kapitalkosten (Abbildung 3).

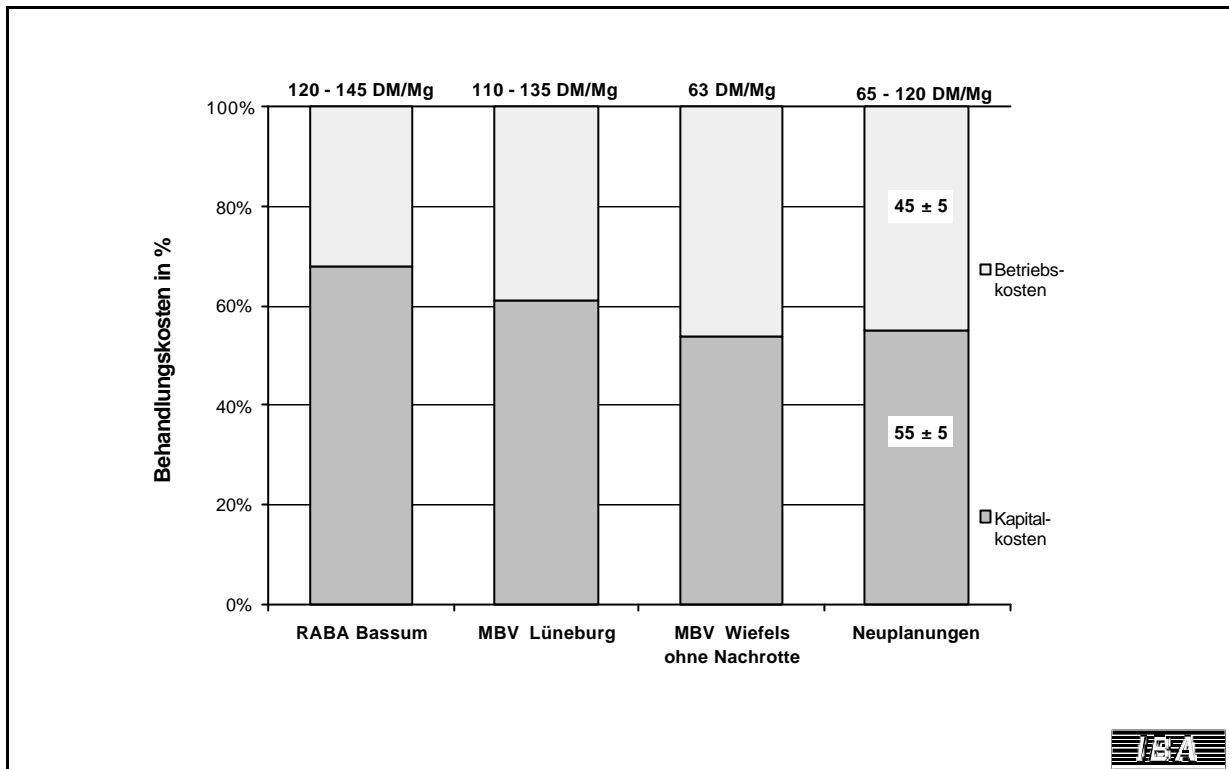


Abb. 3 Aufteilung der Behandlungskosten

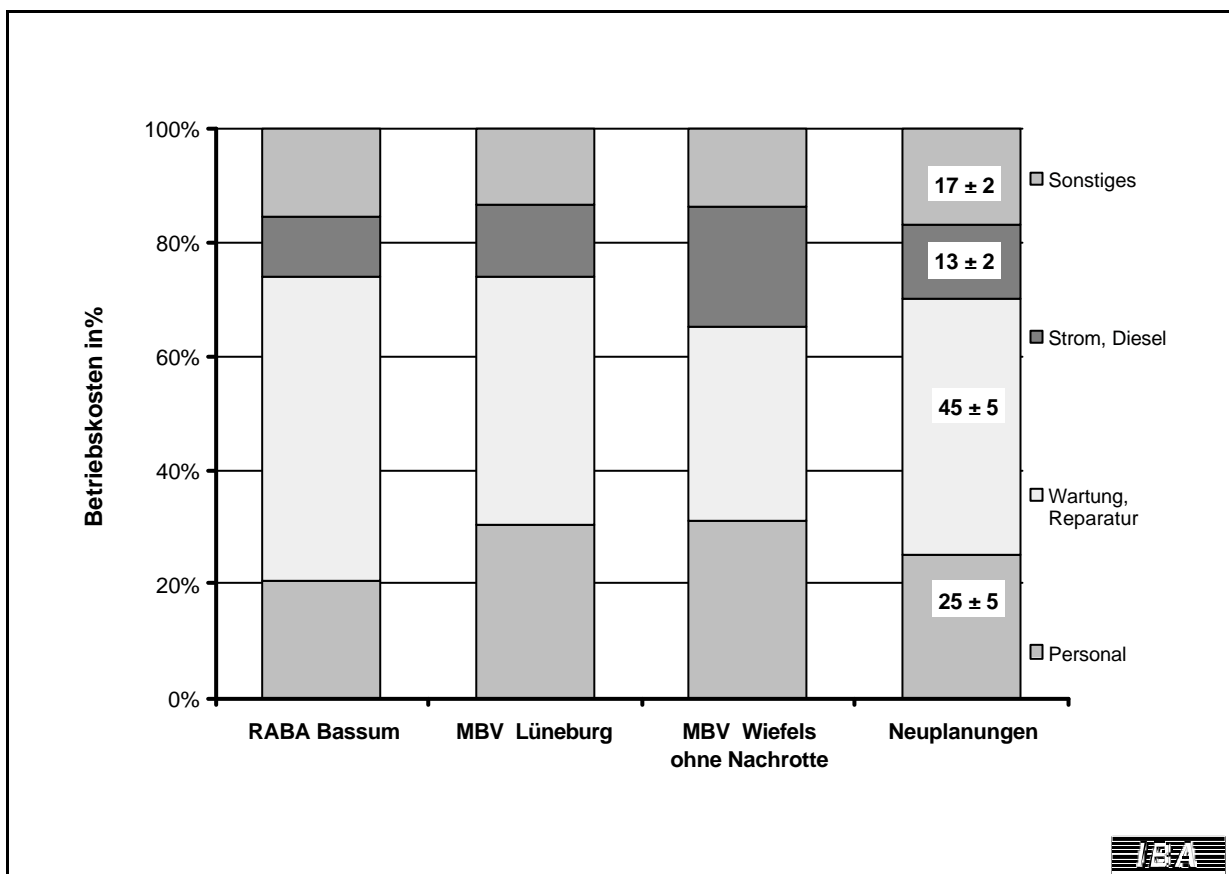


Abb. 4 Aufteilung der Betriebskosten

135.3.1 Aufteilung der Betriebskosten

Die Betriebskosten werden neben den Personalkosten (20-32 %) wesentlich bestimmt von den (gewählten, konservativen) Ansätzen für Wartung und Reparatur (Abbildung 4). Auf diesen Bereich entfallen allein 35-55 % der Betriebskosten. Ob die Aufwendungen für Wartung und Reparatur für den gesamten Abschreibungszeitraum im Mittel tatsächlich in dieser Höhe anfallen werden, müssen die weiteren Betriebserfahrungen zeigen.

Die Energiekosten betragen zwischen 10 und 18 % der Betriebskosten. Obwohl die Gesamtanlage in Bassum den niedrigsten spezifischen Energieverbrauch aufweist und durch die Biogaserzeugung theoretisch energieautark ist, decken die Energieerlöse für das abgegebene Biogas nicht die Energiekosten für Strom und Diesel. Die Energieerlöse führen zu einer Reduktion der Energiekosten um ca. 15-30 %.

136 Kosten der MBA in Abhängigkeit zur Anlagengröße und Betriebszeit

Der Einfluß von Anlagengröße und Betriebszeit auf die Kosten der MBA wurden an einem beispielhaften Anlagenkonzept untersucht (Abbildung 5). Die MBA besteht darin aus einer Mechanischen Aufbereitung I (MA I) mit Ausschleusung einer heizwertreichen Fraktion, einer einstufigen, gekapselten 12-wöchigen Rotte (BB), sowie einer Mechanischen Aufbereitung II (MA II) mit Ausschleusung einer heizwertreichen Fraktion nach der Rotte. Das erzeugte Rottegut wird abgelagert.

Für die Abluftreinigung wurde eine Konfiguration mit Saurem Wäscher, Luftbefeuchter, geschlossenem Biofilter und Kamin vorgesehen. Damit können die aktuellen gesetzlichen Anforderungen an Emissionen aus MBA eingehalten werden. Weitergehende Abluftreinigungstechniken wurden vorerst nicht berücksichtigt.

Die Auslegung der Mechanischen Aufbereitung hinsichtlich Bunkergröße, Aggregatleistung und -anzahl wurde den gewählten Betriebszeiten des 1- und 2-Schichtbetriebs angepaßt.

Während die Mechanische Aufbereitung relativ eng und bedarfsgerecht durch die Wahl von Größe und Anzahl der Einzelaggregate an die jeweilige Anlagengröße angepaßt werden kann, verläuft die Auslegung der Rottestufe in Sprüngen. Bei bestimmten Mengen wird die wirtschaftlich vertretbare Durchsatzleistung von Rottehallen mit Wandermietenverfahren überschritten (hier gewählt: 50.000 Mg/a). Bei Überschreiten dieser Schwelle wird die Aufteilung auf 2 Rottehallen erforderlich. Innerhalb des Bereichs von 0-50.000 Mg/a kann die Größe der Rottehalle dem Bedarf angepaßt werden.

Unterstellt man einen Mengenanteil zur Rotte von 50 %, würden die Mengenschwellen und Kostensprünge bei 100.000 bzw. 200.000 Mg/a Anlieferungen zur MBA liegen.

Die Kosten für die Mechanische Aufbereitung sinken mit zunehmender Durchsatzmenge bis zu einem Grenzwert, der bestimmt wird von der Menge, ab der die Durchsatzleistung der Aggregate resp. deren Kosten der erforderlichen Durchsatzmenge angepaßt werden kann. Jede Durchsaterhöhung führt zu einer Aggregatergänzung.

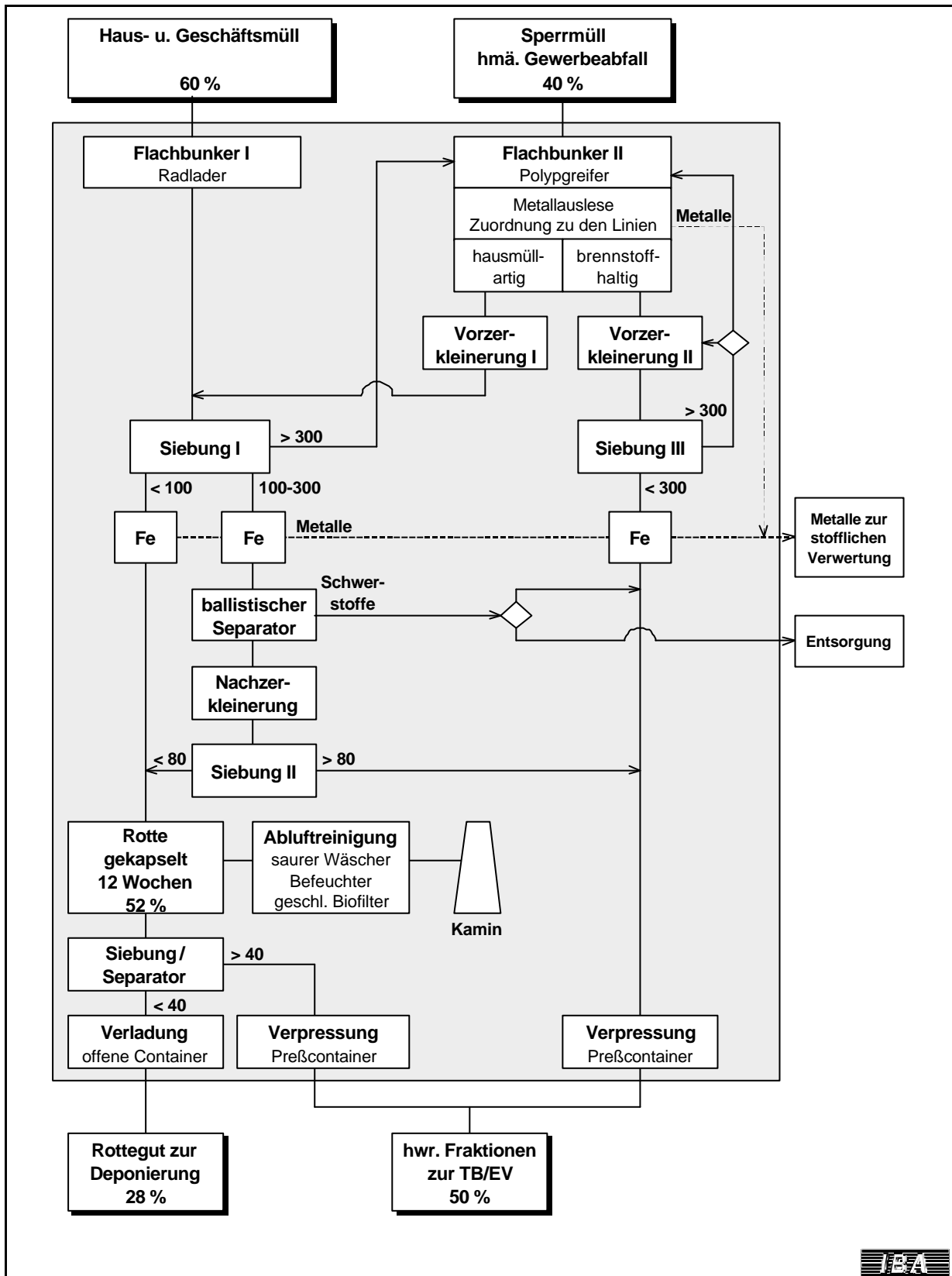


Abb. 5 Anlagenkonzept und Stoffstromaufteilung in der MBA für die Kostenuntersuchung von Neuplanungen

Für den dargestellten Fall ergeben sich exemplarisch folgende Zusammenhänge (Abbildung 6):

- Bei der unterstellten Mengenaufteilung (52 % vom Anlageninput zur biologischen Behandlung) wird bei einer Abfallmenge von 50.-100.000 Mg/a als Input MBA eine Rottehalle mit einem Umsetzeraggregat benötigt. Die Behandlungskosten reduzieren sich in diesem Bereich von 100,- bis 120,- DM/Mg auf 70,- bis 80,- DM/Mg.
- Im Bereich der Anlagengrößen zwischen 100.-200.000 Mg/a lassen sich bedingt durch den Kostensprung aufgrund der benötigten 2 Rottehallen erst ab Anlagengrößen ≥ 150.000 Mg/a gleiche bzw. niedrigere Behandlungskosten realisieren.

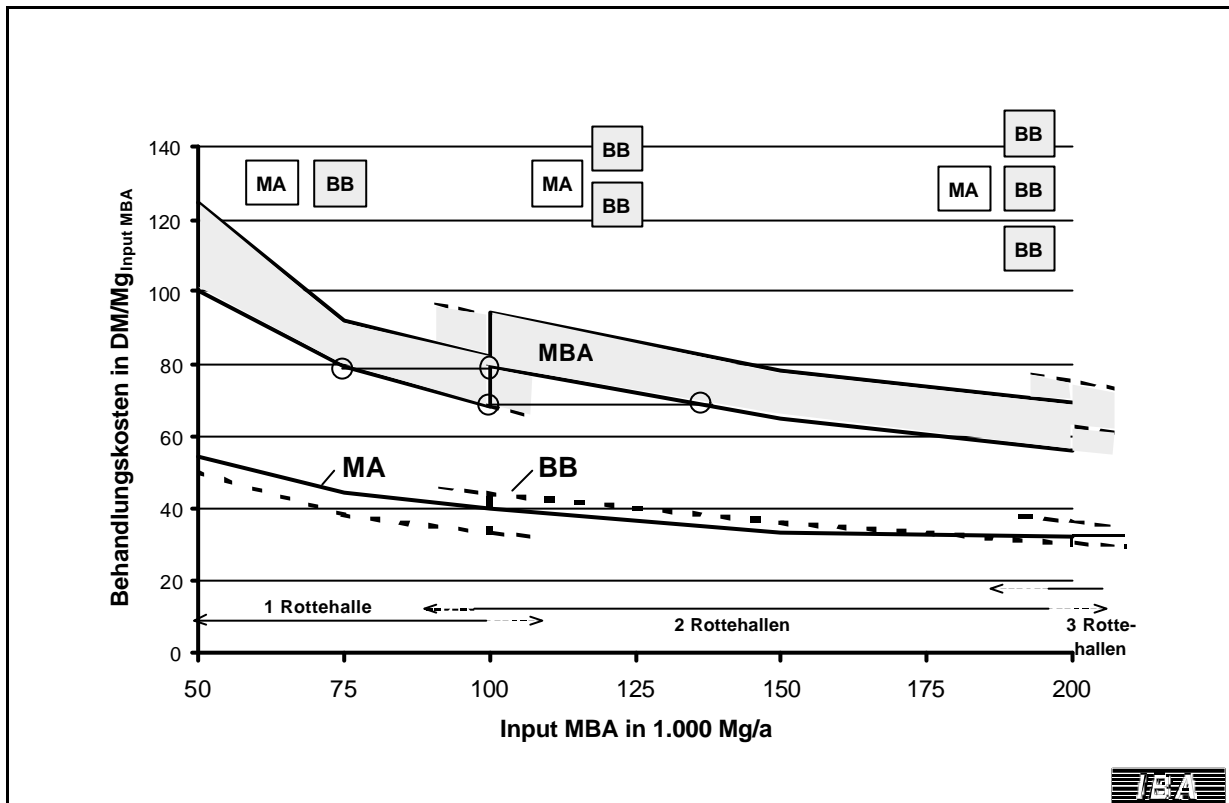


Abb. 6 Behandlungskosten der untersuchten MBA in Abhängigkeit der Anlagengröße

Der Einfluß des 2-Schichtbetriebes auf die Höhe der Behandlungskosten der MBA fällt unerwartet niedrig aus (Abbildung 7).

Ab einer Anlagengröße von ca. 80.000 Mg/a sind die Behandlungskosten im 2-Schicht-Betrieb geringfügig günstiger als im 1-Schicht-Betrieb. Einsparungen in den Investitionen (nur bei der Mechanischen Aufbereitung I) werden durch höhere Personalkosten fast wieder ausgeglichen. Bei kleineren Anlagen ist der 1-Schicht-Betrieb günstiger, da für den 2-Schicht-Betrieb keine Aggregate mehr eingespart werden können, vorhandene Aggregate sind im 2-Schicht-Betrieb nicht voll ausgelastet (Abbildung 7).

Vorteile für den 2-Schicht-Betrieb ergeben sich bei den Investitionskosten. Der Investitionsbedarf einer MBA im 2-Schichtbetrieb fällt ca. 10-15 % geringer aus als bei einer 1-Schicht-Anlage. Dies gilt jedoch nur bei Anlagengrößen $>$ ca. 60.000 Mg/a. Diese Kostenvorteile gehen i.w. auf die Kosteneinsparungen in der mechanischen Stufe zurück (Abbildung 8).

Zusätzlich weist eine 2-Schicht-Anlage grundsätzlich eine größere Flexibilität gegenüber sinkenden Durchsatzmengen auf. Durch Verkürzung der Betriebszeiten und Reduktion des Personaleinsatzes lassen sich die Betriebskosten in gewissem Umfang dem reduzierten Anlagendurchsatz anpassen.

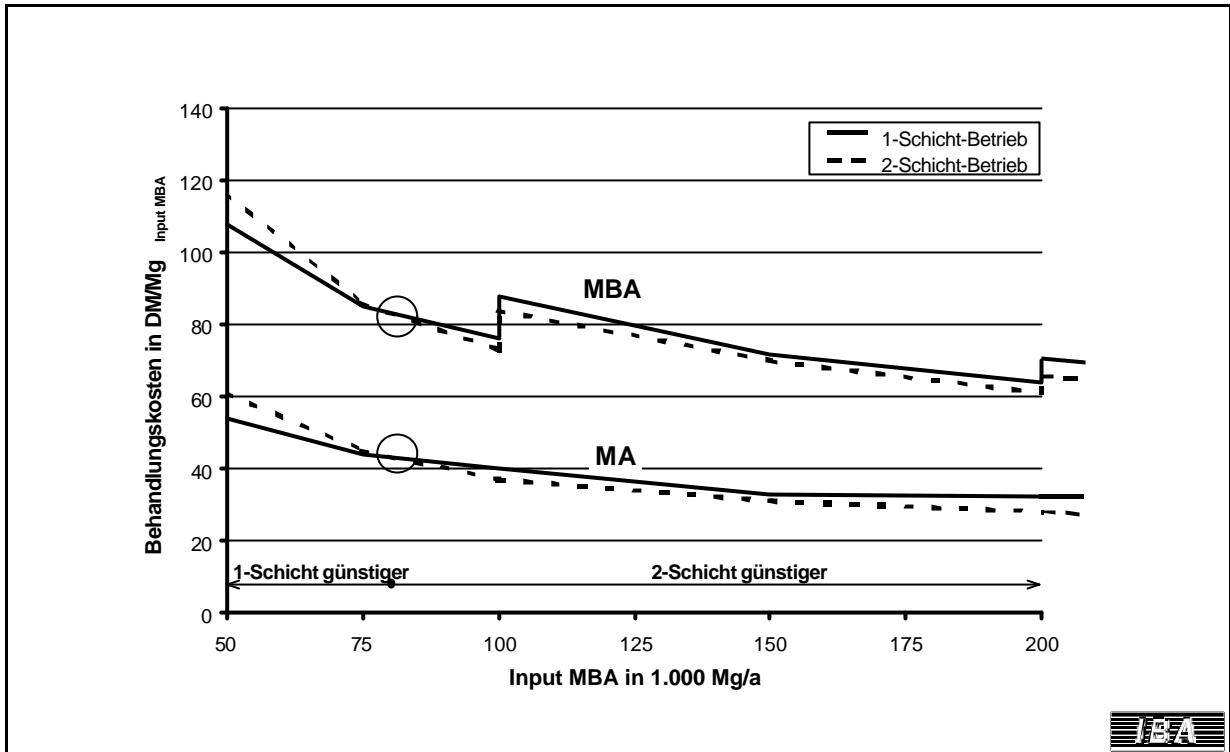


Abb. 7 Einfluß des 1-Schicht- und 2-Schichtbetriebes auf die Behandlungskosten der untersuchten MBA

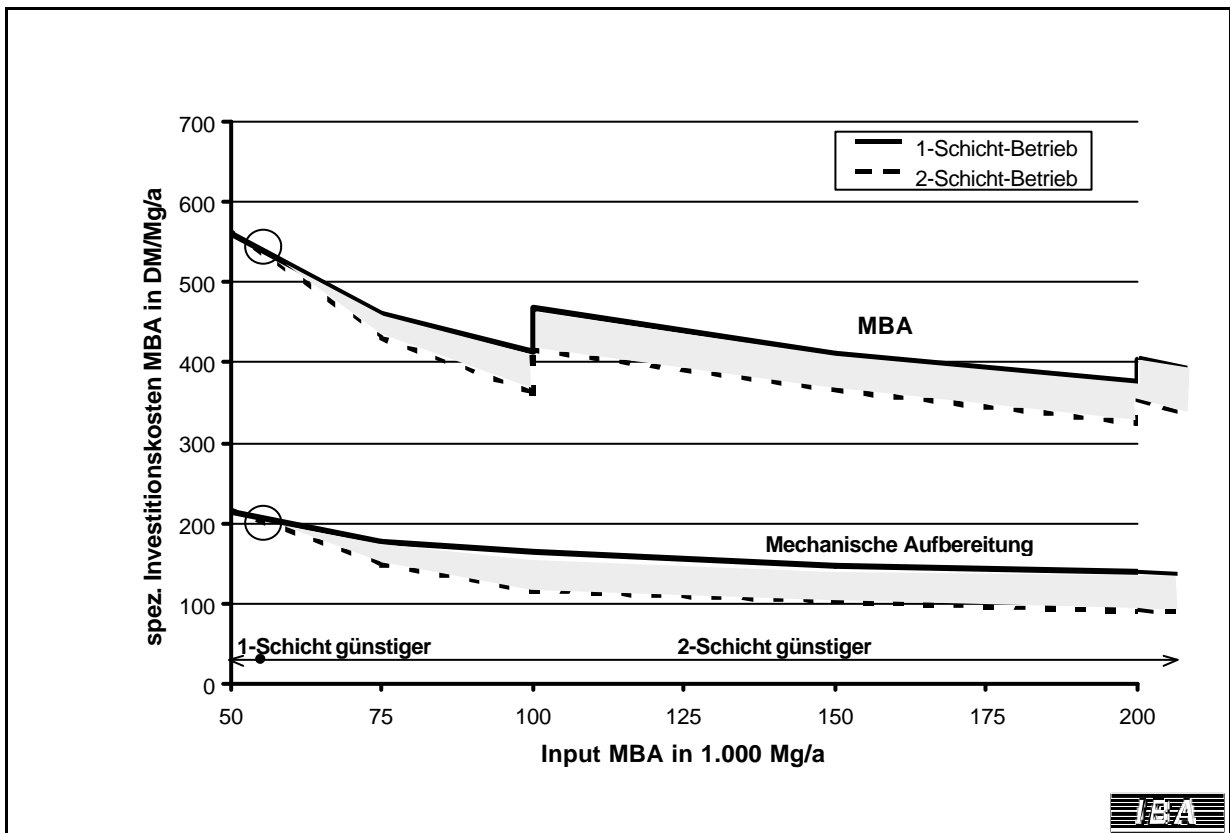


Abb. 8 Spezifische Investitionskosten MBA

137 Kosten der MBA in Abhängigkeit von der Auslastung

Am Beispiel der Kostenstrukturen der drei niedersächsischen MBA konnte nachgewiesen werden, daß ca. 60 % der Jahreskosten auf Kapitalkosten und ca. 80 % auf durchsatzunabhängige Fixkosten entfallen. Der Fixkostenanteil der MBA liegt damit in gleicher Größenordnung wie bei der MVA. Damit ergeben sich für beide Behandlungsverfahren gleiche Abhängigkeiten zwischen Anlagenauslastung und Behandlungskosten.

Bei mangelnder Anlagenauslastung steigen damit die spezifischen Behandlungskosten bei beiden Verfahren gleich stark an.

Unterstellt man eine vertragliche Regelung, nach der das Risiko einer Minderauslastung aufgrund fehlender Abfallmengen von allen vertraglich gebundenen Nutzern der Anlage getragen wird, hätte damit der Grad der Anlagenauslastung keinen Einfluß auf den ökonomischen Vergleich von MBA und Kombinationsverfahren mit MBA. Bei dieser Annahme ist es daher unbedeutend, ob die entsorgungspflichtige Gebietskörperschaft die jeweilige Anlage selbst betreibt oder nur vertraglich vereinbarte Mengenkontingente anliefert.

Somit wird deutlich, daß die Diskussion um Dimensionierung, Auslastung und Auslastungssicherung sowohl für MVA- wie auch MBA-Betreiber die gleiche Priorität besitzt.

In der MBA kann allerdings über die Betriebszeit und die Personalstärke auf Schwankungen im Abfallaufkommen in gewissem Umfang reagiert werden. Dieser Effekt ist ausgeprägter in Anlagen, die für den 2-Schichtbetrieb ausgelegt sind.

Eine Minderauslastung der MBA hat geringere Auswirkungen auf die Gesamt-entsorgungskosten in einem Kombinationsverfahren als die Minderauslastung der MVA in einem Entsorgungskonzept mit ausschließlich thermischer Behandlung. Dieser Unterschied resultiert aus den höheren spezifischen Kosten der MVA im Vergleich zur MBA (Abbildung 9). Dabei wird unterstellt, daß beim Kombinationsverfahren das Auslastungsrisiko für die MBA beim Anlagenbetreiber liegt, für die extern thermisch zu behandelnden Teilmengen jedoch keine bring-or pay-Regelung vertraglich vereinbart ist.

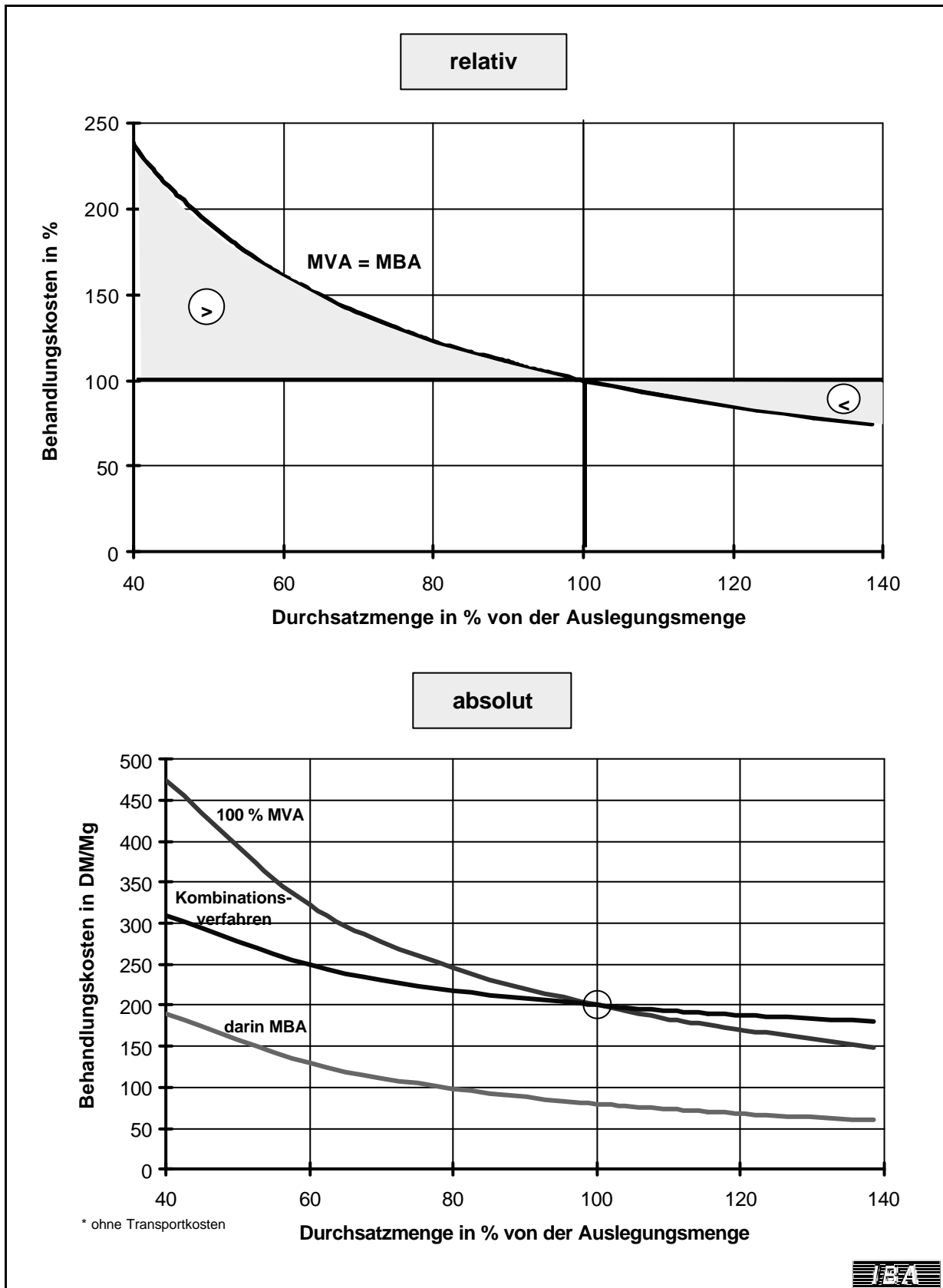


Abb. 9 Entwicklung der relativen und absoluten Behandlungskosten in Abhängigkeit der Anlagenauslastung bei MBA und MVA

138 Kosten der MBA in Abhängigkeit von der Rottedauer

Um zwischen den Verfahrensalternativen einer 1-stufigen, komplett eingehausten Rotte und einer 2-stufigen Rotte mit offener Nachrotte entscheiden zu können, müssen die Mehrkosten der zusätzlichen Einhausung gegenüber den Kosten einer offenen Nachrotte abgewogen werden. Am Beispiel einer eingehausten MBA wurden in Abbildung 10 die aus der Verlängerung der Rottezeit resultierenden Mehrkosten dargestellt. Nach Realisierung der Basisvariante (2 Wochen eingehaust) führt jede zusätzliche Rotteweche im eingehausten System zu Mehrkosten von lediglich 1,- bis 2,- DM/Mg_{MBA} und Woche. Die Mehrkosten von insgesamt 15,- bis 20,- DM/Mg müßten dann den Kosten der Verfahrensalternative einer offenen Nachrotte gegengerechnet werden.

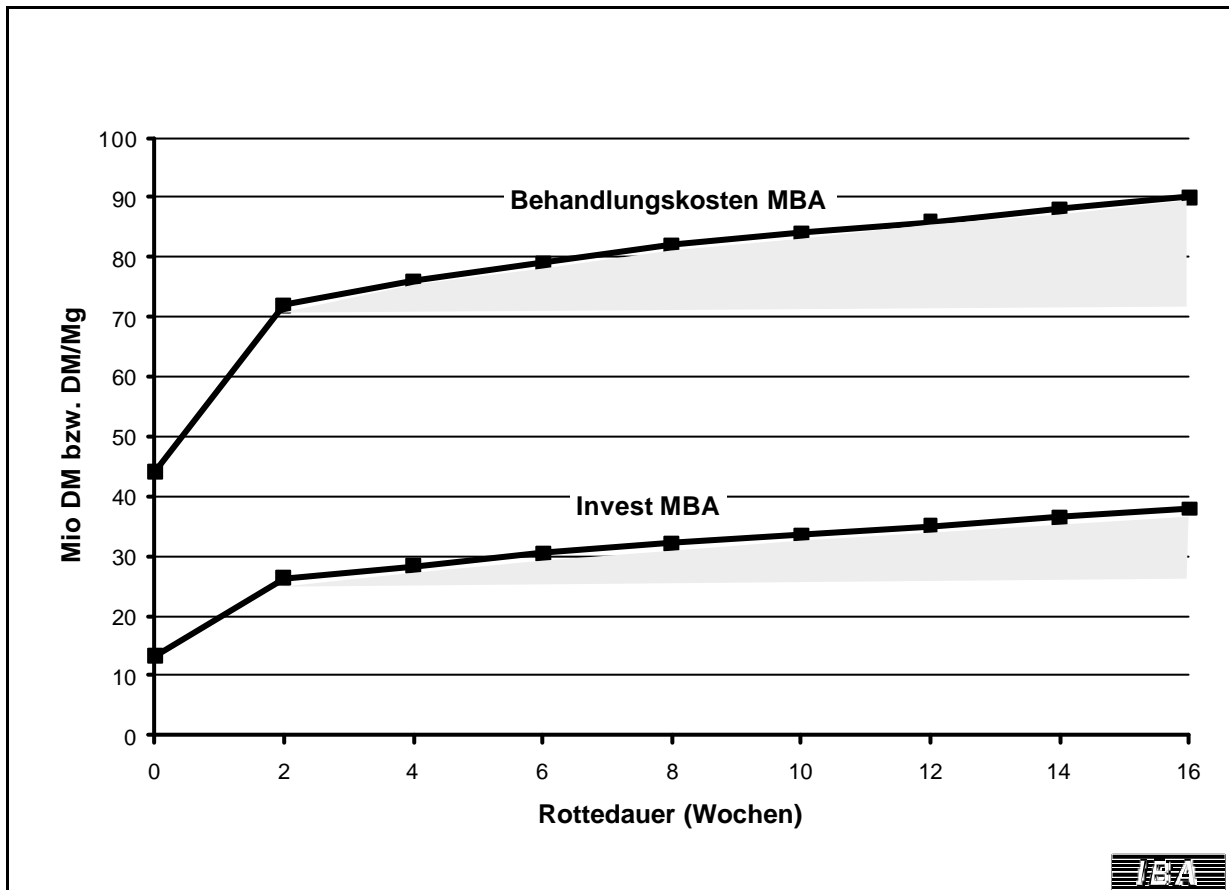


Abb. 10 Kosten für eingehauste MBA in Abhängigkeit von der Rottedauer
Beispiel: 75.000 Mg/a

139 Entwicklung der Kosten der MBA abhängig vom Abluftreinigungsstandard

Durch eine weitergehende Abluftreinigung, wie sie erforderlich wird um die Anforderungen der 29. BImSch einzuhalten, entstehen zusätzliche Kosten für Bau und Betrieb der MBA.

Ausgehend von dem Stand der derzeit betriebenen technisierten MBA mit einem Abluftreinigungssystem aus gekapseltem Biofilter, Saurem Wäscher und Kamin entstehen Mehrkosten im Rahmen von 5,- bis 15,- DM/Mg_{MBA}. Deutliche Kostensprünge ergeben sich im Vergleich mit Anlagen, die entweder über keine oder eine einfache Abluftreinigung verfügen (Abbildung 11).

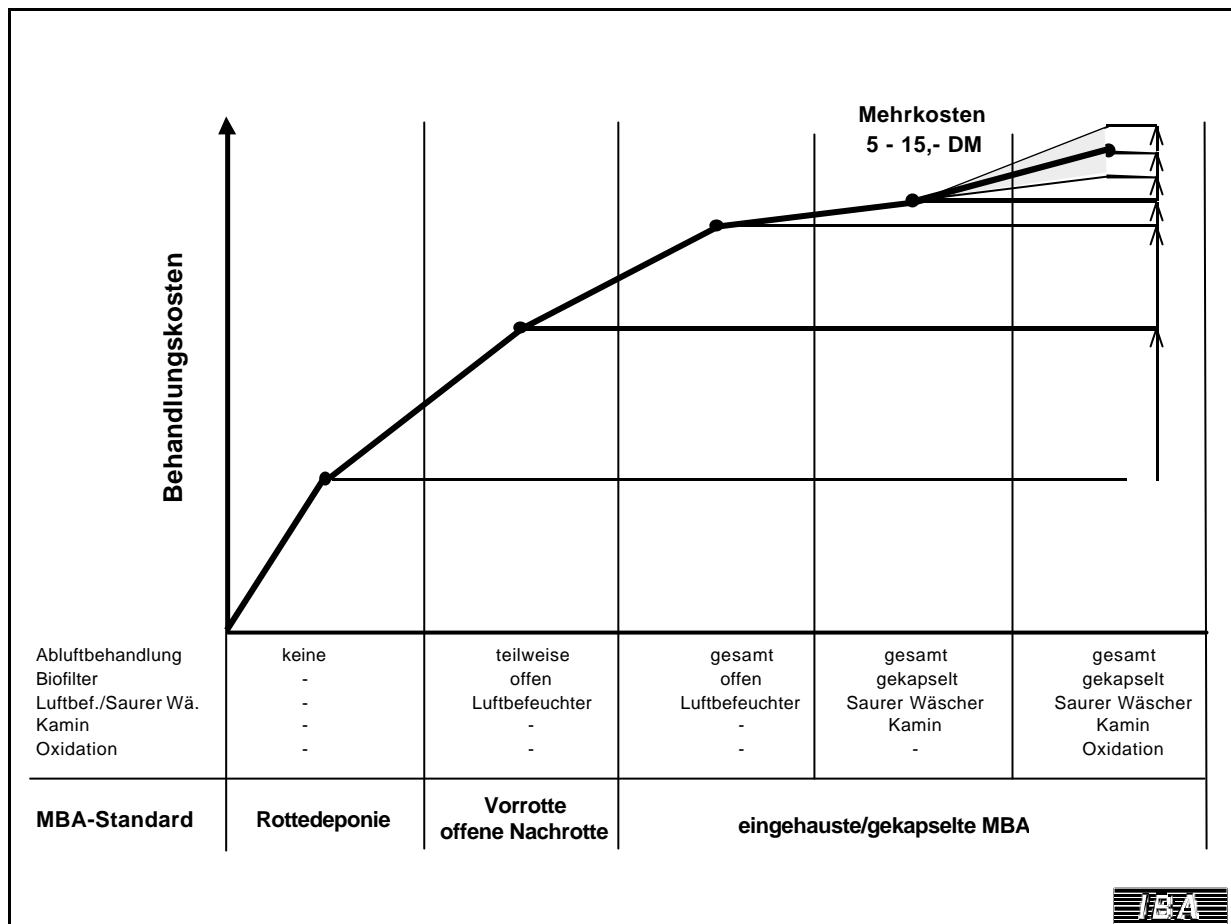


Abb. 11 Schematischer Zusammenhang zwischen vorhandenem MBA-Standard und Anstieg der MBA-Behandlungskosten durch die 29. BImSchV

140 Ausblick

Die hier dargestellten Kosten basieren auf realisierten Anlagen mit mehrjähriger Betriebserfahrung. Obwohl Kostenvergleiche zwischen verschiedenen Anlagen grundsätzlich und eine Übertragung auf andere Anlagen generell nicht zulässig ist, zeigt die vorgetragene Gegenüberstellung der Kostenstrukturen dennoch die wesentlichen Kostenstellen und Kostenfaktoren für den Bau und Betrieb von MBA.

Die aktuelle Preissituation bei MBA weicht zum Teil von den vorgestellten Kosten ab. Die Gründe dafür sind vielfältig (Wettbewerb, Vertragsbedingungen, Unterschiede im baulichen und verfahrenstechnischen Standard).

Im Rahmen von Kostenanalysen wurde für Neuplanungen der Einfluß der Anlagenauslastung, der Anlagengröße und des 1- bzw. 2-Schichtbetriebes herausgearbeitet.

Alle Kostenangaben beziehen sich auf einstufige, gekapselte MBA mit einer Abluftreinigung bestehend aus saurer Wäsche, gekapseltem Biofilter und Kamin.

Die Einhaltung zukünftiger Anforderungen an die Emissionen von MBA wird zur Zeit mit Techniken, die in industriellen Anwendungen erfolgreich sind, erprobt (Plasmaverfahren, Spaltkatalysator, Autotherme Oxidation, UV-Verfahren, Abluftverbrennung). Die wirtschaftlichen Auswirkungen dieser weitergehenden Abluftreinigungstechniken auf die MBA-Kosten werden ebenfalls zur Zeit untersucht. Erste Abschätzungen von Verfahrens Anbietern und Betreibern zur Höhe der Mehrkosten schwanken je

nach Technik zwischen 5 und 50 DM/Mg. Nach Berechnungen in unserem Hause dürften die Mehrkosten bei Realisierung angepaßter Abluftmanagementkonzepten mit Teilstrombehandlung eher im unteren Bereich zwischen 5,- bis 15,- DM/Mg liegen.

Anschrift der Autoren:

Ketel Ketelsen, Elisabeth Fehre
Ingenieurbüro für Abfallwirtschaft (IBA)
Friesenstr. 14
30161 Hannover

Aerobe in situ Stabilisierung von Altdeponien

K.-U. Heyer, K. Hupe, R. Stegmann

141 Das Emissionsverhalten von Abfallablagerungen und die aerobe in situ Stabilisierung

Bei der Ablagerung von nicht vorbehandelten Siedlungsabfällen in kommunalen Deponien entstehen beträchtliche Sickerwasser- und Deponiegasemissionen. Diese Emissionen infolge biologischer und chemisch-physikalischer Prozesse müssen solange kontrolliert, erfasst und behandelt werden, bis sie auf umweltverträgliche Belastungen abgeklungen sind.

In den ersten Jahren und ggf. Jahrzehnten nach Abschluss der Verfüllung kann das entstehende Deponiegas mit einem aktiven Gaserfassungssystem gefasst und verwertet werden. Mit zunehmender Ablagerungsdauer verringert sich in der fortgeschrittenen stabilen Methanphase die Gasproduktion soweit, dass eine wirtschaftliche Deponiegasverwertung nicht mehr möglich ist. Gleichwohl ist eine kontrollierte Erfassung und Entsorgung der verbleibenden Gasmengen aus Gründen des Umweltschutzes und der Gefahrenabwehr weiterhin erforderlich. Dies gilt auch für die vielen Altablagerungen, die meistens über keinerlei Gaserfassung verfügen.

Bei geordneten Deponien ist eine Erfassung und Behandlung des Sickerwassers voraussichtlich über viele Jahrzehnte notwendig. Bei Altablagerungen, die häufig weder über eine Basisabdichtung noch eine Sickerwasserfassung verfügen, besteht die permanente Gefahr des Sickerwasseraustritts in den Untergrund und damit in das Grundwasser, so dass Sicherungs- oder Sanierungsmaßnahmen notwendig werden können. Zur Vermeidung der Umweltbelastungen durch Sickerwasser sind also in beiden Fällen erhebliche Kosten aufzuwenden.

Eine Sicherung von Deponien und Altablagerungen kann durch das Aufbringen einer Oberflächenabdichtung und einer aktiven Gasabsaugung erfolgen. Zur Behandlung abgesaugter Restgasmengen kommt dann u.a. eine Schwachgasbehandlung in Frage. Durch das Aufbringen einer Oberflächenabdichtung werden die Sickerwasseremissionen reduziert bzw. verhindert. Bei einem Versagen der Oberflächenabdichtung ist aber erneut mit belastetem Sickerwasser zu rechnen. Mit einer Sicherung erfolgt lediglich eine Konservierung des verbleibenden Emissionspotenzials, jedoch keine Sanierung im Sinne der kontrollierten Schadstoffreduktion der Abfallablagerung. So wurden z.B. in mehreren

Deponien bei Bohrungen trockene Bereiche festgestellt, in denen Zeitungen nach mehr als 20 bis 30 Jahren Ablagerungsdauer noch lesbar waren. Eine Erhöhung der biologischen Aktivität im Deponiekörper mit erneuter Deponiegasproduktion wird zu einem späteren Zeitpunkt dann eintreten, wenn Wasser in die trockenen Bereiche eindringt.

Vor diesem Hintergrund wurde die TA Siedlungsabfall erlassen, um diese Emissions- und Nachsorgeproblematik zukünftig zu lösen. Die mechanisch-biologische Abfallbehandlung erweist sich als ein geeignetes Verfahren, um mit weitgehend stabilisierten Abfällen eine nachsorgearme Deponie betreiben zu können. Darüber hinaus stellt sich die Frage, wie man das Emissionsverhalten bestehender Siedlungsabfallablagerungen mit ähnlichen Verfahren positiv beeinflussen und damit Kosten in der Nachsorge und Überwachung einsparen kann.

Mit einem neuen biologischen Stabilisierungsverfahren, der vollständigen Aerobisierung des Abfallkörpers bei geringem Energiebedarf, soll eine kostengünstige Möglichkeit zur beschleunigten Stabilisierung großtechnisch umgesetzt werden. Das Verfahren wurde im Arbeitsbereich Abfallwirtschaft der TU Hamburg-Harburg im Labor entwickelt und in großtechnischen Voruntersuchungen auf einer niedersächsischen Altdeponie im Landkreis Rotenburg (Wümme) im Herbst 1998 sowie auf weiteren Deponien und Altablagerungen auf seine Anwendbarkeit überprüft. Hier konnten die technische Durchführbarkeit der in situ Belüftung erfolgreich nachgewiesen und erste positive Auswirkungen auf das Emissionsverhalten festgestellt werden.

Im folgenden sollen anhand von Laboruntersuchungen die wesentlichen Einflüsse der Belüftung auf das Emissionsgeschehen eines Deponiekörpers dargestellt werden. Ferner wird über die ersten Erfahrungen bei der Belüftung der niedersächsischen Altablagerung und die Vorgehensweise zur technischen Umsetzung berichtet.

142 Gesamtziel der in situ Belüftung

Mit der in situ Belüftung von Deponien und Altablagerungen wird das Ziel verfolgt, den Deponiekörper möglichst schnell in einen biologisch stabilisierten Zustand zu überführen. Nach Durchführung der in situ Stabilisierung soll möglichst „keine“ Methanproduktion mehr erfolgen, und die Sickerwasserkonzentrationen sollen im Bereich umweltverträglicher Restkonzentrationen bzw. -frachten liegen.

Durch die aerobe in situ Stabilisierung ergeben sich bei den Deponieabschluss- und Nachsorgemaßnahmen sowie bei Sicherungsmaßnahmen folgende Optionen:

- Ersatz einer kostenintensiven Oberflächenabdichtung durch auf den emissionsarmen Deponiekörper angepasste und langlebige Oberflächenabdeckungssysteme mit ausreichender Mächtigkeit, so dass sich ein weitgehend eigener Wasserhaushalt im Abdeckungssystem einstellen kann
- geringere Betriebskosten bei der Sickerwasserreinigung, frühere Beendigung der Sickerwasserreinigung
- bei Altablagerungen geringerer Aufwand bei der Grundwassersanierung und bei Sicherungsmaßnahmen
- geringere Kosten für die Instandhaltung des Oberflächenabdeckungssystems
- Verkürzung der Nachsorgephase um mehrere Jahrzehnte
- frühere Rekultivierung und Folgenutzung

Den Kosten für Belüftungsmaßnahmen stehen die Einsparpotenziale gegenüber, so dass es mittel- und langfristig insgesamt zu erheblichen Kosteneinsparungen kommen kann. So kann u.a. eine Reparatur einer Oberflächenabdichtung langfristig entfallen.

143 Anwendungsbereiche der in situ Belüftung und Grundkonzept der technischen Umsetzung

Für die aerobe in situ Stabilisierung kommen verfüllte bzw. abgeschlossene Deponien und Altablagerungen sowohl mit als auch ohne Basisabdichtungssystem in Frage, wenn sie insbesondere folgende Randbedingungen aufweisen:

- nur noch geringe Gasproduktion (Erfassung und Behandlung der gasförmigen Emissionen erforderlich, aber keine wirtschaftliche Nutzung mehr möglich)
- abnehmende Sickerwasserbelastungen in der stabilen Methan- oder Langzeitphase, die jedoch langfristig noch nennenswerte umweltrelevante Größenordnungen aufweisen und z.B. die Bestimmungen des 51. Anhangs der Rahmen-AbwVwV noch deutlich überschreiten
- erhöhtes Gefährdungspotenzial betroffener Schutzgüter (z.B. Grundwasser, Oberflächengewässer, Gefährdung/Schäden durch Gasmigration)
- fehlende technische Barrieren, wenn nachträgliche Sicherungsmaßnahmen (Oberflächenabdichtung, vertikale Dichtwände, Deponierückbau etc.) viel zu kostenintensiv, technisch nicht durchführbar oder nicht sinnvoll einsetzbar wären, da durch die Sicherungsmaßnahme keine kontrollierte Senkung des Schadstoffpotenzials erreicht werden würde

Das Grundprinzip der Belüftung und Ablufferfassung ist in Abbildung 1 zu erkennen. Bei einer Luftzuführung unter geringen Überdrücken wird Luft über Belüftungsbrunnen in den Deponiekörper eingepresst. Von dort kann die Luft bzw. der Luftsauerstoff über Konvektions- und Diffusionsvorgänge in den Deponiekörper eindringen. In Abhängigkeit der Belüftungsrate und -dauer wird somit eine Aerobisierung des gesamten Deponiekörpers und ein beschleunigter Abbau der organischen Abfallbestandteile bewirkt.

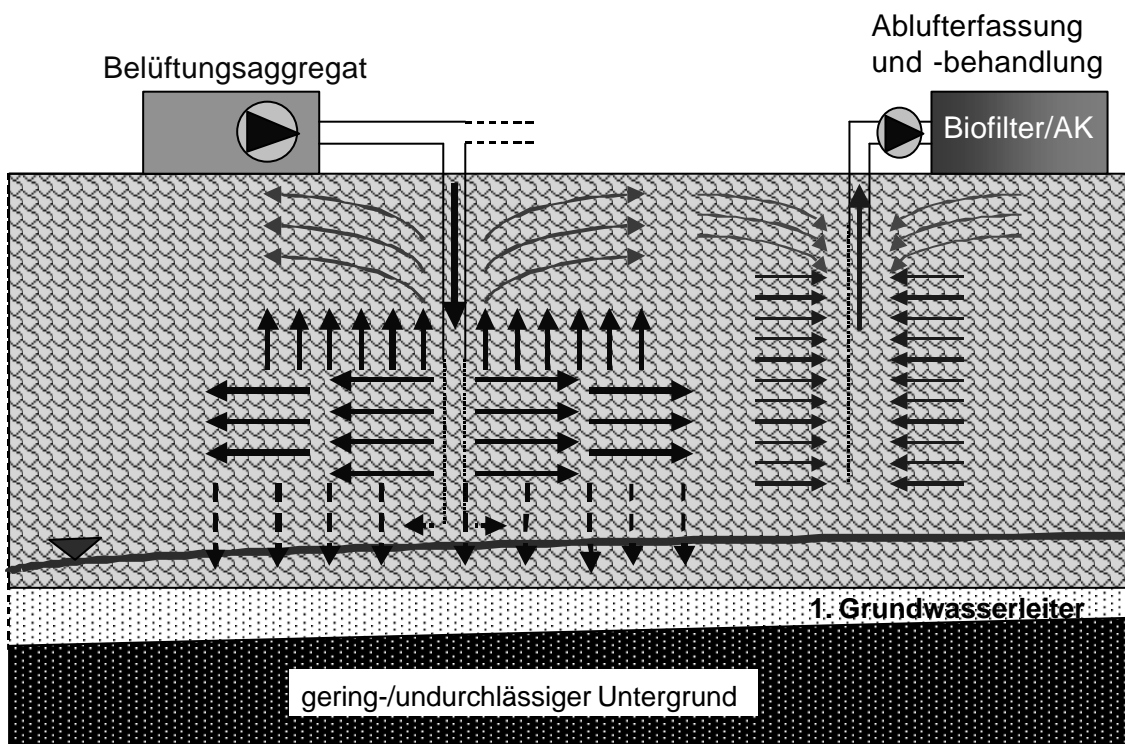


Abb. 1 Grundkonzept der Stabilisierung durch Belüftungsverfahren

Über das Gaserfassungssystem, ebenfalls baugleiche Gasbrunnen, kann die Abluft erfasst und behandelt werden. Zur Abluftbehandlung können Biofilter oder bei Bedarf Aktivkohlefilter oder nichtkatalytische Verfahren eingesetzt werden

144 Untersuchungen zur in situ Belüftung von Abfällen aus Altdeponien im Labormaßstab

Um die grundsätzlichen Auswirkungen der Belüftung auf das Emissionsverhalten von abgelagerten Abfällen zu verdeutlichen, sollen im folgenden Ergebnisse umfangreicher Laboruntersuchungen vorgestellt werden. Im BMBF-Verbundvorhaben „Deponiekörper“ wurden neben Untersuchungen zum Langzeitverhalten von Siedlungsabfalldeponien unter vorwiegend anaeroben Bedingungen bereits eine größere Anzahl von Laborversuchen zur beschleunigten aeroben in situ Stabilisierung durchgeführt, die auf eine Verkürzung der Deponienachsorgephase und auf eine Reduzierung des Nachsorgeaufwandes abzielten (Heyer et al., 1997).

144.1 Auswirkung der in situ Belüftung auf die Sickerwasseremissionen

In Deponiesimulationsreaktoren (DSR) wurden 8 bis 14 Jahre alte Abfallproben, die bei Deponieaufgrabungen gewonnen wurden, in Langzeitversuchen auf ihr Emissionsverhalten untersucht. Dabei kamen unterschiedliche Belüftungsmaßnahmen zum Einsatz, um den grundsätzlichen Einfluss der Belüftung auf die Prozesse im Deponiekörper aufzuzeigen.

Die Versuche im Labormaßstab zeigen, dass durch die Belüftung biologisch abbaubare organische Verbindungen beschleunigt umgesetzt und insbesondere die Stickstoffkonzentrationen im Sickerwasser erheblich reduziert werden können. Unter anaeroben Milieubedingungen bestimmt gerade der Parameter Stickstoff den Aufwand und die Dauer der Nachsorge einer Deponie. In Abbildung 2 wird erkennbar, dass z.B. die Stickstoff-Grenzkonzentration des 51. Anhangs der Rahmen-AVwV in vier belüfteten (sowohl diskontinuierlich als auch kontinuierlich) Deponiesimulationsreaktoren (DSR) etwa um 400 bis 500 Versuchstage eher erreicht wird als unter anaeroben Milieubedingungen. Dazu sind zum Vergleich und zur Bewertung Extrapolationen der Sickerwasserbelastungen der ersten 350 - 450 Versuchstage vorgenommen worden, in denen die Reaktoren anaerob betrieben wurden.

Bei einer Abschätzung der Nachsorgezeiträume, die aus den Ergebnissen der DSR in Verbindung mit idealisierten Annahmen zum Wasserhaushalt auf Deponien hochgerechnet wurden, ergibt sich: Die Nachsorgezeiträume für den Emissionspfad Sickerwasser verkürzen sich bei der in situ Belüftung gegenüber strikt anaeroben Bedingungen mindestens um mehrere Jahrzehnte. Ab dem Zeitpunkt der Belüftung wird z.B. die Reduzierung der Stickstoffkonzentrationen wesentlich von den Belüftungsraten bestimmt und nicht mehr allein vom Wasserhaushalt bzw. dem Wasserdurchsatz.

Bei einer weitgehenden Stabilisierung des Deponiekörpers können sehr geringe Belastungen für den Parameter Stickstoff möglicherweise schon am Ende der Belüftungsphase nach einem bis zwei Jahren erreicht werden.

Die Nachsorgephase ist nach Belüftungsende zwar noch nicht als beendet anzusehen, der Nachsorgeaufwand reduziert sich jedoch ganz erheblich, weil aufwendige Sickerwasserreinigungsmaßnahmen entfallen können. Würde Sickerwasser direkt in den Untergrund versickern, wie es bei Altdeponien ohne Dichtungs- und Drainsystemen der Fall sein kann, wären die umweltbelastenden Auswirkungen deutlich geringer.

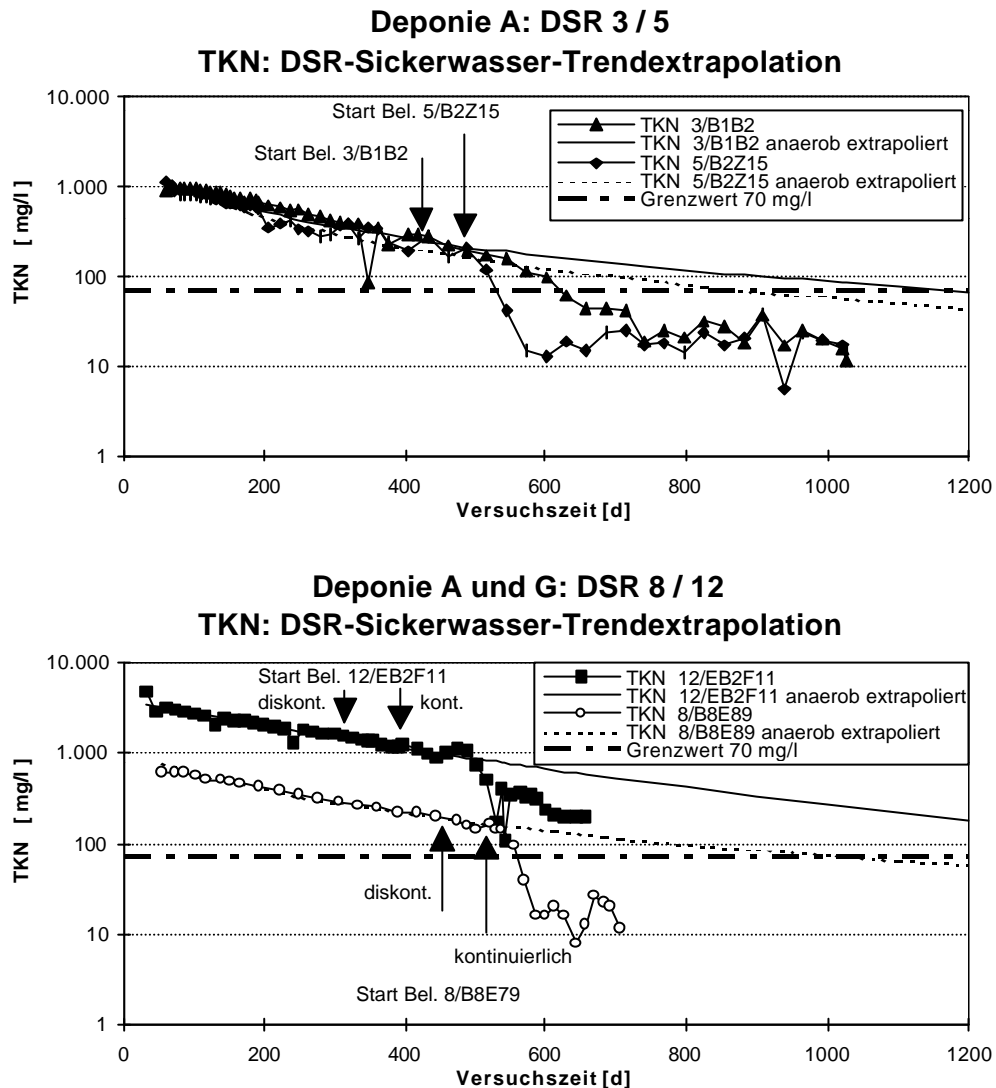


Abb. 2 Extrapolation der TKN-Sickerwasserkonzentrationen unter strikt anaeroben Milieubedingungen und Verlauf des TKN-Gehaltes im DSR-Sickerwasser bei aerober Stabilisierung (Heyer et al., 1997)

Dass die Ergebnisse der Laboruntersuchungen und die darauf aufbauenden Übertragungen auf den großtechnischen Maßstab realistisch sind, wird auch durch die Erfahrungen bei der aeroben biologischen Behandlung von Resthausmüll unterstützt. Dort werden bei mehrmonatiger Behandlungsdauer Reduktionen des mobilisierbaren Stickstoffpotenzials von mehr als 90 % erreicht.

144.2 Auswirkung von Belüftungsverfahren auf die biologischen Abbauprozesse und den Gaspfad

Neben den positiven Auswirkungen auf die Sickerwasserbelastung wird zudem der Kohlenstoffumsatz während der Belüftungsphasen erheblich gesteigert. Beispielsweise lag bei einer Abfallfeststoffprobe (DSR 3, Mischprobe aus 8 und 14 Jahre abgelagerten Abfällen einer Altdeponie) der Kohlenstoffaustrag bzw. der Abbau der organischen Substanz während der Belüftung im einjährigen Belüftungszeitraum bis um den Faktor 5 höher als im Vergleichszeitraum unter anaeroben Bedingungen (Abbildung

3). Dadurch erfolgt eine schnellere Stabilisierung der organischen Substanz, so dass sich das Gefährdungspotenzial der Ablagerungen vermindert.

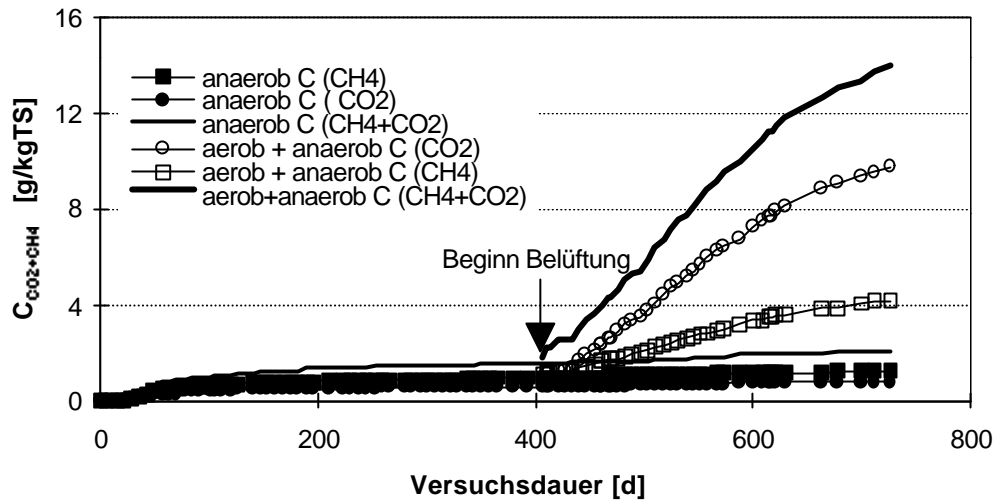


Abb. 3 Kohlenstoffaustrag im Deponiesimulationsreaktor über den Gaspfad bei einer Abfallprobe aus einer Altdeponie

In Abbildung 4, wo die maximalen Kohlenstoffausträge unter aeroben und anaeroben Bedingungen aufgetragen sind, wird deutlich, dass gerade in den DSR, die noch höhere Anteile biologisch verfügbarer Organik enthalten (DSR 1, 3 und 12, siehe Bezeichnung der Proben an der x-Achse), der Kohlenstoffumsatz durch die Belüftung um ein Vielfaches ansteigt. Bei bereits weitgehend stabilisierten Abfällen wie bei den DSR 5 und 8 ist der Effekt entsprechend geringer. Zum Vergleich wurde die Kohlenstofffracht unter anaeroben Bedingungen aus der Deponiegasproduktion bis Belüftungsbeginn für das Zeitintervall der Belüftung extrapoliert.

Mittelschwer- bis schwerabbaubare organische Substanzen, die im anaeroben Milieu nur über sehr lange Zeiträume abgebaut werden, wurden während der Belüftungsphasen verstärkt umgesetzt oder soweit metabolisiert, dass sie anschließend in Zwischenphasen bei Sauerstoffarmut für den anaeroben Abbau zum Teil verfügbar waren. Es erfolgt somit eine beschleunigte Stabilisierung der organischen Substanz.

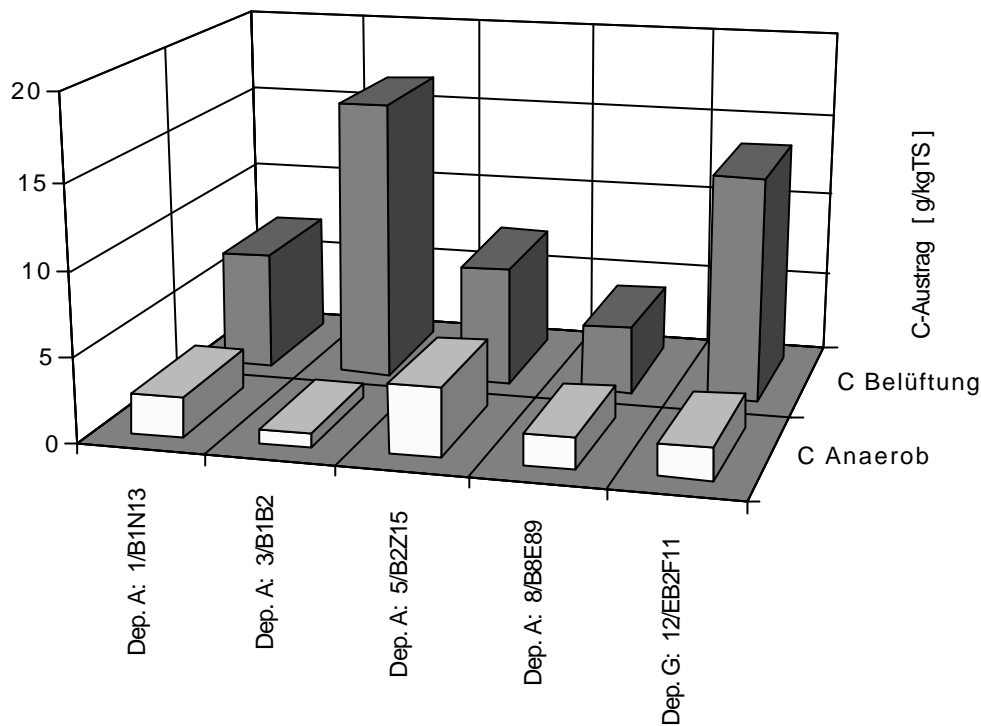


Abb. 4 Vergleich des Kohlenstoffaustrags unter anaeroben Bedingungen und bei Belüftungsmaßnahmen im DSR (Heyer et al., 1997)

145 Untersuchungen zur in situ Belüftung auf einer niedersächsischen Altdeponie

Während anhand der Laboruntersuchungen der Einfluss der Belüftung auf das Emissionsverhalten von Abfallablagerungen erläutert wurde, soll auf der Grundlage von Pilotversuchen auf einer niedersächsischen Altdeponie die technische Durchführung der Belüftung näher betrachtet werden. Die Durchführung wurde mit Mitteln des BMBF gefördert.

145.1 Angaben zur Altdeponie

Die Altdeponie Kuhstedt im Landkreis Rotenburg (Wümme) wurde ursprünglich als Sandgrube genutzt. Tabelle 1 gibt einen Überblick über die Altdeponie, die in vielerlei Hinsicht als typisch für eine große Anzahl von Altdeponien und Altablagerungen gelten kann.

Tab. 1 Allgemeine Angaben zur niedersächsischen Altdeponie Kuhstedt

Betrieb:	Mitte der 60er Jahre bis 1973: unkontrollierte Ablagerung 1973 – Oktober 1987: Betrieb als Übergangsdeponie
Abgelagerte Abfallarten:	Hausmüll, Sperrmüll, hausmüllähnliche Gewerbeabfälle, Bauschutt
Gesamtfläche:	ca. 3,2 ha
Höhe über Gelände:	ca. 8 - 10 m
Volumen:	ca. 220.000 m ³
Einbindetiefe in den Boden:	ca. 2 - 3 m
Basisabdichtung:	keine
Entgasungseinrichtung:	keine
Oberflächenabdichtung/ -abdeckung:	provisorisch: Teilbereiche wurden mit Mutterboden abgedeckt und angesät; eine endgültige Abdeckung ist bisher nicht erfolgt

Aufgrund von Sickerwasseraustritten im Jahr 1987 wurde 1988 eine Gefährdungsabschätzung durchgeführt. Sie ergab ein hohes Gefährdungspotenzial durch die abgelagerten Abfälle, das sich vor allem begründet in:

- Grundwasser-, Stauwasser- und Bodenverunreinigungen,
- dem Fehlen von Sperrschichten und Abdichtungen,
- dem Schadstoffpotenzial oberhalb des Grundwasserleiters und
- den Schadstoffaustrag über den Grundwasserleiter, u.a. in Oberflächengewässer.

145.2 Belüftungsversuche zur beschleunigten aeroben Stabilisierung der Altdeponie

Das Ziel der Vorversuche war die Überprüfung, ob aufgrund der spezifischen Situation des Deponiekörpers die Durchführbarkeit einer beschleunigten aeroben Stabilisierung technisch möglich ist. Um dieses einschätzen zu können, wurden unterschiedliche Untersuchungen durchgeführt, u.a. **Belüftungs- und Absaugversuche** mit unterschiedlichen Volumenströmen.

Um die Druckverhältnisse und Luftbewegungen im Deponiekörper während der Absaugung und besonders während der Belüftung bestimmen zu können, wurden 16 Gaspegel in unterschiedlichen Abständen (von 5 m bis zu 60 m) und Richtungen von einem Belüftungsbrunnen gesetzt.

145.3 Ergebnisse der Belüftungs- und Absaugversuche auf der Altdeponie

Die Belüftungs- und Absaugversuche auf der Altdeponie Kuhstedt zeigen, dass Über- bzw. Unterdruckfelder in Abhängigkeit von der abgesaugten/zugeführten Luftmenge und den Durchlässigkeiten des Untergrundes induziert werden können. Mit geringen Überdrücken am Belüftungsbrunnen konnte eine sehr gleichmäßige Aerobisierung des Deponiekörpers erzielt werden. Dabei zeigte sich, dass die Drücke nach wenigen Minuten Belüftungsdauer einen quasi-stationären Zustand erreichten. Abbildung 5 zeigt z.B. die Druckverteilung in Abhängigkeit vom Abstand der Gaspegel vom Belüftungsbrunnen. Auch in 60 m Entfernung war trotz der geringen Überdrücke am Belüftungsbrunnen noch eine Beeinflussung des Gashaushalts zu erkennen.

Ferner konnte an einem Grundwasserbeobachtungspegel, der unterhalb des Deponiekörpers verfiltert ist, eindeutig nachgewiesen werden, dass die ungesättigte Bodenzone zwischen Deponiekörper und Grundwasserleiter mit der Belüftung erreicht wird. Eine gewisse Sauerstoffanreicherung des Grundwassers über Diffusionsprozesse wird damit möglich.

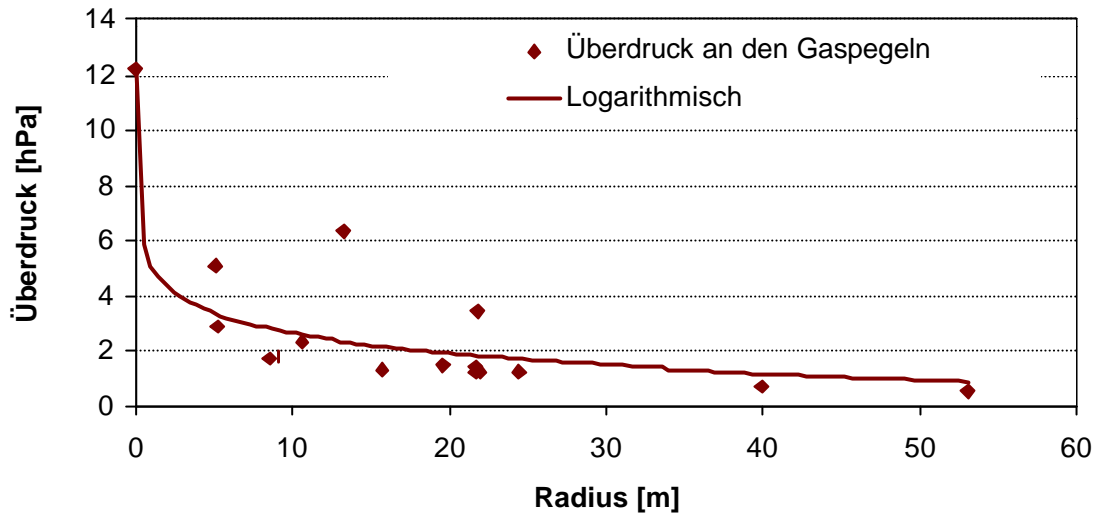


Abb. 5 Druckverteilung im Deponiekörper in Abhängigkeit vom Abstand der Gaspegel vom Belüftungsbrunnen (Dalheimer et al., 1998)

Auswirkung der Belüftung auf den Gashaushalt

Die Belüftung wurde diskontinuierlich im mehrstündigen Tagbetrieb durchgeführt. Die Messungen der Gaszusammensetzung während der Belüftungs- und Absaugversuche zeigen deutlich, dass eine Umstellung des Gashaushalts auf aerobe Verhältnisse möglich ist. Die Methangehalte nahmen sehr schnell ab. Die Änderung des Verhältnisses Methan zu Kohlendioxid zugunsten des Kohlendioxids ist auf eine beginnende Methanoxidation sowie die Kohlendioxidproduktion durch die Veratmung des zugeführten Sauerstoffs zurückzuführen. Ferner waren erste Auswirkungen auf das Sickerwasser im Deponiekörper festzustellen wie z.B. eine Veränderung des pH-Werts und der Redoxverhältnisse.

146 Die technische Umsetzung zur Niederdruck - in situ Belüftung

Das **technische Grundkonzept** der Belüftung besteht darin, über ein System von Gasbrunnen mit einer aktiven Belüftung soviel Luftsauerstoff in den Deponiekörper einzubringen, dass eine beschleunigte aerobe Stabilisierung der abgelagerten Abfälle erzielt wird. Gleichzeitig wird die schwachbelastete Abluft über weitere Gasbrunnen kontrolliert erfasst und behandelt. Die Belüftung erfolgt mit niedrigen Drücken und wird kontinuierlich an den Sauerstoffbedarf angepasst, so dass der Energieverbrauch gering ist und fortlaufend optimiert wird.

In Abbildung 6 ist die Anordnung der technischen Einrichtungen zur Belüftung und Ablufterfassung auf der Altdeponie Kuhstedt dargestellt.

Jeder **Gasbrunnen** ist über eine Einzelleitung mit einer Verteilerstation verbunden. Dort kann die Einzelleitung sowohl an das Verteilersystem zur Belüftung als auch an das Gassammelsystem zur Ablufterfassung angeschlossen werden.

Belüftung über Gasbrunnen: Über den eingestellten Überdruck bzw. das zugeführte Luftvolumen wird die Aerobisierung des Einflussbereichs des jeweiligen Gasbrunnens sichergestellt.

Ablufferfassung an einem Gasbrunnen: Über den eingestellten Unterdruck wird innerhalb des Einflussbereichs des Gasbrunnens die Abluft kontinuierlich abgesaugt, so dass unkontrollierte Abluftemissionen über die Deponieoberfläche bzw. Gasmigration über den Bodenluftpfad in den angrenzenden Untergrund auf einem tolerierbar niedrigen Niveau gehalten werden.

Das **Verteilersystem zur Belüftung** ist über die Hauptversorgungsleitung mit der Verdichterstation zur Belüftung verbunden. Das **Gassammelsystem zur Ablufferfassung** ist in jeder Verteilerstation mit einer Kondensatabscheidung versehen und über die Hauptabsaugleitung mit dem Verdichtersystem zur Ablufferfassung verbunden. Von dort wird die Abluft den Reinigungsstufen (Biofilter, ggf. Aktivkohlefilter oder nichtkatalytische Verbrennung) zugeführt.

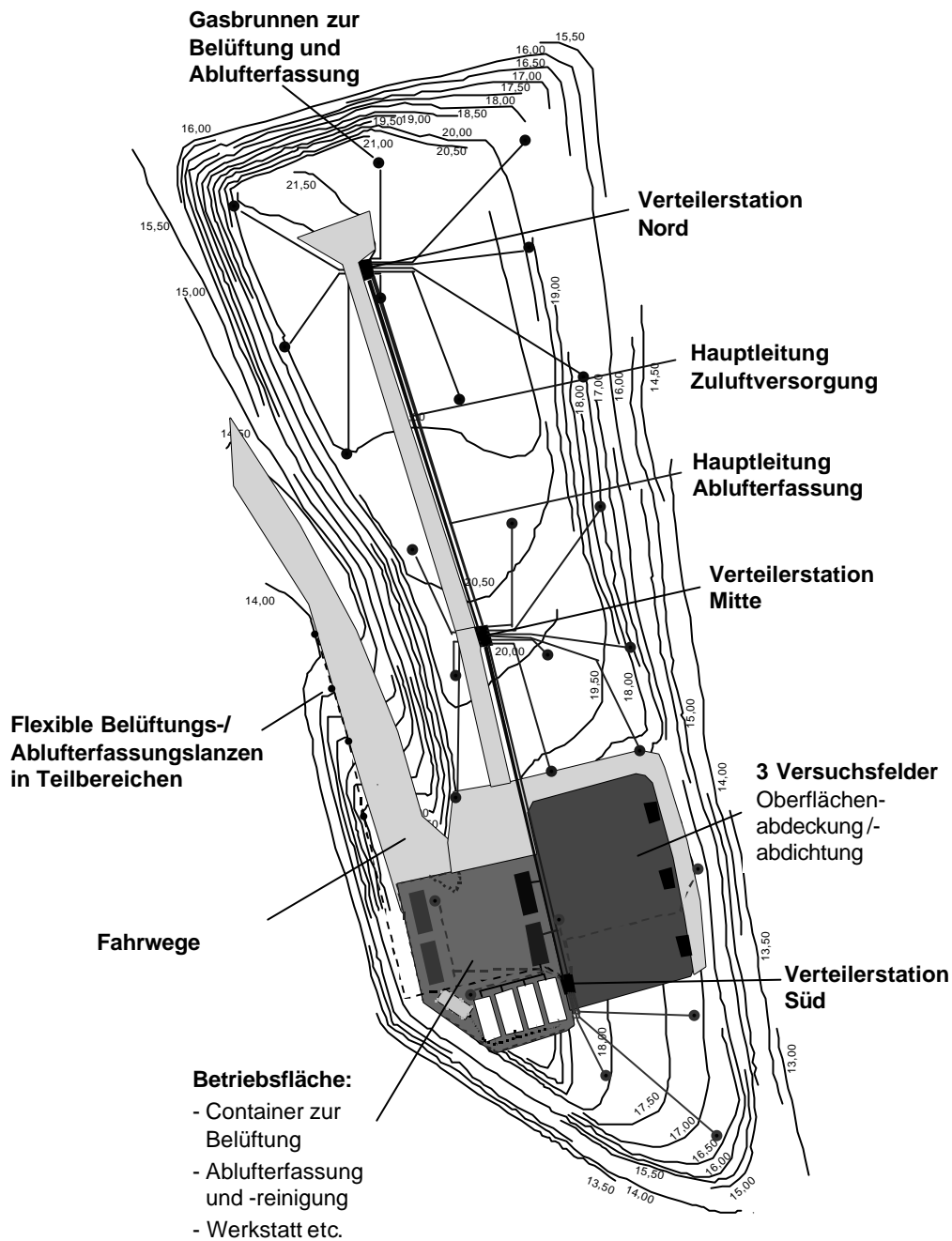


Abb. 6 Gesamtkonzept der baulichen Einrichtungen zur in situ Stabilisierung der Altdeponie Kuhstedt (Heyer et al., 2000)

Zusätzlich zu den technischen Einrichtungen zur Belüftung und Ablufferfassung werden auf der Altdeponie Kuhstedt **3 Versuchsfelder** für die Überprüfung von alternativen **Oberflächenabdeckungen** angelegt.

Zur Gestaltung der Versuchsfelder werden hauptsächlich die Ergebnisse einer Studie, in der unterschiedliche **alternative Oberflächenabdeckungssysteme** mit Hilfe des Simulationsprogramms HELP entwickelt und überprüft wurden, herangezogen (Ifas, 1999). Daneben werden Richtlinien und Erfahrungen vergleichbarer Untersuchungen und F&E Vorhaben einbezogen. Untersuchungsschwerpunkt wird die Gestaltung der Rekultivierungsschicht sein, die zum einen als Wasserhaushaltsschicht und

zum anderen als Methanoxidationsschicht fungieren soll. Die Oberflächenabdeckungssysteme werden wartungsarm und dauerhaft funktionsfähig ausgebildet.

147 Schlussfolgerungen und Ausblick

Die aerobe in situ Stabilisierung bestehender Deponien ist wie die mechanisch biologische Vorbehandlung ein geeignetes Verfahren, um Siedlungsabfälle kontrolliert in einen emissionsarmen Zustand zu überführen.

Die **in situ Belüftung** ordnet sich wie die Oberflächenabdeckung/-abdichtung als wesentliches Element einer **Maßnahmenkette** sowohl zur Sanierung von Altablagerungen als auch zum Abschluss von Betriebsdeponien und zur Überführung in die Deponienachsorge ein. Beide Maßnahmen sind unter Berücksichtigung der Randbedingungen des Deponiestandorts aufeinander abzustimmen.

Da die in situ Stabilisierung über längere Zeiträume (etwa 1,5 – 2 Jahre) durchgeführt werden soll, ist der Energiebedarf der Belüftungsaggregate neben den Investitionskosten als ein bedeutender Kostenfaktor zu berücksichtigen. Um diese und weitere Fragestellungen mit einer wissenschaftlichen Begleitung zu untersuchen, wird die in situ Stabilisierung der Altdeponie Kuhstedt vom BMBF/UBA als F&E-Vorhaben gefördert. Ziel ist es, dieses kostengünstige, in der technischen Durchführung allerdings auch anspruchsvolle Verfahren soweit zu entwickeln, dass es auf vielen Deponien und Altablagerungen eingesetzt werden kann.

Bei der Altdeponie Kuhstedt stehen die Baumaßnahmen unmittelbar bevor, so dass noch im Jahr 2000 der Belüftungs- und Abluftfassungsbetrieb aufgenommen wird. Für die in situ Stabilisierung einer Altdeponie in Brandenburg, die bis 1998 mit Siedlungsabfällen verfüllt wurde, läuft derzeit das Genehmigungsverfahren. Auch auf einer bebauten Altdeponie in Bayern soll dieses innovative Verfahren angewendet werden, um eine Gefährdung der Bebauung zu vermeiden und die weitere Nutzung für Freizeitanlagen zu ermöglichen.

Die vorgestellten Ergebnisse und Erfahrungen zeigen, dass diese Ziele durch in situ Stabilisierungsmaßnahmen erreicht werden können. Wenn auch das Grundprinzip der Belüftung einfach ist, so handelt es sich bei der technischen Umsetzung auf Deponien und Altablagerungen um eine anspruchsvolle Aufgabe. So sind auf jeden Fall Voruntersuchungen für eine fundierte und standortspezifische Konzeptionierung und Planung der Belüftungsmaßnahmen und der anschließenden Aufbringung einer Oberflächenabdeckung notwendig.

148 Literatur

- Anonymus 1993. Dritte Allgemeine Verwaltungsvorschrift zum Abfallgesetz (TA Siedlungsabfall) vom 14. Mai 1993, Technische Anleitung zur Verwertung, Behandlung und sonstigen Entsorgung von Siedlungsabfällen, Bundesanzeiger Nr. 99a, 1993.
- Anonymus 1996. Anhang 51: Oberirdische Ablagerung von Abfällen. Allgemeine Rahmen-Verwaltungsvorschrift über Mindestanforderungen an das Einleiten von Abwasser in Gewässer, 1996.
- Dalheimer, F., Heerenklage, J. 1998. Voruntersuchungen zur Belüftung einer niedersächsischen Altablagerung zur Beantragung eines BMBF-Vorhabens. Forschungsbericht. TU Hamburg-Harburg. Arbeitsbereich Abfallwirtschaft. Unveröffentlicht.
- Heyer, K.-U., Stegmann, R. 1997. Langfristiges Gefährdungspotential und Deponieverhalten von Ablagerungen. Bericht zum Teilvorhaben TV 4 im BMBF-Verbundvorhaben „Deponiekörper“, Projektträger PTAWAS (Umweltbundesamt Berlin), unveröffentlicht.
- Heyer, K.-U., Stegmann, R., Kabbe, G., Dohmann, M. 1998. Emissionsverhalten von Deponien und Altablagerungen in den alten Bundesländern. In: Entwicklungstendenzen in der Deponietechnik, 1. Hamburger Abfallwirtschaftstage 28.-29. Januar 1998, Hamburger Berichte, Band 12, Hrsg.: R. Stegmann, G. Rettenberger, Economica Verlag Bonn. 25-50.

- Heyer, K.-U., Stegmann, R. 1999. Verkürzung der Nachsorgephase durch in situ Stabilisierung. In: Nachsorge von Deponien - Maßnahmen, Dauer, Kosten. G. Rettenberger, B. Bilitewski, R. Stegmann (Hrsg.). Abfall aktuell, Band 2, S. 137 - 164, 1999
- Heyer, K.-U., Hupe, K., Stegmann, R. 2000. Erfahrungen und technische Umsetzung der in situ Belüftung von Deponien und Altablagerungen. in: Deponietechnik 2000, Hamburger Berichte zur Abfallwirtschaft, Band 16, Hrsg.: R. Stegmann, G. Rettenberger, W. Bidlingmaier, H.-J. Ehrig, Verlag Abfall aktuell Stuttgart, S. 241-258
- Ifas 1999. Entwicklung alternativer Oberflächenabdeckungssysteme mit dem Simulationsprogramm HELP. Vorstudie im Rahmen des BMBF-Vorhabens „Beschleunigte aerobe In Situ Stabilisierung der Altablagerung Kuhstedt zur Minderung des Kosten- und Nachsorgeaufwandes“, Ingenieurbüro für Abfallwirtschaft, Prof. R. Stegmann und Partner, unveröffentlicht
- Leikam, K., Heyer, K.-U., Stegmann, R. 1998. Einflussnahme auf das Deponieverhalten durch In-Situ Stabilisierung. In: Entwicklungstendenzen in der Deponietechnik, 1. Hamburger Abfallwirtschaftstage 28.-29. Januar 1998, Hamburger Berichte, Band 12, Hrsg.: R. Stegmann, G. Rettenberger, Economica Verlag Bonn.

Anschrift der Autoren:

Dipl.-Ing. Kai-Uwe Heyer
Dr.-Ing. Karsten Hupe

Prof. Dr.-Ing. Rainer Stegmann,

Ingenieurbüro für Abfallwirtschaft
Prof. R. Stegmann und Partner
Nartenstraße 4a
21079 Hamburg

Arbeitsbereich Abfallwirtschaft
TU Hamburg-Harburg
Harburger Schloßstraße 37
21071 Hamburg

Einsatzpotentiale der mechanisch-biologischen Abfallbehandlung in Entwicklungsländern

E. Hüttner, F. Kebekus

149 Einleitung

Die Veränderung der Lebensgewohnheiten sowie die zunehmende Verstädterung und Industrialisierung in vielen Entwicklungsländern wirkt sich auch auf die Abfallmenge und Abfallzusammensetzung aus. Traditionelle Formen der Abfallverwertung und Entsorgung, wie der Einsatz als Viehfutter oder das Vergraben der häuslichen Abfälle, stoßen insbesondere in städtisch strukturierten Gebieten in Betracht steigender Abfallmengen und wachsender Verpackungs- und Sondermüllanteile im Abfall an ihre Grenzen. Vielerorts kommt es zu einer unzureichenden Einsammlung und einer unsachgemäßen Entsorgung der Abfälle. Dennoch wird oft ein bedeutender Anteil des kommunalen Budgets für die Abfallwirtschaft ausgegeben, der meistens kaum über Gebühren gedeckt ist, sondern zum größten Teil subventioniert wird. Dabei ist zu beobachten, dass die relativ hohen Kosten der Abfallwirtschaft häufig durch mangelnde Effizienz und schlechtes Management mitverursacht sind.

Im Vergleich zu den anderen Bereichen der Abfallwirtschaft fließen in die Entsorgung üblicherweise nur geringe finanzielle Mittel. Dies führt dazu, dass der Abfall meist einfach nur abgekippt und verteilt wird und die unkontrollierte Ablagerung in vielen Ländern die häufigste Form der Abfallentsorgung darstellt. Den meisten Müllkippen fehlt es an einer angemessenen Ausstattung und ausgebildetem Personal. Eine Basisabdichtung sowie eine Sickerwasser- und Deponiegasfassung gibt es in der Regel nicht. Oft kommt es auch zu wilden Abfallablagerungen an Flussufern, Straßenrändern oder auf anderen ungenutzten Flächen.

Obwohl die direkten finanziellen Aufwendungen gering sind, verursacht diese Entsorgungspraxis hohe Kosten, welche von der Gesellschaft zu tragen sind. Die unkontrollierte Abfallablagerung bedroht die Gesundheit der Bevölkerung und schadet nachhaltig den natürlichen Ressourcen durch die Kontamination von Wasser und Boden sowie durch die Freisetzung von klimarelevantem Deponiegas. Geruch, Schädlinge und Brände wirken sich negativ auf die unmittelbare Umgebung aus. Aus diesen Gründen regt sich zunehmend der Widerstand gegen die Müllkippen, und es fällt immer schwerer,

regt sich zunehmend der Widerstand gegen die Müllkippen, und es fällt immer schwerer, geeignete und von der Bevölkerung akzeptierte Standorte für Deponien bzw. Müllkippen zu finden.

Auch wenn in Entwicklungsländern die beschriebene abfallwirtschaftliche Situation nur eines von vielen Problemen darstellt, kommt es langsam zu Verbesserungen. Der Prozess der Dezentralisierung in vielen Ländern, der wachsende Problemdruck und ein steigendes Umweltbewusstsein bei politischen Entscheidungsträgern bewirken vermehrt die Einführung einer geordneten Abfallwirtschaft. Aufgrund der jeweiligen soziokulturellen, strukturellen, ökonomischen und ökologischen Rahmenbedingungen ist es in der Regel jedoch nicht möglich, dabei technisch aufwendige und komplexe Lösungen aus Industrieländern unmittelbar zu übernehmen. Die lokalen, abfallwirtschaftlich relevanten Verhältnisse unterscheiden sich teilweise signifikant von denen in Industrieländern.

Ein solcher Unterschied ist der Wertstoffsektor, welcher häufig für die Abfallwirtschaft in Entwicklungsländern von großer Bedeutung ist. In der Regel besteht er aus einem komplexen, fein aufeinander abgestimmten Gefüge der unterschiedlichsten Akteure, welche die Wertstoffe sammeln, umschlagen, aufbereiten und verwerten. Hervorzuheben sind die Wertstoffsammler, meist Einzelpersonen, die vor und während der Sammlung sowie bei der Abfallablagerung Wertstoffe manuell aus dem Abfall separieren und in der Regel an Zwischenhändler weiterverkaufen. Oft ist ihr sozialer Hintergrund derart, dass ihnen nur die Wertstoffauslese unter schlechten Arbeitsbedingungen als Einkommensquelle bleibt. Viele Wertstoffsammler leben unter schlechten hygienischen Bedingungen auf oder in unmittelbarer Nachbarschaft der Müllkippen.



Abb. 1 Müllsammelcrew beim Aus-sortieren von Wertstoffen



Abb. 2 Wertstoffsammler auf der Deponie

Neben ihrer Bedeutung als Einkommensquelle für relativ viele Personen aus den unteren sozialen Schichten führt die Wertstoffauslese auch zu einer deutlichen Reduzierung der zu entsorgenden Abfallmengen. Darüber hinaus spielt der Wertstoffmarkt eine wichtige Rolle als Materialquelle für die Industrie in vielen Entwicklungsländern.

Ein weiterer abfallwirtschaftlich relevanter Unterschied zwischen Industrie- und Entwicklungsländern sind die Abfallzusammensetzungen und damit die Eigenschaften der Abfälle. Nachfolgende Tabelle gibt einige Beispiele für unterschiedliche Abfallzusammensetzungen in verschiedenen Ländern:

Tab. 1: Beispiele für Abfallzusammensetzungen (in % Feuchtgewicht)

Fraktion	Industrie- länder ¹⁾	Mexiko City, Mexiko ²⁾	Phitsanulok, Thailand ³⁾	Dhaka, Bangladesh ⁴⁾
Organische Abfälle	20 - 50	60	61	84
Papier, Karton	15 - 40	12	5	6
Kunststoffe	2 - 10	4	26	2
Glas	4 - 10	3	2	3
Metall	3 - 13	1	1	3
Sonstige	5 - 40	20	5	2

¹⁾ (Cointreau, 1982); ²⁾ (Diaz et al., 1999); ³⁾ (Dilewski et al., 2000); ⁴⁾ (Hoornweg et al., 1999)

Für die Abfallzusammensetzung in Entwicklungsländern ist meist ein hoher organischer Anteil charakteristisch, welcher zu einer höheren Dichte und einem höheren Wassergehalt im Vergleich zu Abfällen aus Industrieländern führt. Dies ist bei der Auswahl von Abfallbehandlungs- und Entsorgungsoptionen entsprechend zu berücksichtigen.

Eine solche Abfallbehandlungsmöglichkeit stellt die mechanisch-biologische Abfallbehandlung dar, welche in Europa als Alternative bzw. Ergänzung zur thermischen Abfallbehandlung eingesetzt wird. Durch die Ausschleusung von Stoffströmen und die Vorwegnahme von biologischen Abbauprozessen unter kontrollierten Bedingungen führt sie zu einer Verringerung der abzulagernden Abfallmenge. Daneben kommt es zu einer Reduzierung des Emissionspotentials und einer Verbesserung des Einbauverhaltens des vorbehandelten Materials im Vergleich zu unbehandeltem Restabfall.

Aufgrund meist höherer Durchschnittstemperaturen und organischer Anteile im Restabfall liegt die Vermutung nahe, dass mit der mechanisch-biologischen Abfallbehandlung in Entwicklungsländern eine zusätzliche Möglichkeit eröffnet werden kann, nachhaltige und wirtschaftlich tragbare Entsorgungslösungen umzusetzen.

150 Das Projekt

Um die Einsatzpotentiale dieser Technologie in Entwicklungsländern zu untersuchen und zu bewerten, wurde die Deutsche Gesellschaft für Technische Zusammenarbeit (GTZ) GmbH mit der Durchführung des überregionalen Vorhabens „Förderung der mechanisch-biologischen Abfallbehandlung“ vom Bundesministerium für wirtschaftliche Zusammenarbeit und Entwicklung (BMZ) beauftragt.

Dabei vertritt das Projekt die Ziele und Grundprinzipien der deutschen Entwicklungspolitik und folgt dem Leitbild der nachhaltigen Entwicklung, dem Verständnis von Entwicklungszusammenarbeit als Hilfe zur Selbsthilfe. Deshalb ist bei der Projektdurchführung auch eine Berücksichtigung von sozio-ökonomischen Einflussfaktoren und die Förderung von nachhaltigen sozialen, wirtschaftlichen und umweltpolitischen Rahmenbedingungen, die marginalisierte Gruppen und ihre Beteiligung am Entwicklungsprozess begünstigen, von Bedeutung.

Das Projekt beabsichtigt, folgende Produkte und Leistungen zur mechanisch-biologischen Abfallbehandlung in Entwicklungsländern zu verwirklichen:

- fremdsprachiges Informationsmaterial (Videofilm, Infomappe, Homepage)
- Decision-Makers-Guide, Kostenkalkulationsprogramm

- Machbarkeitsuntersuchungen, Technikalternativenvergleiche, Marktstudien, Studien zu sozioökonomische Aspekten
- Aus- und Fortbildung von deutschen und internationalen Fachkräften

Dazu sollen durch die Planung, Umsetzung und fachliche Begleitung von Pilotanwendungen der mechanisch-biologischen Abfallbehandlung in Entwicklungsländern technische und ökonomische Leistungsmerkmale an praktischen Beispielen untersucht und bewertet werden. Hierbei kooperiert das Projekt eng mit anderen Akteuren aus der deutschen Wirtschaft und Forschung sowie mit kommunalen Stadtverwaltungen in den jeweiligen Ländern. Derzeit gibt es Pilotstandorte in Brasilien (Sao Sebastiao, Ilhabela), Syrien (Al-Salamieh) und Thailand (Phitsanulok).

151 Bisherige Erfahrungen

Nicht zuletzt aufgrund der unzureichenden Deponiestandards in Entwicklungsländern gibt es dort bisher keine Erfahrungen mit dem Betrieb von mechanisch-biologischen Abfallbehandlungsanlagen im europäischen Sinn. Jedoch sind auch die Erfahrungen der Gesamtabfallkompostierung sowie anderer biologischer Behandlungsverfahren für die Bewertung der Einsatzpotentiale der mechanisch-biologischen Abfallbehandlung in Entwicklungsländern relevant. Des weiteren liegen aus den Aktivitäten des Projektes an den Pilotstandorten erste Ergebnisse vor.

In eine mechanisch-biologische Abfallbehandlung gelangen Restabfälle, welche nach einer Vermeidung und stofflichen Verwertung abgelagert werden müssen. Dabei können folgende Zielsetzungen verfolgt werden:

- Separierung von Fraktionen zur stofflichen Verwertung
- Abtrennung oder Anreicherung eines heizwertreichen Teilstromes zur thermischen Verwertung
- Konditionierung der Restabfälle durch biologische Behandlung zur nachfolgenden Ablagerung

Während in Industrieländern vor allem die stoffstromspezifische Behandlung im Vordergrund steht und es häufig zur Ausschleusung einer heizwertreichen Fraktion kommt, ist die Zielsetzung in Entwicklungsländern überwiegend die Verbesserung der Ablagerungssituation unter Berücksichtigung der Rückgewinnung von Wertstoffen.

Die mechanisch-biologische Abfallbehandlung kann nur effektiv und nachhaltig als integrierter Bestandteil einer geordneten Abfallwirtschaft eingesetzt werden. Da aber die Abfallwirtschaft in vielen Entwicklungsländern Defizite aufweist, sind oft Verbesserungen der Abfallwirtschaft als Vorstufe oder Ergänzung zu einer mechanisch-biologischen Abfallbehandlung nötig.

Zur Bewertung der Einsatzpotentiale und der Nachhaltigkeit einer mechanisch-biologischen Abfallbehandlungsanlage unter den jeweiligen lokalen Rahmenbedingungen ist die Kenntnis der vorhandenen abfallwirtschaftlichen Situation und Einflussfaktoren notwendig. Häufig ist jedoch die entsprechende Datenlage in Entwicklungsländern qualitativ und quantitativ unzureichend, so dass für eine fundierte Einschätzung meist eine umfangreiche Datenrecherche nötig ist.

Bei der Umsetzung einer mechanisch-biologischen Abfallanlage ist eine Anpassung der Technologie durch Pilotversuche an die örtlichen Gegebenheiten aufgrund klimatischer und abfallwirtschaftlicher Einflussfaktoren, wie Regen- und Trockenzeiten oder Abfallzusammensetzung und -eigenschaften, unumgänglich. So stellt sich beispielsweise derzeit beim Pilotstandort in Phitsanulok/Thailand die Frage, ob überhaupt eine Rotte als biologische Behandlung aufgrund sehr geringer Strukturanteile im Restabfall möglich ist.

Daneben ist bei der Einführung einer mechanisch-biologischen Abfallbehandlung in Entwicklungsländern begleitend auch eine Anpassung und Stärkung von Know-how, Organisationsstrukturen, rechtliche und politische Rahmenbedingungen etc. notwendig, um sicher zu stellen, dass diese Technologie

längerfristig mit Erfolg eingesetzt werden kann. Insbesondere den Personalqualifikationen kommt in diesem Zusammenhang eine Schlüsselfunktion zu.

Ferner ist zu beachten, dass sich eine mechanisch-biologische Abfallbehandlung auf den Wertstoffsektor auswirkt. Da erst die auf der Deponie angelieferten Restabfälle behandelt werden, wird die Wertstoffauslese vor und während der Sammlung nur indirekt beeinflusst. Zum einen können sich die Aussortierung und der Verkauf von Wertstoffen in der mechanischen Stufe auf den Wertstoffmarkt und die Preise auswirken. Zum anderen kann es zu Interessenskonflikten kommen, wenn Betreiber der Vorbehandlungsanlage nach Tonnage bezahlt werden und dementsprechend an möglichst hohen angelieferten Abfallmengen interessiert sind.

Direkte Auswirkungen hat die mechanisch-biologische Abfallbehandlung jedoch auf diejenigen Wertstoffsammler, welche auf der Deponie bzw. Müllkippe tätig sind. Im Allgemeinen werden eine Vorbehandlung und ein geregelter Einbau bei gleichzeitiger Aktivität dieser Wertstoffsammler nicht möglich sein. Dennoch sollte versucht werden, negative Auswirkungen auf diese Gruppe zu vermeiden und positive zu fördern. Dazu kann für sie im Vorfeld der mechanisch-biologischen Abfallbehandlung eine Gelegenheit geschaffen werden, den Abfall beispielsweise auf separaten Flächen nach Wertstoffen zu durchsuchen. Eine weitere Möglichkeit besteht darin, sie in der mechanischen Stufe zur Stoffstromaufteilung einzubinden. Dabei ist jedoch zu beachten, dass Wertstoffsammler durchaus nicht immer ein Interesse an formalisierten und geregelten Arbeitsverhältnissen haben.

Ein wichtiger Entscheidungsfaktor für das Einsatzpotential der mechanisch-biologischen Abfallbehandlung sind die Kosten. Die spezifischen Behandlungskosten liegen in Deutschland je nach Anlagentechnik, Durchsatz, Auslastung und Zielsetzung zwischen ca. 20 DM/Mg und 160 DM/Mg (VKS et al., 2000). Es ist zu erwarten, dass die Kosten in Entwicklungsländern durch geringere Personal- und Baukosten niedriger sein werden. Auch ist zu berücksichtigen, dass evtl. Wertstoffe verkauft und Deponien länger betrieben werden können. Dennoch wird es in der Regel durch die Einführung einer mechanisch-biologischen Abfallbehandlung zu einer Kostensteigerung kommen. Kommunale Stadtverwaltungen in Entwicklungsländern haben jedoch oft kaum einen Spielraum zur Erhöhung der Aufwendungen für die Abfallwirtschaft.

Aus den bisherigen Erfahrungen des Projektes lässt sich schlussfolgern, dass die mechanisch-biologische Abfallbehandlung unter bestimmten lokalen Verhältnissen einen sinnvollen Beitrag zur Verbesserung der Entsorgungssituation in Entwicklungsländern leisten kann, insbesondere wenn Standortfindungs- und Akzeptanzprobleme für Deponien bzw. Müllkippen vorliegen. Als Beispiel für den möglichen Einsatz einer mechanisch-biologischen Abfallbehandlung sei auf den Pilotstandort in Phitsanulok/Thailand verwiesen. Dort existiert bereits eine Deponie mit Basisabdichtung und Sickerwasserfassung, in welche die entsprechenden finanziellen Mittel investiert wurden. Aufgrund eines defizitären Deponiebetriebes, geringer erreichter Einbaudichten sowie dem Einbau erheblicher Mengen an organischen Abfällen wird diese Deponie innerhalb weniger Jahre verfüllt sein, so dass es sich - abgesehen von ökologischen Gründen - wahrscheinlich auch finanziell lohnen würde, den Abfall mechanisch-biologisch vorzubehandeln.

152 Ausblick

Die Erreichung von hohen Umweltstandards bei der Abfallablagerung, wie sie beispielsweise aus Deutschland bekannt sind, kann für Entwicklungsländer nur ein langfristiges Ziel darstellen. Derzeit geht es vielmehr um die schrittweise Verbesserung der Situation, insbesondere in Anbetracht der vielfältigen anderen Probleme, mit welchen diese Länder zu kämpfen haben.

Ob, wann und wie eine mechanisch-biologische Abfallbehandlung zur angepassten und nachhaltigen Verbesserung der Ablagerungssituation in Entwicklungsländern beitragen kann, soll im Rahmen des Projektes noch eingehender betrachtet und bewertet werden. Besondere Schwerpunkte werden dabei auf dem Bereich Kosten und auf der Berücksichtigung des Wertstoffsektors liegen. Des weiteren wer-

den in ersten Pilotversuchen in Brasilien, Thailand und Syrien eine Erprobung und Anpassung der Technologie an die unterschiedlichen Gegebenheiten in Entwicklungsländern erfolgen.

Eine Stärkung des Verständnisses in Entwicklungsländern für eine mechanisch-biologische Abfallbehandlung sowie die Möglichkeiten ihrer sinnvollen Integration in die Abfallwirtschaft ist dabei ebenso notwendig wie die Sensibilisierung in Industrieländern für die abfallwirtschaftlichen Rahmenbedingungen in Entwicklungsländern.

153 Literaturverzeichnis

- Cointreau, S.J. (1982): Environmental Management of Urban Solid Wastes in Developing Countries: A Project Guide; Urban Development Technical Paper No. 5, World Bank, Washington DC.
- Diaz, L.F., Savage, G.M. & Eggerth, L.L. (1999): Overview of Solid Waste Management in Economically Developing Countries; in: Proceedings of the International Conference ORBIT 99 on Biological Treatment of Waste and the Environment, p. 749-758.
- Dilewski, G., Janikowski, G. & Kebekus, F. (2000): Untersuchungen zur Machbarkeit einer mechanisch-biologischen Restabfallbehandlungsanlage in Phitsanulok/Thailand; GTZ.
- Hornweg, D. & Thomas, L. (1999): What A Waste: Solid Waste Management in Asia; Urban & Local Government Working Paper Series No. 1, World Bank, Washington DC.
- Verband der Kommunalen Abfallwirtschaft und Stadtreinigung e.V. (VKS) in Verbindung mit der Arbeitsgemeinschaft Stoffspezifische Abfallbehandlung (ASA) (Hrsg.) (2000): Mechanisch-Biologische Abfallbehandlung in Europa; Berlin: Parey.

Anschrift der Autorinnen:

Dipl.-Ing. Elke Hüttner
GTZ GmbH
Postfach 51 80
65726 Eschborn

Dipl.-Ing. Frauke Kebekus
Wattweg 4
26506 Norden