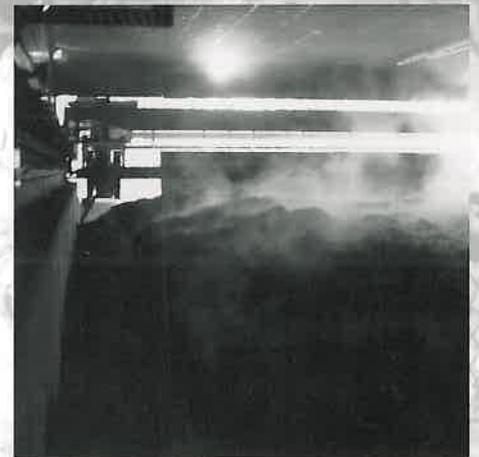


Beihefte zu

# Müll und Abfall

Fachzeitschrift für Behandlung und Beseitigung von Abfällen  
Organ für die gesamte Entsorgung und Abfallwirtschaft



33

## Mechanisch-biologische Verfahren zur stoffspezifischen Abfallbeseitigung

Herausgeber: BWK-Arbeitsgruppe „Restabfallbehandlung“

Prof. Dr.-Ing. Bernd Bilitewski, Prof. Dr.-Ing. Rainer Stegmann

intecus

# Mechanisch-biologische Vorbehandlungsanlage der Zentraldeponie Lüneburg



Planung:



Ingenieurbüro für Abfallwirtschaft  
und Entsorgung GmbH  
Friesenstraße 14, 30161 Hannover

Generalunternehmer:



Preussag Energie  
und Umwelttechnik GmbH  
Alfred-Nobel-Str. 20, D-97080 Würzburg

Betreiber:



Gesellschaft für Abfallwirtschaft  
Adendorfer Weg • 21357 Bardowick  
Tel. 0 41 31 / 9 23 20

Beihefte zu

**MÜLL und ABFALL** Fachzeitschrift für Behandlung und Beseitigung von Abfällen – Heft 33

# Mechanisch-biologische Verfahren zur stoffspezifischen Abfallbeseitigung

Herausgeber:

**BWK-Arbeitsgruppe  
„Restabfallbehandlung“**

Prof. Dr.-Ing. Bernd Bilitewski  
Prof. Dr.-Ing. Rainer Stegmann

Prof. Dr.-Ing. habil.  
Werner Bidlingmaier  
Prof. Dr.-Ing. Hans-Jürgen Collins  
Dr.-Ing. Richard Damiacki  
Prof. Dr. Heiko Doedens  
Prof. Dr.-Ing. Hans-Jürgen Ehrig  
Dr. Klaus Fricke  
Dr. Eberhard Grüneklee  
O. Prof. Dipl.-Ing. Dr. techn.  
Peter Lechner  
Prof. Dipl.-Ing. Gerhard Rettenberger  
Dipl.-Ing. Hubert Ringe  
Dr.-Ing. Konrad Soyez

Weitere Autoren:

Dipl.-Ing. Erwin Binner  
Dipl.-Ing. Elmar Bröker  
Dipl.-Ing. Andrea Heilmann  
Dipl.-Ing. Kai-Uwe Heyer  
Dipl.-Ing. Christine Kalla  
Dr.-Ing. Ketel Ketelsen  
Dipl.-Ing. Knut Leikam  
Dipl.-Ing. Dirk Maak  
Dr.-Ing. Wolfgang Müller  
Dipl.-Ing. Dietmar Regener  
Dipl.-Ing. Antje Rieger  
Dipl.-Ing. Tanja Scheelhaase  
Dipl.-Ing. Erich Tegtmeyer  
Dipl.-Ing. Daniela Thrän  
Dipl.-Ing. Michael Turk  
Dipl.-Ing. Thomas Turk  
Dipl.-Ing. Rainer Wallmann

---

ERICH SCHMIDT VERLAG

Die Deutsche Bibliothek - CIP-Einheitsaufnahme

**Mechanisch-biologische Verfahren zur stoffspezifischen  
Abfallbeseitigung** / Hrsg.: BWK-Arbeitsgruppe Restabfallbehandlung  
Bernd Bilitewski ... - Berlin : Erich Schmidt, 1997  
(Beihefte zu Müll und Abfall ; H. 33)  
ISBN 3-503-04344-6

### **Danksagung**

Die Herausgeber der vorliegenden Arbeit danken allen Mitgliedern der BWK-Arbeitsgruppe „Restabfallbehandlung“ und den restlichen Autoren, die engagiert an der Bearbeitung dieses Beihefts mitgewirkt haben. Unser besonderer Dank gilt Frau Dipl.-Ing. Andrea Heilmann und Frau Dipl.-Biol. Dipl.-Ing. Barbara Helmschrott für die inhaltliche und redaktionelle Bearbeitung.

Prof. Dr.-Ing. B. Bilitewski  
Prof. Dr.-Ing. R. Stegmann

Dresden, Hamburg, im Mai 1997

Bild auf dem Umschlag:  
Hintergrund: Wertstoffe (Folien, Kunststoffverpackungen)  
Vordergrund im Uhrzeigersinn: Siebtrommel, Rotte, ATF-Vergärungsanlage,  
MVA Thermische Verwertung, Wertstoff (Dosen)

ISBN 3 503 04344 6

Alle Rechte vorbehalten  
© Erich Schmidt Verlag GmbH & Co., Berlin 1997  
Druck: Regensburg Münster

# Inhaltsverzeichnis

1.	Vorwort . . . . .	9	4.3.2	Massenbilanzen bei der mechanisch-biologischen Restabfallbehandlung . . . . .	34
2.	Gesetzliche Grundlagen . . . . .	11	4.3.3	Einfluß der MBA auf Heizwertkonzentrationen und -frachten . . . . .	36
2.1	Deutschland . . . . .	11	4.3.4	Schüttgewichte . . . . .	36
2.2	Österreich . . . . .	12	4.4	Emissionen . . . . .	37
2.3	Europäische Union . . . . .	13	4.4.1	Abluftemissionen . . . . .	37
3.	Stoffstrommanagement am Beispiel der Siedlungs- abfälle . . . . .	15	4.4.1.1	Material und Methoden . . . . .	37
3.1	Grundlagen des Stoffstrom- managements . . . . .	15	4.4.1.2	Ergebnisse . . . . .	40
3.2	Stoffstrommanagement für Abfälle aus Haushalten . . . . .	16	4.4.1.2.1	Abluftmengen . . . . .	40
3.2.1	Abfallpotential . . . . .	16	4.4.1.2.2	Schadstoffkonzentrationen (Rohgas) . . . . .	40
3.2.2	Abfallvermeidung . . . . .	17	4.4.1.2.3	Genehmigungsrechtliche Beurteilung (Rohgas) . . . . .	41
3.2.3	Abfallverwertung durch ge- trennte Wertstoffeffassung . . . . .	17	4.4.1.2.4	Abschätzung der Reingasemissionen . . . . .	47
3.3	Anforderungen an die stoff- spezifische Restabfallaufbe- reitung und -behandlung . . . . .	21	4.4.1.2.5	Emissionsverhalten beim Kaminzugverfahren nach Spillmann/ Collins . . . . .	48
3.3.1	Mechanische Aufbereitung . . . . .	22	4.4.1.2.6	Geruch . . . . .	50
3.3.2	Biologische Behandlungsstufe . . . . .	23	4.4.2	Abwasseremissionen/ Wasserbedarf . . . . .	50
3.3.3	Thermische Behandlungsstufe . . . . .	23	4.4.3	Staub . . . . .	51
3.4	Zusammenfassung . . . . .	24	4.4.4	Lärm . . . . .	52
4.	Stand der Technik der mechanisch-biologischen Restabfallbehandlung . . . . .	26	4.5	Zusammenfassung . . . . .	52
4.1	Einleitung . . . . .	26	5.	Wirtschaftliche Kenndaten der Restabfallbehandlung . . . . .	57
4.2	Status quo Mechanisch- biologische Restabfallbe- handlung . . . . .	26	5.1	Einleitung . . . . .	57
4.2.1	Stand der mechanisch- biologischen Restabfall- behandlung . . . . .	26	5.2	Einfluß der Verfahrenstechnik auf die Kostenstruktur der MBA . . . . .	57
4.2.2	Behandlungsziele . . . . .	26	5.3	Kosten thermischer Verfahren der Restabfallbehandlung . . . . .	61
4.2.3	Anlagen- und Verfahrens- technik . . . . .	28	5.4	Diskussion der Kosten integrierter Restabfallbehand- lungskonzepte . . . . .	62
4.2.4	Forschungsaktivitäten zur mechanisch-biologischen Restabfallbehandlung . . . . .	29	5.5	Zusammenfassung . . . . .	64
4.3	Stoffströme und Massenbilanzen . . . . .	31	6.	Prüfmethoden zur Beschreibung der biologischen Stabilität . . . . .	66
4.3.1	Restabfallaufbereitung und Konfektionierung . . . . .	31	6.1	Einleitung . . . . .	66
			6.2	Material und Methoden . . . . .	66
			6.2.1	Bezugsgrößen . . . . .	66

6.2.2	Umrechnungsmethoden auf unterschiedlichen Meß- und Bezugsgrößen . . . . .	67	6.5.6	Aufschluß der organischen Substanz mit Wasserstoffperoxid . . . . .	80
6.2.3	Analysemethoden . . . . .	68	6.5.7	Korrigierter Glühverlust . . . . .	81
6.2.3.1	Atmungsaktivität (O <sub>2</sub> -Zehrung bzw. CO <sub>2</sub> -Respiration) . . . . .	68	6.6	Richtwertdiskussion . . . . .	81
6.2.3.2	Gärtest/ Gasbildung . . . . .	69	6.7	Zusammenfassung und Handlungsbedarf . . . . .	82
6.2.3.3	Van Soest-Analysen . . . . .	70	7.	Ablagerungsverhalten mechanisch-biologisch behandelter Restabfälle . . . . .	87
6.2.4	Material . . . . .	71	7.1	Anforderungen an die Behandlung von Restabfällen . . . . .	87
6.2.5	Statistische Auswertung und Darstellung der Ergebnisse . . . . .	72	7.2	Dichte und Setzungsverhalten . . . . .	88
6.3	Kenngößen verschiedener Stabilitätsparameter bei der biologischen Restabfallbehandlung . . . . .	72	7.2.1	Einbaudichte und Stabilität . . . . .	88
6.3.1	Abbau der organischen Substanz . . . . .	72	7.2.2	Setzungs- und Verformungsverhalten . . . . .	90
6.3.2	Atmungsaktivität . . . . .	72	7.3	Deponieemissionen . . . . .	91
6.3.3	Gasbildung . . . . .	73	7.3.1	Sickerwasser . . . . .	91
6.3.4	Stoffgruppenspezifischer Aufschluß der organischen Substanz – Van Soest-Analyse . . . . .	76	7.3.1.1	Sickerwasserzusammensetzung von mechanisch-biologisch behandeltem Restabfall . . . . .	92
6.3.5	TOC im Eluat . . . . .	77	7.3.1.2	Sickerwasserdaten großtechnischer Deponien . . . . .	94
6.3.6	BSB <sub>5</sub> / CSB-Verhältnis im Eluat . . . . .	77	7.3.2	Gasemissionen . . . . .	95
6.4	Korrelation zwischen den verschiedenen Stabilitätsparametern und Parametergruppen . . . . .	77	7.4	Zusammenfassung . . . . .	97
6.4.1	Korrelationen der biologisch abbaubaren organischen Substanz (oT <sub>S</sub> <sub>bio</sub> ) und Atmungsaktivität und Gasbildung . . . . .	77	8.	Ablagerungsverhalten thermisch behandelter Restabfälle . . . . .	99
6.4.2	Korrelationen der biologischen Untersuchungsmethoden untereinander . . . . .	78	8.1	Situation, Allgemeines . . . . .	99
6.4.3	Korrelationen zwischen den Ergebnissen der Van Soest-Analyse und den biologischen Prüfmethode sowie dem TOC im Eluat . . . . .	78	8.2	Petrologie von MVA-Schlacke . . . . .	99
6.5	Weitere Parameter zur Charakterisierung der organischen Substanz . . . . .	79	8.3	Erfahrungen mit bestehenden MVA-Schlackedeponien . . . . .	100
6.5.1	Selbsterhitzung (Rottegrad) . . . . .	79	8.4	Langzeitverhalten von MVA-Schlackedeponien . . . . .	102
6.5.2	Keimzahlbestimmung . . . . .	79	8.4.1	Umsetzungsprozesse . . . . .	102
6.5.3	Menge und Qualität der Huminstoffe . . . . .	80	8.4.2	Auswirkungen der Wärmeentwicklung im Deponiekörper auf das Basisabdichtungssystem . . . . .	103
6.5.4	Enzymaktivitäten . . . . .	80	8.5	Einhaltung der Zuordnungswerte der TA Siedlungsabfall . . . . .	104
6.5.5	DOC/ TOC-Verhältnis . . . . .	80	8.6	Konsequenzen für zukünftige MVA-Schlackedeponieplanungen . . . . .	105
			8.6.1	Grundsätzliches . . . . .	105
			8.6.2	Deponietyp und -klasse . . . . .	105
			8.6.3	Vorbehandlung der MVA-Schlacken . . . . .	105
			8.6.4	Ausführung des Basisabdichtungssystems . . . . .	105

8.6.5	Sickerwassererfassung und -behandlung . . . . .	106	10.1.5.1	Fragestellung . . . . .	117
8.6.6	Gasfassung . . . . .	106	10.1.5.2	Inbetriebnahme . . . . .	117
8.7	Offene Fragen, Forschungsbedarf . . . . .	106	10.1.5.3	Stabilisierungsgrad in der biologischen Behandlung . . .	117
8.7.1	Betrieb von Verbrennungs- anlagen für feste Siedlungsabfälle . . . . .	106	10.1.5.4	Energiebedarf . . . . .	117
8.7.2	Forschungsbedarf . . . . .	106	10.1.6	Ausblick . . . . .	118
9.	Schlußbetrachtungen und Ausblick . . . . .	110	10.2	MBA Horm, Landkreis Düren.	119
10.	Anhang: Beispiele umgesetzter Verfahrenskonzepte . . . . .	113	10.2.1	Ausgangsbedingungen . . . . .	119
10.1	MBA Lüneburg . . . . .	114	10.2.2	Ziele . . . . .	119
10.1.1	Ausgangsbedingungen . . . . .	114	10.2.3	Voruntersuchungen . . . . .	119
10.1.2	Ziele . . . . .	114	10.2.4	Verfahrenskonzept . . . . .	120
10.1.3	Konzept . . . . .	114	10.2.5	Bauausführung/ Inbetriebnahme . . . . .	121
10.1.3.1	Die mechanische Aufbereitung . . . . .	115	10.2.6	Wissenschaftliche Begleitung . . . . .	121
10.1.3.2	Die biologische Behandlung . .	115	10.3	MBA Meisenheim, Landkreis Bad Kreuznach . . . . .	123
10.1.3.3	Maßnahmen zur Emissionsbegrenzung . . . . .	115	10.3.1	Ausgangsbedingungen . . . . .	123
10.1.3.4	Maßnahmen zum Arbeitsschutz . . . . .	116	10.3.2	Ziele . . . . .	123
10.1.4	Bauausführung/ Inbetriebnahme/ Baukosten . .	116	10.3.3	Konzept . . . . .	123
10.1.5	Betriebserfahrungen . . . . .	117	10.3.4	Bauausführung/ Inbetriebnahme . . . . .	124
			10.3.5	Ergebnisse . . . . .	125
			10.4	MBA Oberpullendorf . . . . .	128
			10.4.1	Ausgangsbedingungen . . . . .	128
			10.4.2	Ziele . . . . .	128
			10.4.3	Konzept . . . . .	129
			10.4.4	Bauausführung . . . . .	130
			10.4.5	Ergebnisse . . . . .	131

## Abkürzungsverzeichnis

AbfG	Abfallgesetz	HR-KS	Hydrolysereste-Klärschlamm-Gemisch
ADF	Säure-Detergenzien-Faser	H <sub>u</sub>	unterer Heizwert
ADL	Säure-Detergenzien-Lignin	KrW-/AbfG	Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetz
AOX	adsorbierbare organisch gebundene Halogene	LS	ländliche Struktur
AT <sub>4</sub>	Atmungsaktivität über 96 h (4 Tage)	MAK	maximale Arbeitsplatzkonzentration
BImSchG	Bundesimmissionsschutzgesetz	MBA	mechanisch-biologische Restabfallbehandlung(sanlage)
BImSchV	Bundesimmissionsschutzverordnung	MVA	Müllverbrennungsanlage
BMBF	Bundesministerium für Bildung, Wissenschaft, Forschung und Technologie	oMFH	offene Mehrfamilienhausbebauung
BRAM	Brennstoff aus Müll (heizwertreiche Fraktion)	OS	organische Substanz
BS	Bebauungsstruktur	oTS	organische Trockensubstanz
BSB <sub>5</sub>	biologischer Sauerstoffbedarf	oTS <sub>bio</sub>	biologisch abbaubare organische Trockensubstanz
BTEX	Benzol, Toluol, Ethylbenzol, Xylol	PAK	polyaromatische Kohlenwasserstoffe
CKW	chlorierte Kohlenwasserstoffe	PCB	polychlorierte Biphenyle
CSB	chemischer Sauerstoffbedarf	r	Korrelationskoeffizient
DOC	TOC im Eluat	r <sup>2</sup>	Bestimmtheitsmaß
DSD	Duales System Deutschland	RM-KS	Restmüll-Klärschlamm-Gemisch
FCKW	Fluor-Chlor-Kohlenwasserstoffe	RS	entwässerte Rohsuspension
FS	Frischsubstanz	TA	Technische Anleitung
gMFH	geschlossene Mehrfamilienhausbebauung	TASI	Technische Anleitung Siedlungsabfall
GV	Glühverlust	TOC	Total Organic Carbon
GWA	Großwohnanlagen	TS	Trockensubstanz
HMV	Hausmüllverbrennung	W	Wägung
H <sub>o</sub>	oberer Heizwert		
HR	Hydrolysereste		

## 1. Vorwort

Die Hamburger Müllverbrennung feiert in diesem Jahr ihr 100jähriges Jubiläum. Dieses Ereignis weist auch auf den Beginn der modernen Abfallwirtschaft in Deutschland hin. Es war aber noch ein weiter Weg bis zur umfassenden kontrollierten und umweltverträglichen Abfallbehandlung. Hausmüllkompostierung wurde in Europa verstärkt in den 60er und 70er Jahren betrieben. Die Deponietechnik entwickelte sich erst in den 70er und 80er Jahren. Seitdem hat sich vieles verändert. 1972 trat das Abfallbeseitigungsgesetz in Kraft. Vermeidung und Recycling haben heute einen hohen Stand erreicht. Für eine ökologische Abfallwirtschaft stehen die geeigneten Instrumente zur Verfügung, die ständig weiterentwickelt werden. Die unterschiedlichen Verfahren werden maßgeschneidert für die Spezifika der unterschiedlichen Regionen eingesetzt; jeder Kreis, jede Gemeinde hat ihr „eigenes“ Konzept für „ihren“ Abfall aufgestellt und entwickelt dieses stetig weiter. All das ging nicht reibungslos vonstatten; Abfallbehandlungsanlagen wollte niemand in seiner Nachbarschaft haben, so daß die Umsetzung der Konzepte mitunter schwierig bis unmöglich war. Durch mehr Aufwand bei der Emissionskontrolle und verstärkte Beteiligung der Bürger schon im Planungsprozeß wurden Fortschritte bei der Realisierung von Anlagen erzielt.

Durch die Einführung der Technischen Anleitung Siedlungsabfall (TASI) im Jahr 1993 und des Kreislaufwirtschaftsgesetzes im Jahr 1996 wurde eine weitreichende und auch sinnvolle Gesetzgebung geschaffen, bei deren Umsetzung es aber zu Entwicklungen gekommen ist, die sicherlich nicht im Sinne des Gesetzgebers waren. So werden die bestehenden Deponien bis zum Jahr 2005 verstärkt verfüllt, ohne Maßnahmen zur Reduktion des Emissionspotentials der Abfälle im Sinne der TASI durchzuführen. Die Gebühren liegen dabei unter den kalkulierten Fixkosten, wenn diese auf der Grundlage von Betriebszeiträumen, die über das Jahr 2005 hinausgehen, berechnet wurden. Durch Vermeidungs- und Recyclingmaßnahmen (vor allem Verwertung von Verpackungsmaterial und Bioabfall) wurden die zu entsorgenden Abfallmassen signifikant verringert, was ein großer Erfolg der Abfallpolitik ist. Diese Situation führte nun wiederum dazu, daß

Verbrennungsanlagen nicht ausgelastet sind und Abfälle zum Teil zu Dumpingpreisen akquiriert werden. Unter diesen neuen Bedingungen werden werkstoffliche Recyclingmaßnahmen zum Teil kritischer bewertet, zumal die Verbrennung unter Einhaltung spezifischer Randbedingungen (Heizwert > 11.000 kJ/kg, Feuerungswirkungsgrad > 75 %) der werkstofflichen Verwertung gleichgestellt wird.

Es gibt deshalb große Unsicherheiten auf seiten der Verantwortlichen bezüglich der Planung und Umsetzung abfallwirtschaftlicher Maßnahmen. Aus den Reihen der Wirtschaft wurde der Ruf nach dem Markt als alleinigem Regulativ der Abfallbehandlung laut. Dieses Szenario wurde auf den 5. Münsteraner Abfallwirtschaftstagen im Januar 1997 deutlich.

Ich meine, Abfallwirtschaft muß planbar bleiben, die Ziele des Kreislaufwirtschaftsgesetzes müssen im Sinne ihrer Philosophie „vermeiden – verwerten – entsorgen“ umgesetzt werden, und dem Bürger muß eine verlässliche „Abfallphilosophie“ vermittelt werden; was heute richtig ist, darf morgen nicht falsch sein. Ich denke dabei z. B. an die getrennte Sammlung von Abfällen. Sicherlich muß sich die Abfallwirtschaft weiterentwickeln, neue Randbedingungen und Techniken müssen zu Modifikationen, dürfen aber nicht zu kurzfristigen Trendwenden führen.

Die Abfallwirtschaft wird im Stoffstrommanagement „aufgehen“. Nach Ansicht der überwiegenden Zahl der Abfallwissenschaftler liegt hier das Entwicklungspotential, das Ressourcenschonung (d.h. Verminderung des Energieeinsatzes und der Emissionsfreisetzung) unter ökologischen und ökonomischen Gesichtspunkten beinhaltet. Ein Bereich des Stoffstrommanagements ist die sinnvolle Behandlung und nachsorgearme Entsorgung der verbleibenden Reststoffe. Dabei sollten die verschiedenen Stoffe, die unter dem Begriff Abfall subsummiert werden, ihrer Art entsprechend mit der sinnvollsten Methode behandelt werden. So kann ich mir die Produktion von Brennstoffen aus den zu entsorgenden Abfällen vorstellen, die eine derartige Qualität haben, daß sie fossile Brennstoffe ersetzen können; weiterhin könnten mineralische Stoffe abgetrennt und aufbereitet werden. Die zur Abla-

gerung verbleibenden Reststoffe sind derart vorzubehandeln, daß die Realisierung einer nachsorgearmen Deponie möglich wird. Dabei kommen thermische, chemisch-physikalische sowie biologische Verfahren in Betracht. Neben den stofflichen Aspekten ist auch die spezifische regionale Situation, verbunden mit Fragen der Logistik, zu berücksichtigen. Ballungsgebiete sind dabei anders als Flächenländer mit geringer Bevölkerungsdichte zu betrachten.

Die Umsetzung des Stoffstrommanagements wird vor allem durch die Rohstoffpreise bzw. deren Angebot auf dem Weltmarkt geprägt. Ein Ansteigen der Energiepreise ist kurzfristig nicht zu erwarten; mittel- bis längerfristig ist eine deutliche Kostensteigerung durch steigenden Verbrauch in Teilen der Welt bei sinkendem Angebot unvermeidlich. Eine ähnliche Entwicklung wird auch im Bereich der Rohstoffe gesehen.

Durch die strikte Festlegung der TASI auf Grenzwerte für die abzulagernden Abfälle, die von den heute eingesetzten Technologien nur durch die Verbrennung eingehalten werden können, werden die oben geforderten Entwicklungen stark eingeschränkt bzw. unmöglich gemacht. Eine Behandlung geeigneter Stoffströme mit biologischen Verfahren sollte im Zuge einer Ergänzung der TASI ermöglicht werden. Die Anforderungen an die Deponietechnik sollten dabei nach meiner Auffassung aus den Eigenschaften der abzulagernden Behandlungsrückstände abgeleitet werden. So sollte auch die Notwendigkeit einer Oberflächenabdichtung nach Deponieabschluß überdacht werden. Das Konzept einer nachsorgearmen Deponie verlangt auch nach einer nachsorgearmen Oberflächenabdeckung, an de-

ren Aufbau aber definierte Anforderungen zu stellen sind (z. B. eigener Wasserhaushalt, Langzeitbeständigkeit bei geringem Wartungsaufwand, geeignete Rekultivierbarkeit).

In dem hier vorliegenden Beiheft haben sich Fachleute im Rahmen der BWK-Arbeitsgruppe „Restabfallbehandlung“ Gedanken über die Zukunft der Abfallwirtschaft im Sinne des Stoffstrommanagements gemacht. Diese unabhängige Gruppe, die sich aus Vertretern der Wissenschaft, von Ingenieurbüros, Anlagenbetreibern und Behörden zusammensetzt, hat sich zum Ziel gesetzt, einen Beitrag zur Versachlichung der zum Teil emotional und interessenabhängig geführten Diskussion zu leisten. Sie kamen dabei auf der Grundlage von wissenschaftlichen Untersuchungen und praktischen Erfahrungen sowie abfallwirtschaftlichen Belangen zu dem Ergebnis, daß nach Abtrennung von Wertstoffen, der heizwertreichen und ggf. einer mineralischen Fraktion auch die mechanisch-biologische Behandlung der Restabfälle vor der Deponierung ermöglicht werden sollte. Dabei sollten u. a. strenge Anforderungen an die verbleibende Reaktivität gestellt werden. Hierzu ist eine Arbeitsgruppe zu einem gemeinsamen Vorschlag gekommen. Auch die derzeit laufenden F+E-Projekte im Verbundvorhaben „Mechanisch-biologische Behandlung von zu deponierenden Abfällen“ des BMBF haben bisher keine Erkenntnisse geliefert, die Anlaß geben, von diesem Konzept abzuweichen.

Auf der Grundlage der folgenden Beiträge möge sich der Leser sein eigenes Bild machen.

Hamburg, im März 1997

R. Stegmann

## 2. Gesetzliche Grundlagen

### 2.1 Deutschland

G. Rettenberger

Die Grundsätze und Anforderungen für die Beseitigung von Abfällen ergeben sich aus den § 10 – § 12 KrW-/AbfG (BECK-TEXTE, 1995). Danach sind Abfälle, die nicht verwertet werden können, dauerhaft von der Kreislaufwirtschaft auszuschließen und zur Wahrung des Wohls der Allgemeinheit zu beseitigen. Hierbei sind die Grundsätze einer gemeinwohlverträglichen Abfallbeseitigung zu beachten. Um dies zu gewährleisten, kann die Bundesregierung durch Rechtsverordnung und mit Zustimmung des Bundesrates Anforderungen an die Beseitigung von Abfällen entsprechend dem Stand der Technik nach Herkunftsbereich, Anfallstelle sowie nach Art, Menge und Beschaffenheit festlegen. Weiterhin erläßt die Bundesregierung zur Durchführung des KrW-/AbfG allgemeine Verwaltungsvorschriften über Anforderungen an die umweltverträgliche Beseitigung von Abfällen nach dem Stand der Technik, wobei als Stand der Technik im Sinne des KrW-/AbfG der Entwicklungsstand fortschrittlicher Verfahren, Einrichtungen oder Betriebsweisen, der die praktische Eignung einer Maßnahme für eine umweltverträgliche Abfallbeseitigung gesichert erscheinen läßt, anzusehen ist.

Vor diesem gesetzlichen Hintergrund hat die Bundesregierung zum 12. 3. 91 (TA Abfall) bzw. 14. 5. 93 (TA Siedlungsabfall) die entsprechenden Verwaltungsvorschriften erlassen (TA Abfall, 1991, und *Bergs et al.*, 1993). Von wesentlicher Bedeutung für die Abfallwirtschaft ist, daß in der TA Siedlungsabfall dabei in Abschnitt 4.2 geregelt wird, daß als Voraussetzung für eine Ablagerung des Abfalls Zuordnungskriterien eingehalten werden müssen. Dabei wird vor allem dessen organischer Anteil als Trockenrückstand in der Originalsubstanz (Glühverlust) auf kleiner 5 % begrenzt. Dieser Wert läßt sich bei Siedlungsabfällen nur durch eine thermische Behandlung erreichen.

Welche Bedeutung hat nunmehr diese TA Siedlungsabfall auf den praktischen Vollzug der Abfallbeseitigung? Gemäß ihrem Charakter als Verwaltungsvorschrift dient die TA Siedlungsab-

fall den Vollzugsbehörden als Prüfungs- und Entscheidungsgrundlage und gilt insbesondere auch bei

- der Entscheidung über Anträge auf Erteilung der Planfeststellung oder der Genehmigung für die Errichtung und den Betrieb von ortsfesten Abfallentsorgungsanlagen und
- der Aufnahme, Änderung und Ergänzung von Auflagen über Anforderungen an die Abfallentsorgungsanlagen, ihren Betrieb nach Ergeben des Planfeststellungsbeschlusses oder nach Erteilung der Genehmigung.

Somit gilt die TA Siedlungsabfall sowohl bei Neuanlagen wie auch bei noch betriebenen Deponien, die in der TA Siedlungsabfall als Altdeponien bezeichnet werden. Diese Altdeponien sind mit bestimmten Befristungen nachzurüsten. Bezüglich der Zuordnung von Abfällen bei Deponien kann die zuständige Behörde eine Ausnahme bei Hausmüll, hausmüllähnlichen Gewerbeabfällen, Klärschlamm und anderen organischen Abfällen für den Zeitraum bis 1. 6. 2005 zulassen, wobei diese Ausnahmen mit Auflagen zu versehen sind. So sollen u. a. durch zusätzliche Maßnahmen die Einbaudichte erhöht und die Gehalte an nativ-organischen Abfällen reduziert werden.

Vom Anwendungsbereich der TA Siedlungsabfall ausgeschlossen sind Anlagen, die ausschließlich oder überwiegend der Entwicklung und Erprobung neuer Verfahren dienen.

Damit ist eine Vorbehandlung von Abfällen zur Beseitigung ohne thermische Vorbehandlung über den 1. 6. 2005 hinaus nicht möglich, es sei denn

- diese Anlage dient überwiegend der Entwicklung und Erprobung neuer Verfahren
- oder aber diese Anlage entspricht dem Stand der Technik im Sinne des KrW-/AbfG und erfüllt die Grundsätze einer gemeinwohlverträglichen Abfallbeseitigung.

In letzterem Fall wäre es aber erforderlich, daß die Abfälle dauerhaft von der Kreislaufwirtschaft ausgeschlossen werden. Zur Klärung, ob diese Anforderung zu gewährleisten ist, kann ggf. der BMBF-Forschungsschwerpunkt „Mechanisch-

biologische Verfahren“, koordiniert von der Universität Potsdam, einen Ansatz liefern.

## Literatur

BECK-TEXTE (1995)  
Umwelt-Recht, dtv, München, 9. Auflage, 1995

TA Abfall (1991)  
Bundesanzeiger, Köln, 1991

Bergs, C.-G., Dreyer, ST., Neuenhahn, P., Radde, C.-A. (1993)  
Abfallwirtschaft in Forschung und Praxis, Band 61: TA Siedlungsabfall, Technische Anleitung zur Verwertung, Behandlung und sonstigen Entsorgung von Siedlungsabfällen mit Erläuterungen, Ergänzende Empfehlungen und Beschlüsse, Erich Schmidt Verlag, Berlin, 1993

## 2.2 Österreich

P. Lechner

Auf der Basis des Abfallwirtschaftsgesetzes (AWG, Bundesgesetzblatt Nr. 325/1990) wurde in Österreich am 10. April 1996 die Deponieverordnung (DVO) erlassen. Diese Verordnung „regelt die zur Umsetzung der Ziele und Grundsätze gemäß § 1 Abs. 1 und 2 AWG und die zum Schutz öffentlicher Interessen im Sinne des § 1 Abs. 3 AWG gebotene, dem Stand der Technik entsprechende Ausstattung und Betriebsweise der Ablagerung von Abfällen auf Deponien gemäß den §§ 28 und 29 AWG“.

Die Deponieverordnung unterscheidet zwischen Bodenaushubdeponie, Baurestmassendeponie, Reststoffdeponie und Massenabfalldeponie. Diesen vier Deponietypen werden Abfälle auf der Basis von Grenzwertregelungen für Schadstoffgesamtgehalte und Schadstoffgehalte im Eluat zugeordnet.

Untertagedeponien sind vom Geltungsbereich der DVO ausgenommen. Für eine Reihe von Abfällen, diese sind taxativ aufgezählt, besteht ein Ablagerungsverbot auf den genannten Deponietypen. Ein die Entsorgungspraxis zukünftig entscheidendes Lenkungsinstrument ist das Ablagerungsverbot für „Abfälle, deren Anteil an organischem Kohlenstoff mehr als fünf Masseprozent beträgt“. Ausgenommen davon sind allerdings:

a) mit Kunststoffen oder Bitumen verfestigte Abfälle hinsichtlich des Verfestigungsmediums;

- b) mit Asbestfasern verunreinigte Abfälle, die in gesonderten Bereichen einer Massenabfalldeponie abgelagert werden;
- c) Abfälle, deren Kohlenstoffgehalt aus elementarem Kohlenstoff, Kohlen- oder Koksanteilen resultiert, sofern es sich nicht um beladene Aktivkohle oder beladenen Aktivkoks handelt;
- d) Baurestmassen gemäß Anlage 2;
- e) Boden und Erde unter Beachtung der Anlage 1;
- f) Abfälle aus mechanisch-biologischer Vorbehandlung, die in gesonderten Bereichen auf einer Massenabfalldeponie abgelagert werden, sofern der aus der Trockensubstanz bestimmte Verbrennungswert (oberer Heizwert) dieser Abfälle weniger als 6000 kJ/kg beträgt. Die Vermischung eines Abfalls aus heizwertarmen Materialien oder Abfällen unter der Zielsetzung, diesen Grenzwert zu unterschreiten, ist unzulässig.

Für verfestigte Abfälle gelten besondere Bestimmungen.

Werden Verbrennungsprodukte mit einem TOC größer 5 % einer Immobilisierung unterzogen, so gilt der TOC-Gehalt des Immobilisierungsproduktes, da ja in diesem Fall die Immobilisierung von Schwermetallen das vorrangige Ziel ist. Eine „Vermischung“ im Zuge einer Immobilisierung ist daher zulässig.

Die Eingangs- sowie Identitätskontrolle werden durch ausführliche Vorgaben geregelt. Die Anforderungen an Deponiestandorte werden in Abhängigkeit vom Deponietyp geregelt. Wesentlich ist die Forderung nach einer freien Sickerwasservorflut (Ausnahme: Bodenaushubdeponie), womit praktisch ein vollständiges Verfüllen von Gruben nicht mehr möglich ist. Anforderungen an ein Basisdichtungssystem (Ausnahme: Bodenaushubdeponie) sowie Oberflächenabdeckung (einschließlich Oberflächenabdichtung) sind zu erfüllen. Für den Betrieb, für die Emissions- und Immissionskontrolle sowie die entsprechende Dokumentation werden klare Anforderungen gestellt.

Die Verordnung tritt „gleichzeitig mit dem Inkrafttreten der gesetzlichen Bestimmungen über die Anpassung bestehender Deponien an den Stand der Technik in Kraft, spätestens jedoch mit 1. Jänner 1997“.

Die Anpassung bestehender Deponien wird in einer Novelle zum Wasserrechtsgesetz geregelt, ein derartiger Entwurf liegt zur Zeit dem Parlament vor.

Aufgrund dieser WRG-Novelle sind bereits bestehende Deponien schrittweise den Anforderungen der DVO anzupassen, spätestens mit 1. Jänner 2004 (Entwurf) müssen auch die abzulagernden Abfälle die qualitativen Anforderungen der DVO erfüllen. Das bedeutet jedoch, daß bis zu diesem Zeitpunkt auch die Ablagerung unbehandelter Abfälle auf bereits bestehenden Deponien, sofern sie dem jeweiligen Deponiebescheid entsprechen, zulässig ist.

## 2.3 Europäische Union

G. Rettenberger

Das europäische Abfallrecht gründet sich im wesentlichen auf ein entsprechendes Regelungs-  
werk (Schröder, 1992). Diese Regelungen sind für jeden Mitgliedsstaat hinsichtlich des zu erreichenden Ziels verbindlich, überlassen jedoch die Wahl und die Form den einzelnen Ländern (Wagner, 1995a). Obwohl durch die Rahmenrichtlinie über Abfälle (Abfallrichtlinie vom 15. 7. 75 bzw. Neufassung vom 18.3.91) klar die Prioritäten Abfallmeidung vor Abfallverwertung und vor Abfallbeseitigung vorgegeben sind, allerdings mit der Einschränkung der technischen, wirtschaftlichen und organisatorischen Machbarkeit, so ist dieses Ziel bislang nicht durch Vorgaben über eine Anforderung an die Deponierung abschließend formuliert worden. Zwar hat die Kommission der EU am 23. 4. 91 dem Rat einen Vorschlag für eine Richtlinie über Abfalldeponien zugeleitet, doch wurde dieser Vorschlag im weiteren Verlauf der parlamentarischen Prozedur nicht einstimmig angenommen. Damit ist der Richtlinienvorschlag insgesamt nicht in das europäische Recht übernommen worden. Der Rat hat zwar die Kommission Mitte 1996 aufgefordert, einen neuen Vorschlag baldmöglichst einzureichen, ein zeitlicher Ablauf kann derzeit aber nicht prognostiziert werden. Damit gibt es auf europäischer Ebene derzeit keine der TA Abfall/TA Siedlungsabfall vergleichbare Regelung. Sicherlich hat die Bundesrepublik Deutschland erneut die Chance, ihre Vorstellungen auf eine „Europäische TA Abfall“ einzubringen, ob diese zu einem ähnlichen Niveau wie in der deutschen TA Siedlungsabfall festgelegt führen wird, darf aber

in Anbetracht der aktuellen Situation der Abfallentsorgung in den einzelnen Ländern bezweifelt werden (Wagner, 1995b).

Eine typische Vorgehensweise in der EU, bei der keine Grenzwerte, wohl aber die Behandlungstechnik festgelegt ist, sei von dem nicht EU-Land Schweiz zitiert. In der „Technischen Verordnung über Abfälle (TVA, 1990)“, einer der TA Siedlungsabfall vergleichbaren untergesetzlichen Vorschrift, wird generell geregelt, daß Siedlungsabfälle zu verbrennen sind, soweit sie nicht verwertet werden können. Jedoch bleibt die Ablagerung dann vorbehalten, wenn Siedlungsabfälle z.B. aus Kapazitätsgründen nicht verbrannt werden können.

Als Deponietypen unterscheidet die TVA Inertstoffdeponie, Reststoffdeponie und Reaktordeponie. Dabei entspricht die Reaktordeponie in etwa den in Deutschland nach neuestem Stand realisierten und betriebenen Deponien für unbehandelte Siedlungsabfälle, die nach TA Siedlungsabfall als Altdeponie bezeichnet werden. Während bei den ersten beiden Typen Vorschriften hinsichtlich der Beschaffenheit der Abfälle gegeben sind, u.a. eine Vorgabe, die den organischen Anteil im Abfall begrenzt (bei Reststoffdeponien 5 % TOC), ist eine solche Begrenzung bei Reaktordeponien in der TVA nicht enthalten. Eine mechanisch-biologische Behandlung bei Reaktordeponien ist damit nicht ausdrücklich genannt, wohl aber sind die entsprechenden Maßnahmen zur Beherrschung der Emissionen aus der Reaktordeponie gefordert, z.B. Entgasung. Eine vergleichbare Gesetzeslage mit einer Verbrennungspflicht ist auch in Frankreich gegeben.

In England wurde 1986 vom Umweltministerium eine „Deponierichtlinie“ eingeführt, die 1995 in mehreren Abschnitten fortgeschrieben werden sollte (Christensen et al., 1995). Dabei wird davon ausgegangen, daß die Deponie der Hauptbeseitigungsweg bleiben wird. Als Ziel einer nachhaltigen Deponietechnik wird dabei eine Stabilisierung der deponierten Abfälle in einer Generation (30–50 Jahre) gefordert. Hierbei werden drei Strategien angestrebt:

- a) *Aussortierung von inerten Abfällen zur Deponie*
- b) *Vorbehandlung*

c) *entsprechender Betrieb einer Deponie für eine kontrollierte (beschleunigte) Stabilisierung.*

Die konkreten Vorgaben werden aber anlagen-spezifisch gemacht.

Auch in den Niederlanden wurde 1995 eine Deponierichtlinie durch das zuständige Ministerium herausgegeben, allerdings zunächst ohne rechtliche Wirkung. Diese entsteht erst durch die spezifischen Vorgaben in einem konkreten Projekt.

Damit sind als Voraussetzung für die Deponierung keine Vorgaben an die Beschaffenheit der Abfälle in den EU-Ländern gegeben. Insbesondere wird in den meisten Ländern der EU die Deponierung unbehandelter Siedlungsabfälle in einfacher Form die wesentlichste Beseitigungsmethode bleiben.

## Literatur

*Schröder (1992)*  
Europäisches Abfallrecht, in Handbuch Müll und Abfall, Kennziffer 0180, Erich Schmidt Verlag, Berlin, 1992

*Wagner, K. (1995a)*  
Umweltpolitik in der Europäischen Gemeinschaft mit besonderer Betrachtung der abfallpolitischen Aspekte, Handbuch der Abfallentsorgung, ECO-MED Verlag, Landsberg, 1995

*Wagner, K. (1995b)*  
Abfall- und Kreislaufwirtschaft, Erläuterung zu deutschen/europäischen Regelwerken, VDI-Verlag, Düsseldorf, 1995

*Christensen, TH. H., Cossu, R., Stegmann, R. (1995)*  
Sardinia 95, Fifth International Landfill Symposium, Concepts, Processes, Technologies & Operation, Cisa, Cagliari, 1995



# Für Sie ist es Müll, für uns eine Herausforderung

In welcher Form Sie uns herausfordern und dabei unsere über 10-jährige Erfahrung nutzen können, erfahren Sie jetzt :

Abfallwirtschaftskonzepte

Genehmigungsverfahren

Kostenmanagement

Betriebliche Abfallkonzepte

Fachkunde-Lehrgänge

Qualitätsmanagement

## Abfallwirtschaftliche Beratung und Planung

### Technik fängt im Kopf an

**intecus** Berlin

Stieffring 7  
13627 Berlin  
Telefon 030 / 34 99 51-0  
Telefax 030 / 34 99 51-10  
e-mail INTECUS.Berlin@t-online.de

**intecus** Dresden

Pohlandstr. 17  
01309 Dresden  
Telefon 0351 / 318 23-0  
Telefax 0351 / 318 23-33  
e-mail INTECUS.Dresden@t-online.de

# intecus

Ingenieurgesellschaft für Technischen Umweltschutz

Weitere **intecus** Filialen in: Freiburg - Potsdam - Rotenburg - Altbach

### 3. Stoffstrommanagement am Beispiel der Siedlungsabfälle

B. Bilitewski, R. Stegmann, A. Heilmann, K. Soyez, K.-U. Heyer und D. Thrän

#### 3.1 Grundlagen des Stoffstrommanagements

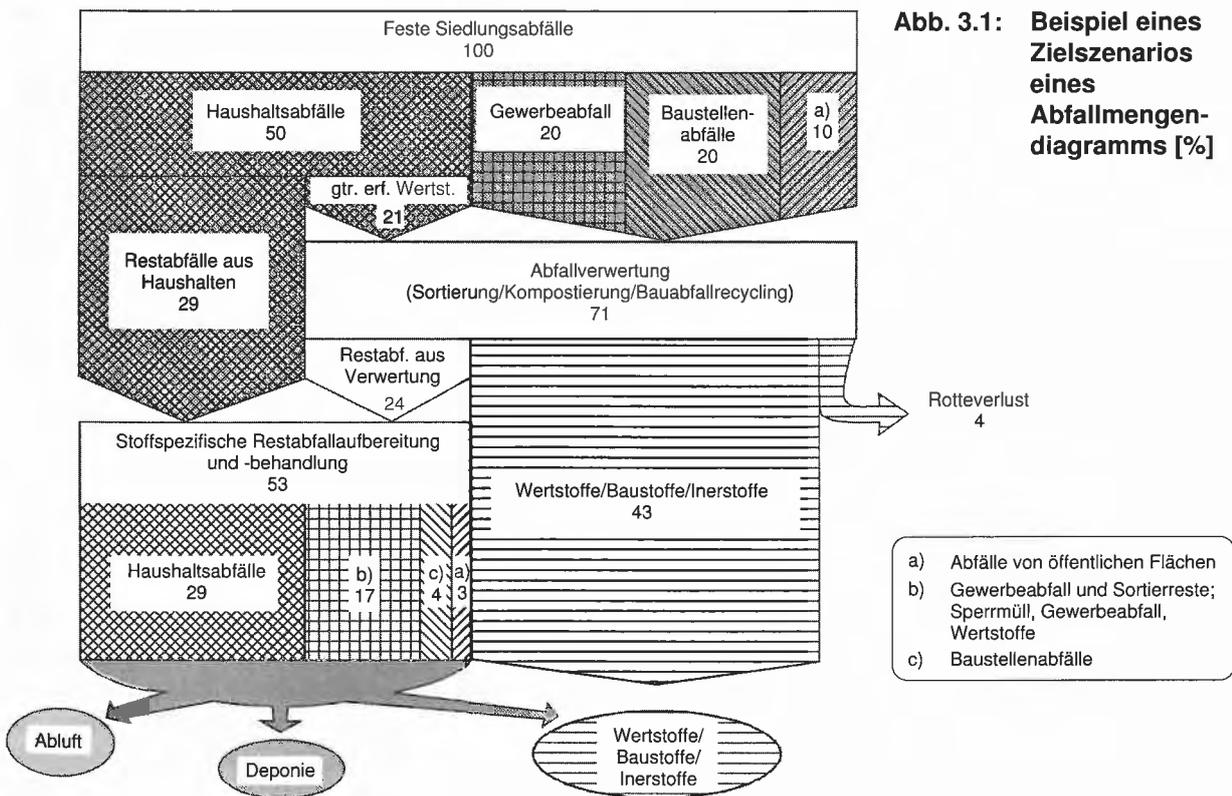
Durch ein abfallwirtschaftliches Stoffstrommanagement sollen die Siedlungsabfälle so aufbereitet und gelenkt werden, daß der größte Teil dieser Abfälle einer Wiederverwertung zugeführt werden kann. Ist eine Wiederverwertung aus ökologischen, ökonomischen oder technischen Gründen nicht möglich, sind die verbleibenden Teilströme (Restabfälle) entsprechend ihren stofflichen Eigenschaften so zu behandeln, daß eine umweltverträgliche und nachsorgefreie Ablagerung möglich ist.

Das abfallwirtschaftliche Stoffstrommanagement umfaßt die Umsetzung von Maßnahmen zur Abfallvermeidung, zur Abfallverwertung durch die getrennte Bereitstellung wertstoffangereicherter Teilströme und zur stoffspezifischen Restabfallaufbereitung und -behandlung. Durch die Maßnahmen des Stoffstrommanagements entstehen verschiedene Abfallströme, wie dies in der

Abbildung 3.1 beispielhaft für die Abfallströme der Stadt Dresden für das Jahr 2005 dargestellt ist.

Ausgangspunkt für das Stoffstrommanagement ist dabei immer das tatsächliche Abfallaufkommen im Entsorgungsgebiet, welches sich aus der Summe der Restabfälle und der getrennt erfaßten Wertstoffe zusammensetzt. Dieses tatsächliche Abfallaufkommen stellt den Bezug für eine Prognose der Abfallvermeidung dar. Die Maßnahmen zur Abfallvermeidung sowohl in den Privathaushalten als auch im gewerblichen Bereich verhindern das Entstehen von Abfällen und sind daher als vorrangige abfallwirtschaftliche Maßnahmen anzusehen.

Für die sich daran anschließende Abfallverwertung ist die getrennte Erfassung von Wertstoffen und wertstoffangereicherten Teilströmen die grundlegende Voraussetzung. Die dabei entstehenden Abfallteilströme (im Beispiel ca. 71 %) können nach einer Aufbereitung und Sortierung



einer Wiederverwertung zugeführt werden. Die in diesem Verfahrensschritt entstehenden Restabfälle aus der Sortierung sowie die nach der getrennten Erfassung von Wertstoffen verbleibenden Restabfälle aus Haushalten (29 %) werden der Restabfallaufbereitung und -behandlung zugeführt.

Als Restabfallaufbereitung versteht man die Trennung des Gesamtmaterials (53 %) in einzelne Stoffströme mit spezifischen Eigenschaften. Dabei kommen vorrangig mechanische Verfahren zum Einsatz. Die so gewonnenen Stoffströme können der Verwertung bzw. der Behandlung zugeführt werden.

Als Restabfallbehandlung hingegen wird die stoffliche Wandlung einzelner Stoffströme bezeichnet, die nicht direkt in die Stoffkreisläufe zurückgeführt werden können. Die Behandlung verfolgt das Ziel, erneut Wertstoffe und ablagerungsfähige, emissions- und reaktionsarme Stoffe bzw. Stoffgruppen zu gewinnen. Dabei kommen biologische und thermische Verfahren sowie Verfahrenskombinationen zur Anwendung.

### 3.2 Stoffstrommanagement für Abfälle aus Haushalten

Abfälle aus Haushalten unterliegen, im Gegensatz zu den gewerblichen Abfällen (einschließlich der Aufbereitungsreste), bundesweit ähnlichen Entwicklungen, welche in der Abbildung 3.2 in ihrem Zusammenhang dargestellt sind. Die nachfolgenden Betrachtungen für Restabfälle aus Haushalten sind bei der Festlegung abfallwirtschaftlicher Konzeptionen analog auch für gewerbliche Abfälle durchzuführen.

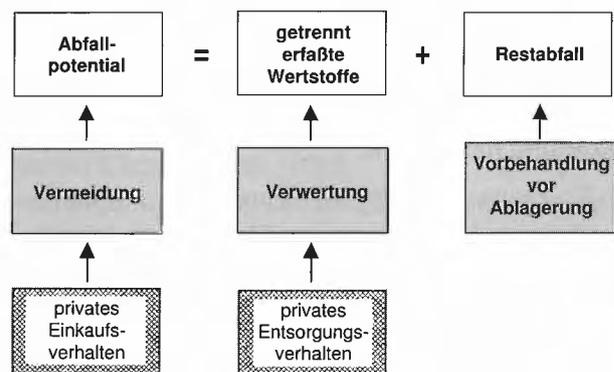
Auswirkungen auf das Abfallpotential zeigen in diesem Bereich vor allem Maßnahmen zur Unterstützung der Abfallvermeidung. So können u. a. durch eine Änderung des privaten Einkaufsverhaltens und der Produktionsverfahren Abfälle vermieden werden, welche später unter z. T. hohem Energie- und Kostenaufwand einer Verwertung oder Entsorgung zugeführt werden müssen. Als weitere Maßnahme zur Abfallvermeidung soll die Eigenkompostierung genannt werden, welche die zu verwertenden und/oder zu entsorgenden Mengen deutlich reduziert.

An die Abfallvermeidung schließen sich die Maßnahmen zur Abfallverwertung an. Eine hochwertige Verwertung der in den Abfällen enthaltenen Wertstoffe ist in der Regel nur nach einer sortenreinen Erfassung möglich. Dies setzt ein ent-

sprechend bewußtes Entsorgungsverhalten der Privatverbraucher voraus.

Abfallvermeidung und Abfallverwertung sind an ein aktives Verhalten der Bevölkerung gebunden und müssen durch eine angepaßte Öffentlichkeitsarbeit unterstützt werden. Verhaltensänderungen wirken sich dann auf die Eigenschaften der Restabfälle aus, was wiederum die nachfolgenden Stufen der Restabfallaufbereitung und -behandlung beeinflusst.

Abb. 3.2: Teilbereiche des Stoffstrommanagements für Abfälle aus Haushalten



#### 3.2.1 Abfallpotential

Entsprechend der vorstehenden Darstellung ist es erforderlich, das Potential der Abfälle aus Haushalten, welches sich aus den getrennt erfaßten Wertstoffmengen und den Restabfällen zusammensetzt, als Grundlage der Beschreibung der Auswirkungen von Abfallvermeidung und -verwertung heranzuziehen. In der Tabelle 3.1 ist das derzeitige Abfallpotential anhand ausgewählter Kommunen dargestellt. Aus dieser Darstellung geht hervor, daß mengenmäßige Abweichungen im Potential auftreten. Während in den Haushalten von Esslingen ein Abfallpotential von 283 kg/(E\*a) zu verzeichnen ist, werden in Kalkar Werte von 411 kg/(E\*a) erreicht. Zum Vergleich ist das Potential abfallwirtschaftlich bewußt agierender Teilnehmer eines Modellversuches zur effektiven Abfallvermeidung im Stadtteil Hamburg-Harburg aus dem Jahr 1987 aufgeführt. Das Ausgangspotential der untersuchten Haushalte vor Versuchsbeginn liegt bei 203 kg/(E\*a). Nach dem Versuch ist es mit 146 kg/(E\*a) deutlich niedriger und verdeutlicht die Schwankungsbreite, die bei entsprechendem Engagement der Bevölkerung möglich ist. In Abhängigkeit von den eingesetzten Sam-

**Tabelle 3.1: Abfallpotential aus Haushalten (Beispiele)**  
in [kg/(E\*a)]

	Potential	getrennte Wertstoffe	Restabfall
Dresden 1994 (INTECUS, 1995a)	391	90	301 <sup>1</sup>
Freiberg, 1994 (INTECUS, 1995b)	359	118	241 <sup>2</sup>
Lünen, 1994 (Gellenbeck, Gallenkemper, 1996)	377	171	206
Oldenburg, 1993 (Gellenbeck, Gallenkemper, 1996)	344	185	159
Herscheid (Gellenbeck, Gallenkemper, 1996)	404	166	238
Kalkar (Gellenbeck, Gallenkemper, 1996)	411	178	233
Moers (Gellenbeck, Gallenkemper, 1996)	358	138	220
Esslingen (Gellenbeck, Gallenkemper, 1996)	283	75	208
LK Hannover, 1996 (IBA, 1996)	374	136	238 <sup>3</sup>
LK Aurich, 1994 (Doedens, 1996)	keine Angabe	keine Angabe	52
LK Schaumburg/ Lippe, 1994 (Doedens, 1996)	keine Angabe	keine Angabe	131
LK Niddatal, 1994 (Doedens, 1996)	keine Angabe	keine Angabe	165
Vergleich Hamburg-Harburg, 1987 (INTECUS, 1987)	203	100	103

- 1 darin enthalten 34 kg/(E\*a) Asche
- 2 darin enthalten 59 kg/(E\*a) Asche
- 3 Restabfall aus Haushalten: 170 kg/(E\*a), verbleibender Anteil Geschäftsfälle

melsystemen (z.B. mit oder ohne Bioabfallsammlung) liegen die getrennt erfaßten Wertstoffmengen zwischen 75 kg/(E\*a) und 185 kg/(E\*a).

### 3.2.2 Abfallvermeidung

Die Auswirkungen der Abfallvermeidung sind schwer zu quantifizieren. Im Rahmen der abfallwirtschaftlichen Planungen werden dazu Annahmen getroffen. Um maximale Vermeidungsquoten zu ermitteln, wurde von Oktober 1986 bis November 1987 der Modellversuch „Abfallvermeidung“ parallel zur getrennten Wertstofffassung gemeinsam von der Stadtreinigung Hamburg-Harburg und dem Ingenieurbüro INTECUS durchgeführt (INTECUS, 1987).

Die Ergebnisse des Modellversuches in ihrem zeitlichen Verlauf für die Fraktionen „Restabfall“ und „Getrennt erfaßte Wertstoffe“ sind in der Abbildung 3.3 zusammengefaßt. Deutlich erkennbar sind die jahreszeitlichen Schwankungen (leichter Anstieg im Herbst) und der Einfluß von Feiertagen (Lauf 1, Weihnachten)

auf das Potential. Insgesamt wurde eine Reduzierung des Abfallpotentials durch Vermeidung um durchschnittlich 28 % erzielt, was einer Verringerung des einwohnerspezifischen Potentials von 203 kg/(E\*a) auf 146 kg/(E\*a) entspricht. Überdurchschnittlich hoch war dabei die Vermeidungsquote der Bioabfälle von 34 %.

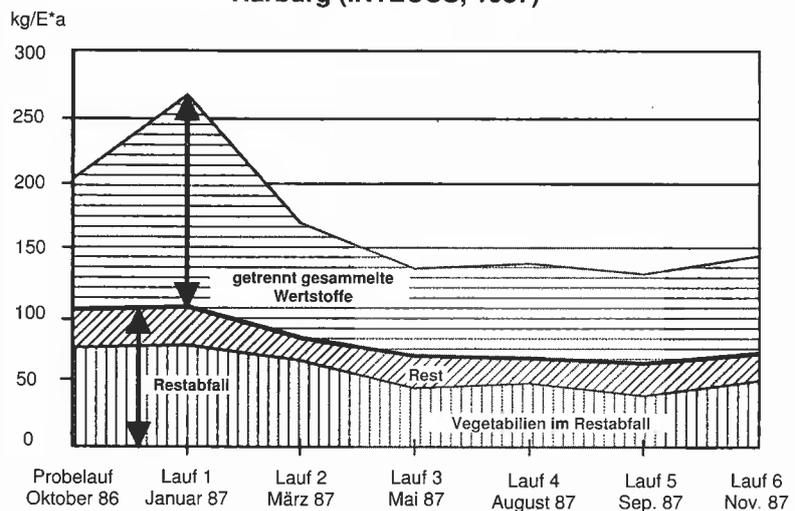
Die Übertragung dieser Ergebnisse ist infolge der Auswahl der teilnehmenden Haushalte mit hoher Motivation nur eingeschränkt möglich, zeigt jedoch den Handlungsspielraum für abfallvermeidende Maßnahmen auf.

### 3.2.3 Abfallverwertung durch getrennte Wertstofffassung

Im Gegensatz zur Ermittlung der Auswirkungen der Abfallvermeidung kann man sich bei der Entwicklung der getrennten Sammlung als Grundlage der Abfallverwertung teilweise auf gesetzliche Grundlagen stützen. Dazu gehören beispielsweise die Vorgaben der Verpackungsverordnung und die Selbstverpflichtung der Papierindustrie für die Verwertung graphischer Papiere. Für die getrennte Erfassung und Verwertung von Bioabfällen existieren keine bundesweiten gesetzlichen Vorgaben. Die TA Siedlungsabfall wie auch die meisten Landesabfallgesetze fordern die flä-

chungsabfallverwertung teilweise auf gesetzliche Grundlagen stützen. Dazu gehören beispielsweise die Vorgaben der Verpackungsverordnung und die Selbstverpflichtung der Papierindustrie für die Verwertung graphischer Papiere. Für die getrennte Erfassung und Verwertung von Bioabfällen existieren keine bundesweiten gesetzlichen Vorgaben. Die TA Siedlungsabfall wie auch die meisten Landesabfallgesetze fordern die flä-

**Abb. 3.3: Abfallpotential und Teilströme für die einzelnen Läufe (Sortieranalyse) des Modellversuches in Hamburg-Harburg (INTECUS, 1987)**



chendeckende Bioabfallsammlung, stets flankiert von Maßnahmen zur Unterstützung der Eigenkompostierung.

In der Abbildung 3.4 ist das Potential der Restabfälle aus Haushalten und deren Erfassungswege in Abhängigkeit von den Bebauungsstrukturen für die Stadt Dresden und den Kreis Stormarn dargestellt. Die Bebauungsstrukturen (BS) sind wie folgt gekennzeichnet:

- BS 1 Großwohnanlagen (GWA)
- BS 2 geschlossene Mehrfamilienhausbebauung (gMFH)
- BS 3 offene Mehrfamilienhausbebauung (oMFH)
- BS 4 Ein- und Zweifamilienhäuser (EFH)
- BS 5 ländliche Struktur (LS)

Aus der Abbildung 3.4 geht deutlich hervor, daß die Beteiligung an der getrennten Wertstofffassung in Abhängigkeit von der Bebauungsstruktur erheblich differiert. Eine wesentliche Ursache ist in der unterschiedlichen Wirksamkeit finanzieller Anreize zu suchen. Während in locker bebauten Gebieten der Verursacher durch ein entsprechendes Verhalten seine Abfallgebühren beeinflussen kann, ist dies in der verdichteten Bebauung bislang nur im Rahmen von Pilotversuchen praktiziert. Dadurch wird in der Ein-/Zweifamilienhausbebauung eine Erfassungsquote der Wertstoffe von durchschnittlich 80 %, in den

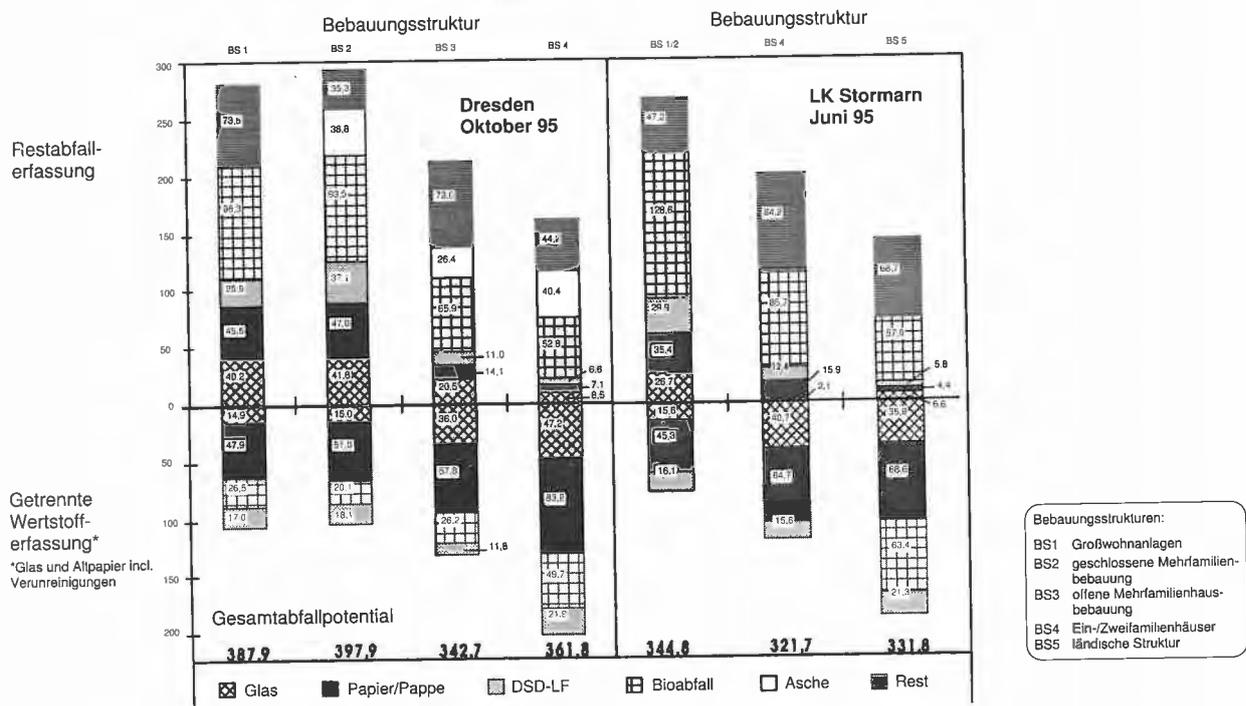
Großwohnanlagen/ Neubaugebieten hingegen nur von durchschnittlich 34 % realisiert.

Aus der Abbildung 3.4 ist auch ersichtlich, daß die Erfassungsquoten bezüglich der einzelnen Stoffgruppen sehr unterschiedlich ausfallen. In der Tabelle 3.2 sind, basierend auf der Abbildung 3.4, für den Untersuchungszeitraum Oktober 1995 Erfassungsquoten in Abhängigkeit von der Bebauungsstruktur und vom Wertstoff enthalten.

Danach verfügt die Erfassung der Papier/ Pappe Fraktion mit Erfassungsquoten von 49 % (BS 1 und BS 2) bis 90 % (BS 4) über die höchste Akzeptanz. Zeitungen und Zeitschriften (in Papier/ Pappe bereits enthalten) erreichen bei den Ein-/Zweifamilienhäusern (BS 4) sogar eine Erfassungsquote von 98 %. Über die geringste Akzeptanz in allen Bebauungsstrukturen verfügt die getrennte Sammlung der DSD-Leichtfraktion mit maximal 70 % in der BS 4.

Die zukünftige Entwicklung der Restabfallmengen und -zusammensetzungen wird wesentlich dadurch bestimmt, ob es gelingt, auch in der verdichteten Bebauung ein Stoffstrommanagement umzusetzen, d.h. Wertstoffe als Teilströme getrennt bereitzustellen. Daß Veränderungen des Abfallverhaltens auch in der verdichteten Bebauung möglich sind, zeigen die ersten Ergebnisse einer Untersuchung zur verursachergerechten

**Abb. 3.4: Potential der Abfälle aus Haushalten und deren Erfassungswege in Abhängigkeit von den Bebauungsstrukturen [kg/(E\*a)]**



**Tabelle 3.2: Erfassungsquoten in Abhängigkeit von der Bebauungsstruktur (Dresden, Oktober 1995)**

	BS 1 (GWA)	BS 2 (gMFH)	BS 3 (oMFH)	BS 4 (EFH)	Dresden gesamt
Glas	26 %	26 %	62 %	81 %	41 %
Papier/ Pappe	49 %	49 %	79 %	90 %	61 %
DSD-Leichtfraktion	24 %	20 %	42 %	70 %	33 %

Abrechnung der Abfallgebühren in Großwohnanlagen (INTECUS, 1996). In der Abbildung 3.5 sind Ergebnisse dieser Untersuchung dargestellt, und dabei wird deutlich, daß Erfassungsquoten bei jedem Stoff deutlich angestiegen sind. Beispielsweise erhöhten sie sich für Glas von 39 % auf 77 %, für die DSD-Leichtstofffraktion von 26 % auf 73 % und für graphisches Papier von 57 % auf 91 %.

In diesem Zusammenhang muß allerdings auf eine Fehlerquelle hingewiesen werden, die darauf zurückzuführen ist, daß vereinzelt Versuchsteilnehmer ihre Restabfälle außerhalb des räumlich begrenzten Untersuchungsgebietes entsorgten, um die Abfallgebühr zu umgehen. Dadurch ging das Abfallpotential im Untersuchungsgebiet zurück.

Als eine weitere negative Folge der direkten Gebührenerhebung nach dem Verursacherprinzip erwies sich die Fehlentsorgung des Restabfalls in „kostenfreie“ Systeme, wodurch die Verschmutzungen in den Wertstofffraktionen teilweise deutlich anstiegen. Damit sind auch Veränderungen der Quantität und Qualität der Sortierreste aus Wertstoffsortieranlagen zu erwarten.

Die ganzheitliche Untersuchung der Auswirkungen der Abfallvermeidung und Abfallverwertung stellen einen wesentlichen Schwerpunkt des Stoffstrommanagements dar.

Die dargestellten Untersuchungen zeigen, daß eine Angleichung der Erfassungsquoten und somit auch der Restabfallmengen und -eigenschaften in den unterschiedlichen Bebauungsstrukturen zu erwarten ist, wenn

es gelingt, auch in der verdichteten Bebauung wertstoffreiche Teilströme abzutrennen.

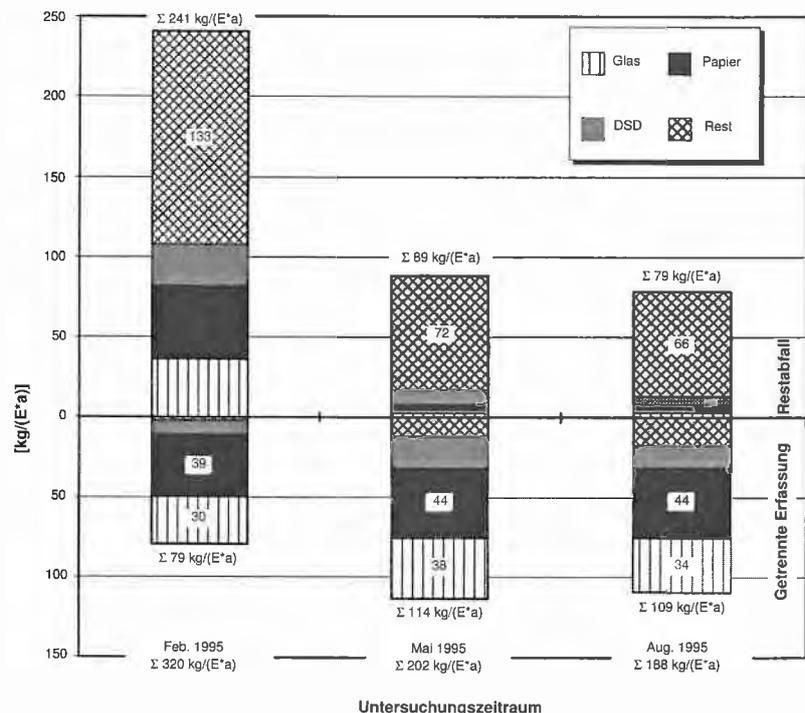
Durch eine Gegenüberstellung der Restabfälle aus lockerer Bebauung (mit hoher Wertstoffeffassung) und stark verdichteter Bebauung (mit geringer Wertstoffeffassung) können die weiteren Entwicklungstendenzen der Restabfalleigenschaften abgeleitet werden. Dazu gehören:

- Quantität und Qualität der Restabfälle,
- Korngrößenverteilung,
- chemisch-physikalische Eigenschaften.

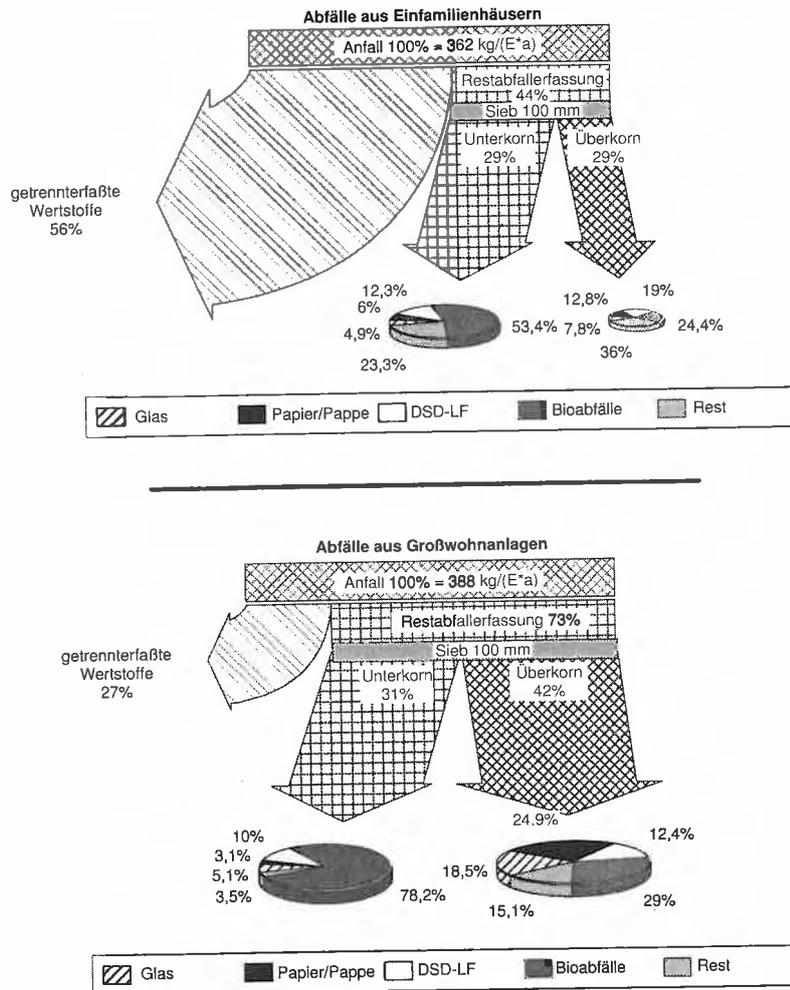
Beispielhaft ist nachfolgend eine solche gegenüberstellende Betrachtung von Restabfällen der aufgelockerten Bebauung (Ein- und Zweifamilienhäuser) und der verdichteten Bebauung (Großwohnanlagen) beschrieben. Es wird auf Untersuchungen aus den Jahren 1993 und 1995 in Dresden zurückgegriffen. Die Stoffströme, welche sich durch die unterschiedliche getrennte Erfassung bei der Abfallaufbereitung ergeben, sind in der Abbildung 3.6 dargestellt.

Durch die getrennte Wertstoffeffassung werden in den beiden betrachteten Bebauungsstrukturen Wertstoffteilströme abgetrennt, so daß der Restabfallaufbereitung entweder 44 % (Ein-

**Abb. 3.5: Ergebnisse eines Modellversuches zur verursachergerechten Gebührenabrechnung in Großwohnanlagen (1995)**



**Abb. 3.6: Stoffströme durch Abfallverwertung und Restabfallaufbereitung in Abhängigkeit von der Bebauungsstruktur (basierend auf Untersuchungen in Dresden 1993 und 1995)**



Zweifamilienhäuser) oder 73 % (Großwohnanlagen) des Abfallpotentials zugeführt werden.

Die verbleibenden Restabfälle werden in diesem Beispiel durch ein Sieb mit einer Sieblochung von 100 mm in zwei Fraktionen getrennt, um eine stoffspezifische Behandlung eines heizwertreichen und biologisch angereicherten Teilstroms zu ermöglichen.

Unter der (verfahrenstechnisch nicht ganz korrekten) Annahme einer vollständigen Klassierung in Unter- und Überkorn ergeben sich die dargestellten Teilströme. Die heizwertreiche Fraktion (Überkorn) besteht zum einen aus 42 % (Großwohnanlagen) oder 15 % (Ein-/ Zweifamilienhäuser) bezogen auf das Abfallpotential. Bezogen auf die Restabfälle zur Abfallaufbereitung beträgt dieser Teilstrom 57 % (Großwohnanlagen) oder 35 % (Ein-/ Zweifamilienhäuser).

Auch die Zusammensetzung der heizwertreichen und der organikreichen Fraktion sind in Abhängigkeit von der Bebauungsstruktur unterschiedlich. Beispielsweise besteht das Unterkorn aus den Großwohnanlagen zu 78 % aus Bioabfällen, während dieser Anteil bei der aufgelockerten Bebauung nur 53 % beträgt. Das Überkorn enthält bei intensiver Getrenntsammlung deutlich weniger heizwertgebende Anteile wie Pappe/Papier und DSD-Leichtfraktion.

Anhand dieses Beispiels soll verdeutlicht werden, daß die Herkunft der Restabfälle ganz wesentlich die nachfolgenden Aufbereitungs- und Behandlungsschritte beeinflusst, so daß ein wesentlicher Bestandteil des Stoffstrommanagements in der Abstimmung der Restabfalleigenschaften auf die nachfolgenden verfahrenstechnischen Schritte besteht.

Die vorstehenden Aussagen, welche im wesentlichen nur die Restabfälle aus Haushalten charakterisieren, treffen auch zu, wenn gewerbliche Abfälle mitverarbeitet werden. Auch in diesem Fall sind eine Analyse der Eigenschaften des Inputmaterials und

die Abstimmung der verfahrenstechnischen Schritte erforderlich. Der Stoffstrom „Restabfall“ kann dabei durch drei Arten von Eigenschaften beschrieben werden:

• **Stoffspezifische Eigenschaften**

Eigenschaften, die nur von einzelnen Stoffen erfüllt werden, ermöglichen eine sortenreine Abtrennung dieses Stoffstroms (z.B. magnetische Eigenschaften von Eisen). Andere stoffspezifische Eigenschaften, beispielsweise die spezifische Dichte, benötigen optimierte Randbedingungen (z.B. einheitliche Korngröße).

• **Stoffgruppenspezifische Eigenschaften**

Beispielsweise ist die Wasserlöslichkeit von Stoffen die Voraussetzung zum biologischen Abbau. Andersherum sind aber nicht alle wasser-

löslichen Stoffe biologisch abbaubar, (z.B. wirken Salze in erhöhten Konzentrationen auf die Biologie stark hemmend). Weitere Beispiele sind die Transparenz von Glas oder die Ablenkung von elektrisch leitenden Metallen in elektromagnetischen Feldern.

#### • **Mechanische Eigenschaften**

In den bisher durchgeführten Abfallanalysen beschränkt sich die Beschreibung der mechanischen Materialeigenschaften der verschiedenen Restabfallfraktionen auf Sieblinien, Wassergehalt, Schütt- und Proctordichte. Ungleich größer ist die Bandbreite mechanischer Kennwerte, die zur Optimierung industrieller Prozesse herangezogen wird. Zur Optimierung von mechanischen Trennvorgängen werden beispielsweise benötigt:

- Festigkeitsparameter (Elastizitätsmodul, Reißfestigkeit etc.),
- Reibungs- und Wasseraufnahmeverhalten,
- Schütt- /Stopfdichte und Rieselfähigkeit,
- Wärmekennwerte und Verhalten bei Temperaturänderung.

Anders als bei der Herstellung von Produkten sind bei der Abfallaufbereitung die Qualitätsanforderungen an die getrennten Fraktionen möglicherweise unbedeutend. Dies trifft insbesondere dann zu, wenn sich unterschiedlich gut getrennte Abfallströme „gleich gut“ weiter behandeln lassen, da stets nur die für die nachgeschaltete Behandlung notwendige Trennung und Konditionierung betrieben werden soll. Der Leistungsfähigkeit von Trenn- und Aufbereitungsaggregaten sind daher unbedingt die Auswirkungen auf die der Aufbereitung angeschlossenen biologischen/ thermischen Behandlung der dafür vorgesehenen Teilfraktionen gegenüberzustellen; die aus der Materialaufbereitung geforderten Trennschärfen lassen sich auf die Restabfallaufbereitung nicht ohne weiteres übertragen.

### **3.3 Anforderungen an die stoffspezifische Restabfallaufbereitung und -behandlung**

Stoffstrommanagement von Abfällen beinhaltet neben der Rückführung einzelner Stoffströme auch eine stoffspezifische Betrachtung des nicht rückführbaren Restabfalls, der nach entsprechender Vorbehandlung abzulagern ist. Ziel dieser Betrachtung ist zunächst, mit möglichst geringem Behandlungsaufwand eine möglichst

umweltverträgliche Ablagerung zu gewährleisten.

Bisher hat die Restabfallbehandlung die unterschiedlichen stofflichen Eigenschaften der verschiedenen Abfallfraktionen allerdings kaum berücksichtigt, sondern den gesamten Restabfallstrom der thermischen bzw. biologischen Behandlung zugeführt und die nicht brennbaren bzw. nicht abbaubaren Bestandteile mit entsprechend hohem Aufwand durch das Behandlungssystem geschleust.

Es scheint heute naheliegend, hinsichtlich der Abfallbehandlung und -ablagerung mindestens inerte, biologisch abbaubare und hochkalorische Stoffströme zu unterscheiden.<sup>1)</sup>

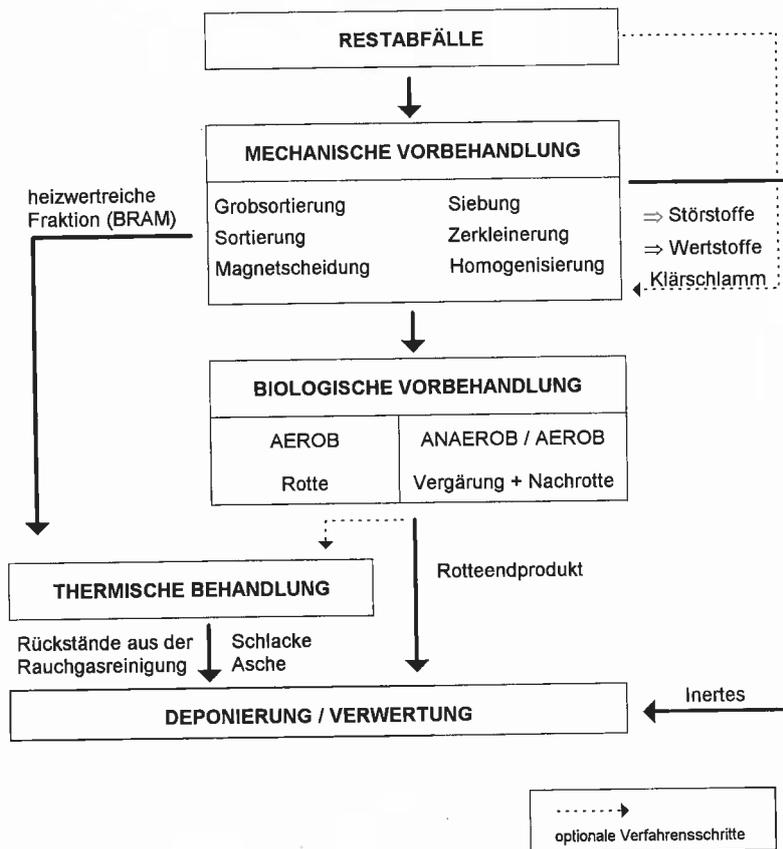
Klare Trennziele wurden jedoch bislang nicht formuliert und erschweren somit die Umsetzung eines Stoffstrommanagements.

Nur unzureichend untersucht und zum Teil heftig umstritten sind vor allem die Anforderungen an eine umweltverträgliche Ablagerung: Gefordert werden eine geringe Reaktivität und vorteilhafte bodenmechanische Eigenschaften, die nach momentanem Kenntnisstand am ehesten von „bodenähnlichen Materialien“ erreicht werden – dabei wird allerdings der positive Einfluß der faserartigen Abfallbestandteile wie Folien, Textilien auf den Deponiebau (Belastung der Deponiebasis, Böschungswinkel etc.) vernachlässigt. Auch eindeutig definierte Anforderungen lassen sich nicht unbedingt „meßbar“ machen; dies zeigt sich beispielsweise an der Diskussion des „Glühverlustes“.

Bei eindeutig meßbaren Anforderungen wiederum stellt sich als nächstes die Frage, wie die unterschiedlichen Vorbehandlungsmethoden zum Erreichen dieser Anforderungen genutzt werden sollen. Zwar ist es inzwischen weitgehend unstrittig, daß biologisch leicht abbaubare Stoffe der biologischen Behandlung und hochkalorische Stoffe der thermischen Behandlung zuzuführen sind, schwieriger ist allerdings die Zuordnung von Verbundstoffen und Feinmaterial. Zu berücksichtigen ist zusätzlich die Wechselwirkung zwischen Trenn- und Vorbehandlungsverfahren: So reduzieren sich Feuchtigkeit, der Anteil an leicht abbaubaren, klebenden Substan-

1) Schadstoffe sollen aus diesem System ausgeschleust und getrennten Entsorgungswegen zugeführt werden; sie sind daher nicht Bestandteil der folgenden Betrachtungen.

Abb. 3.7: Grobkonzeption der stoffspezifischen Restabfallbehandlung



zen und Keimbelastungen von Restmüll durch die biologische Vorbehandlung, so daß die Stoffstromtrennung erst im Anschluß an die biologische Behandlung vorteilhaft sein kann.

Zusammenfassend aus den bisherigen Ausführungen ist in der Abbildung 3.7 eine Grobkonzeption einer stoffspezifischen Restabfallaufbereitung und -behandlung dargestellt. Sie umfaßt die Verfahren der mechanischen Aufbereitung, der biologischen und thermischen Behandlung und der Deponierung (Heerenklage et al., 1995). Diese Verfahrensschritte in ihrem Zusammenwirken werden nachfolgend kurz erläutert, eine ausführliche Beschreibung erfolgt in den weiteren Beiträgen dieses Beihefts.

Basierend auf der Abbildung 3.7 ergeben sich zwei prinzipielle Möglichkeiten einer stoffspezifischen Restabfallbehandlung:

- Kombination der biologischen mit der thermischen Behandlung nach Trennung der Stoffströme in eine heizwertreiche Fraktion (BRAM) und in eine heizwertarme Fraktion (inkl. biologisch abbaubarer Fraktion) (Nieweler, 1996)

- Biologische Vorbehandlung vor der thermischen Restabfallbehandlung zur Reduzierung der thermisch zu behandelnden Abfallmengen (Wiemer, Kern, 1995)

Die alleinige mechanisch-biologische oder thermische Restabfallbehandlung entspricht nicht den Zielsetzungen einer stoffspezifischen Restabfallbehandlung.

### 3.3.1 Mechanische Aufbereitung

Bisherige Untersuchungen zur Restabfallbehandlung orientierten sich überwiegend auf den biologischen Anlagenteil. Die Effektivität der mechanischen Aufbereitung und deren Abstimmung auf den Input wirken sich jedoch unmittelbar auf die Qualität der nachfolgenden Abfallströme innerhalb der mechanisch-biologischen Vorbehandlung aus. Die Anlagenkonzeption sollte variabel ausgelegt und großzügig dimensioniert werden, um auf

Schwankungen der Restabfallmenge und -zusammensetzung reagieren zu können; im Konzept sind Puffer zu berücksichtigen, um einerseits eine gleichmäßigere Maschinenauslastung zu erhalten und andererseits nicht jede Maschinenstörung auf die Gesamtanlage wirksam werden zu lassen. Die Anpassung der Maschinenteknik an das komplexe Restabfallgemisch erlangt besondere Bedeutung, wenn man berücksichtigt, daß die Verfügbarkeit z. B. der mechanischen Aufbereitung im RBZ Herten nur bei etwa 50 % lag (Stroppel et al., 1988).

Die mechanische Aufbereitung läßt sich in sechs Verfahrensschritte unterteilen: Grobsortierung, Siebung, Sortierung, Zerkleinerung, Magnetscheidung, Homogenisierung (Wiemer, 1993), wobei nicht alle Schritte zur Anwendung kommen müssen. Die Zerkleinerung und Trennung des Abfallgemisches erfolgt in Abhängigkeit der stofflichen Zusammensetzung mittels unterschiedlicher Aggregate.

Zur Siebung werden in vielen Fällen Siebtrommeln verwandt. Die händische Sortierung sollte vermieden bzw. minimiert werden. Die Magnet-

abscheidung sollte an mehreren Stellen erfolgen, um möglichst eine sortenreine und weitgehende Abtrennung der FE -Fraktion zu erreichen. Die Abtrennung der heizwertreichen Fraktion (BRAM, Brennstoff aus Müll) erfolgt in der Regel vor dem Homogenisierungsschritt durch Siebung oder den Einsatz von Windsichtern. Die BRAM-Fraktion kann zu Ballen verpreßt und bis zur thermischen Verwertung zwischengelagert werden, falls eine direkte Verbrennung nicht möglich ist. Die Homogenisierung im sechsten Aufbereitungsschritt ist die Voraussetzung für die Zusammenführung verschiedener Teilströme vor der gemeinsamen biologischen Vorbehandlung. In den Homogenisierungströmmeln können auch der erforderliche Wassergehalt eingestellt und – falls erforderlich – Zuschlagstoffe untergemischt werden.

### 3.3.2 Biologische Behandlungsstufe

In der biologischen Behandlungsstufe werden folgende Ziele angestrebt:

- Verringerung des Emissionspotentials für Sickerwasser und Gas durch weitgehende biologische Inertisierung bzw. Stabilisierung der Restabfälle.
- Deutliche Reduzierung der Bildung von Ablagerungen (Verkrustungen) im Sickerwassererfassungssystem.
- Verbesserung des Deponiebetriebes durch geringere Staubemissionen, weniger Papierflug und geringere Geruchsbelastung.
- Verringerung des Verdichtungsaufwandes infolge besserer Verdichtbarkeit.
- Geringe Setzungen (günstig für einen frühzeitigen Einbau einer Oberflächenabdichtung).
- Möglichkeit des Verpressens inertisierten Abfalls und des Betriebes einer Trockendeponie.

Die biologische Umsetzung kann sowohl aerob (mit Rottesystemen) als auch anaerob/aerob (Vergärungssysteme + Nachrotte) erfolgen.

### Rottesysteme

Während der Rotte wird die organische Substanz (Kohlenwasserstoffe) unter Wärmefreisetzung zu CO<sub>2</sub>, Wasser und Biomasse umgewandelt. In der ersten Phase (Vor- und Hauptrotte) werden die leichtabbaubaren Stoffe unter hohem Sauerstoffverbrauch umgesetzt, die biologisch mittelabbaubaren Stoffe werden anschließend in der Nachrotte mit geringerem Sauerstoffverbrauch weiter abgebaut.

Die zur Zeit in der Bundesrepublik angebotenen Rottesysteme lassen sich in fünf Kategorien einteilen:

- Trommelrotte,
- Boxen-/Containerrotte,
- Mietenrotte (Dreiecks- oder Tafelmieten),
- Zeilen-/Tunnelrotte,
- Brikollarrotte.

### Vergärungssysteme

Während der Vergärung werden die organischen Abfallbestandteile (Kohlenwasserstoffe) zu Biogas (60 % CH<sub>4</sub>, 40 % CO<sub>2</sub>) und einem anaerob mehr oder weniger nicht weiter abbaubaren Gärrückstand umgesetzt. Das Biogas kann u. a. zur Beheizung des Anaerobfermenters und zur Verwertung in Blockheizkraftwerken genutzt werden. Der Gärrückstand ist nach der vom Verfahren abhängigen Entwässerung in einer Nachrotte weiter zu behandeln. Die anaerobe Restabfallbehandlung befindet sich bislang in Deutschland noch im Versuchsstadium; es gibt erst wenige großtechnische Pilotanlagen.

### 3.3.3 Thermische Behandlungsstufe

Die thermische Behandlungsstufe wird im Rahmen einer stoffspezifischen Restabfallbehandlung für die Behandlung heizwertreicher Teilströme (BRAM) oder des biologisch getrockneten „Trockenstabilates“ eingesetzt. Dabei kann auf verschiedene thermische Verfahren zurückgegriffen werden, z. B.:

- Rostfeuerung,
- Wirbelschichtfeuerung,
- Schwel-Brenn-Verfahren,
- Noell-Konversions-Verfahren.

Die thermische Behandlungsstufe im Rahmen der stoffspezifischen Behandlung wird insbesondere durch das veränderte Inputmaterial beeinflusst, gerade im Vergleich zur derzeit üblichen Situation ohne mechanische Aufbereitung und biologische Behandlung. Das betrifft zum einen den Heizwert und zum anderen die Verbrennungseigenschaften nach vorangegangener Zerkleinerung und Homogenisierung.

Durch eine mechanisch-biologische Vorschaltanlage kann ein verbessertes Ausgangsprodukt für die Verbrennung geliefert werden:

1. Je nach Vorbehandlung (Teilstromabtrennung, BRAM) oder biologischer Trocknung ist eine Erhöhung des Heizwertes auf 13 MJ/

kg bis 16 MJ/kg möglich. Dadurch sind höhere Energieausbeuten möglich. Dementsprechend ist die Verfahrenstechnik den hohen Heizwerten anzupassen.

2. Eine größere Homogenität des Einsatzmaterials wirkt sich direkt auf den Verbrennungsprozeß aus, da dieser gleichmäßiger verläuft. Der Ausbrand wird verbessert, so daß der vorgegebene Glühverlust von 5 % kontinuierlicher eingehalten werden kann. Die organischen Schadstoffe und Schwermetalle lassen sich im Rauchgas minimieren.
3. In der Abbildung 3.8 ist schematisch der jahreszeitliche Gang des Restabfallaufkommens dargestellt, welcher Schwankungen unterworfen ist. Die Lagerfähigkeit von Brennstoffen (BRAM oder Trockenstabilat) ermöglicht einen relativ gleichbleibenden Anlagendurchsatz unabhängig von den jahreszeitlichen Schwankungen. Die Anlage kann somit geringer dimensioniert und Überkapazitäten können vermieden werden.
4. Durch eine gleichmäßigere Auslastung bei geringerem Anlagendurchsatz verbessert sich die Gesamtwirtschaftlichkeit der thermischen Stufe (Keller-Reinspach, 1996). Dazu ist ein abgestimmtes Zusammenspiel zwischen mechanisch-biologischer und thermischer Stufe erforderlich.

Weiterhin ist zu berücksichtigen, daß sich alternative Verfahren zur derzeit in Deutschland am weitesten verbreiteten Rostfeuerung durch den quantitativ und qualitativ veränderten Input als vorteilhafter erweisen können.

Die Wirbelschichtfeuerung beispielsweise ist für geringe Durchsätze (ab 20.000 Mg/a) bis zu Anlagenkapazitäten von 100.000 Mg/a geeignet. Sie ist weiterhin gegenüber der konventionellen Rostfeuerung flexibler, sowohl gegenüber Heizwertschwankungen als auch Schwankungen des Inputs (z. B. ist eine Klärschlammzugabe möglich). Die höheren Betriebskosten werden durch den höheren energetischen Wirkungsgrad, welcher insbesondere bei den eingesetzten heizwertreichen Materialien zu berücksichti-

gen ist, teilweise kompensiert. Die Forderung, daß der Abfall vorzerkleinert werden muß, kann von den Outputströmen einer MBA bzw. der Aufbereitungsanlagen erfüllt werden.

Abschließend soll darauf verwiesen werden, daß für die heizwertreichen Teilströme mit einem Heizwert > 11,5 MJ/kg (BRAM, Trockenstabilat) weitere thermische Verwertungsmöglichkeiten untersucht werden. Dazu gehören beispielsweise der Einsatz in der Zementindustrie oder der Stahlgewinnung.

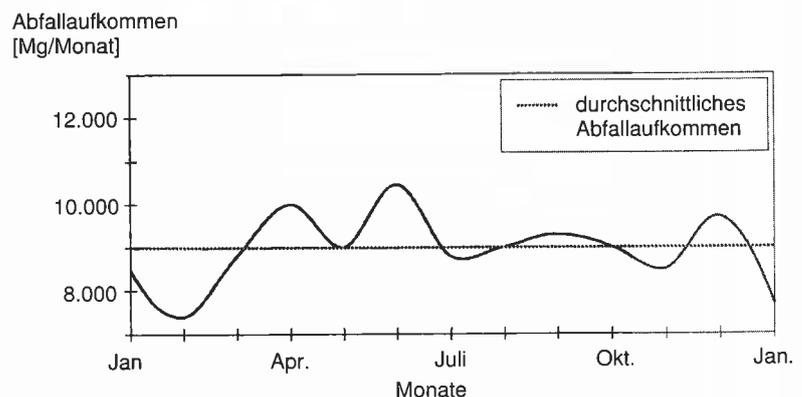
### 3.4 Zusammenfassung

Die Maßnahmen des Stoffstrommanagements umfassen die Ebenen Abfallvermeidung und -verwertung sowie Restabfallaufbereitung als Grundlage einer stoffspezifischen Restabfallbehandlung. Zwischen diesen Ebenen bestehen Wechselwirkungen, welche zu berücksichtigen sind.

Die Restabfallmenge und -zusammensetzung kann in einzelnen Entsorgungsgebieten sehr unterschiedlich sein. Bisherige Untersuchungen haben sich hauptsächlich auf den Restabfall konzentriert, da für diesen bundesweit ähnliche Entwicklungstendenzen zu erwarten sind. Zur qualitativen und quantitativen Beschreibung sind geeignete Parameter auszuwählen, welche stoffspezifische, stoffgruppenspezifische und weitere mechanische Eigenschaften kennzeichnen.

Die qualitative Beurteilung aller Restmüllfraktionen ist entscheidend für die Konzeption der mechanischen Aufbereitung und die Qualität der Stofftrennung. Für die mechanische Vorbehandlung sind Trennziele in Abhängigkeit von den

**Abb. 3.8:** Darstellung der saisonalen Schwankungen des Restabfalls mit Einfluß auf die Dimensionierung einer MVA (Wiemer, Kern, 1995)



nachfolgenden Behandlungsschritten festzulegen. Die Abstimmung der Aggregate unter Berücksichtigung der eingesetzten Abfallarten ist zu optimieren.

Im Rahmen einer biologischen Behandlung ist der Schwerpunkt auf die Optimierung der Behandlungsverfahren (Dauer, Energieeinsatz etc.) in der Vor- und Hauptrotte in Abhängigkeit vom stoffspezifischen Restabfallbehandlungskonzept zu legen, um die Kosten zu minimieren. Bezüglich der Diskussion um die Gesundheitsgefährdung durch Keimbelastungen und flüchtige Gaskomponenten sind grundlegende Kontrollen durchzuführen. Anaerobe Verfahren sollten in die biologischen Behandlungskonzepte integriert werden.

Die thermische Behandlungsstufe ist ein wesentlicher Bestandteil stoffspezifischer Restabfallbehandlungskonzepte. Diese ist mit voranstehenden mechanischen und biologischen Stufen abzustimmen und zu optimieren.

Die Auswahl und Auslegung eines stoffspezifischen Restabfallaufbereitungs- und -behandlungskonzeptes kann nur unter Berücksichtigung der Komplexität der Prozesse erfolgen. Unter Berücksichtigung der weiteren Entwicklungsmöglichkeiten sind hohe Anforderungen an die Flexibilität der Konzepte zu stellen.

## Literatur

*Doedens, H.* (1996)

Gebührenbeeinflussung durch die Biotonne, in: *Bilitewski, B., Weltin, D.* (Hrsg.), Steuerungsmöglichkeiten abfallwirtschaftlicher Gebühren, Beiträge zur Abfallwirtschaft, Band 2, Schriftenreihe des Instituts für Abfallwirtschaft und Altlasten, TU Dresden, 1996

*Gellenbeck, K., Gallenkemper, B.* (1996)

Erfahrungen mit verschiedenen Gebührenmodellen und deren Einführung, in: *Bilitewski, B.* (Hrsg.), Steuerungsmöglichkeiten abfallwirtschaftlicher Gebühren, Beiträge zur Abfallwirtschaft der TU Dresden, Band 2, 1996

*Heerenklage, J., Leikam, K. Stegmann, R.* (1995)

Möglichkeiten, Grenzen und Ziele der mechanisch-biologischen Restmüllbehandlung, in: 4.

Münsteraner Abfallwirtschaftstage, LASU FH Münster, S. 140-153, 1995

*IBA* (1996)

Abfallsortieranalysen LK Hannover, Stand 1996, unveröffentlicht

*INTECUS* (1987)

Abfallvermeidung – ein Modellversuch in Hamburg-Harburg, 1987

*INTECUS* (1995a)

Bestimmung der Zusammensetzung von Restabfällen und der Sammelware DSD-Leichtfraktion aus Haushalten in Dresden, 1995

*INTECUS* (1995b)

Integriertes Abfallwirtschaftskonzept für den Landkreis Freiberg, 1995

*INTECUS* (1996)

Untersuchung zur verursachergerechten Abrechnung der Abfallgebühren in Großwohnanlagen, 1996, unveröffentlicht

*Keller-Reinspach, H.-W.* (1996)

Kosten der thermischen Abfallbehandlung, in: *Bilitewski, B.* (Hrsg.), Thermische Abfallbehandlung, Erich Schmidt Verlag, S. 135-169, 1996

*Nieweler, A.* (1996)

Mechanisch-biologische Restabfallbehandlungsanlage (RABA) Bassum im Landkreis Diepholz, in: 1. Niedersächsische Abfalltage, Lüneburg, S. 144-154, 1996

*Stroppel, K., Reitz, P., Möller, F., Jäger, J., Obermaier, T., Richters, W., Freudsmiedl, L., Barton, J., Söhndel, B., Schulz, S., Harmann, M.* (1988) Bilanzierung, anlagentechnische und abfallwirtschaftliche Optimierung der ASA im RBZ Herten, gefördert durch das Bundesministerium für Forschung und Technologie (BMFT), Juni 1988

*Wiemer, K.* (1993)

Die Bedeutung mechanisch-biologischer Verfahren vor dem Hintergrund der TA Siedlungsabfall, in: Biologische Abfallbehandlung, M. I. C. Baeza Verlag, Witzenhausen, 1993

*Wiemer, K., Kern, M.* (1995)

Mechanisch-biologische Restabfallbehandlung nach dem Trockenstabilatverfahren, M.I.C. Baeza Verlag, Witzenhausen, 1995

## 4. Stand der Technik der mechanisch-biologischen Restabfallbehandlung

K. Fricke, W. Müller, M. Turk, T. Turk, R. Wallmann

### 4.1 Einleitung

Im Juni 1995 wurde von der IGW (Ingenieurgemeinschaft Witzenhausen) eine Markterhebung durchgeführt, um den damaligen Stand und die zu erwartende Entwicklung der mechanisch-biologischen Restabfallbehandlung (MBA) zu erfassen. Diese Erhebung wurde laufend fortgeschrieben.

Die Erhebung hatte zum Ziel, Stand und Entwicklung im Bereich mechanisch-biologische Restabfallbehandlung zu erfassen. Es sollten u.a. Erkenntnisse über die nachfolgend aufgeführten Themenkomplexe gesammelt werden:

- Ziele der mechanisch-biologischen Restabfallbehandlung und deren Einbindung in das Gesamtvorhaben Restabfallbehandlung und -beseitigung;
- Anlagen- und Verfahrenstechnik;
- Stoffströme und Massenbilanzen;
- Abluftemissionen.

Im Beitrag werden die Ergebnisse der Erhebung – Stand 12/96 – zusammenfassend dargestellt. Vor dem Hintergrund der aktuellen Diskussion wird dem Themenkomplex der Abluftemissionen ein besonderer Schwerpunkt eingeräumt.

### 4.2 Status quo mechanisch-biologische Restabfallbehandlung

#### 4.2.1 Stand der mechanisch-biologischen Restabfallbehandlung

Nachfolgend werden die in Betrieb, Bau oder konkreter Planung befindlichen Anlagen zur mechanisch-biologischen Restabfallbehandlung aufgeführt (Tabelle 4.1). In der Bundesrepublik Deutschland waren zum Jahresende 1996 14 Anlagen mit einer Durchsatzleistung von insgesamt 860.000 Mg/a in Betrieb, fünf weitere Anlagen mit einer Verarbeitungskapazität von 292.000 Mg/a befinden sich im Bau. In Österreich waren 11 Anlagen mit einer Verarbeitungskapazität von 300.000 Mg/a, in der Schweiz (Schaffhausen, 26.000 Mg/a) und in Luxemburg (Deponie Flachsweller, 19.000 Mg/a) in Betrieb. Konkrete Planungen zur Umsetzung mecha-

nisch-biologischer Verfahren zur Restabfallbehandlung mit einer Verarbeitungskapazität von 620.000 Mg/a liegen in 11 Gebietskörperschaften der Bundesrepublik vor. In 20 Körperschaften wurden mehr oder weniger ernsthafte Vorhaben nicht weiter verfolgt.

#### 4.2.2 Behandlungsziele

Die Behandlungsverfahren und -ziele der in Betrieb befindlichen Anlagen müssen teilweise aus historischer Sicht betrachtet werden (Tabelle 4.1). Sie geben nur begrenzt Auskunft über den derzeitigen Entwicklungsstand und die Zielsetzung der Verfahren zur MBA. Die Vielfältigkeit möglicher Behandlungsziele und hierauf abgestimmter Verfahrenskonzeptionen sind in Abbildung 4.1 dargestellt.

Mit den in Betrieb befindlichen Anlagen wird vornehmlich die spätere Deponierung des behandelten Restabfalls als Behandlungsziel verfolgt. Bei der Mehrheit der Anlagen steht bzw. stand das Ziel der Verbesserung des Einbauverhaltens (Erhöhung der Einbaudichte) im Vordergrund. Hohe Stabilisierungsgrade werden in der Regel nicht angestrebt. Diese Verfahren erfüllen die Anforderung der TA Siedlungsabfall, Maßnahmen zur Verbesserung des Einbaus bis zum Jahr 1999 umzusetzen. Ein differenzierteres Bild zeigen die in Bau und Planung befindlichen Anlagen. Hier gewinnen die stoffspezifischen Konzeptionen mit Einbindung der stofflichen und energetischen Verwertung sowie der thermischen Behandlung zur Beseitigung zunehmend an Bedeutung.

Es kristallisieren sich vier grundlegend unterschiedliche Behandlungsziele und entsprechend angepaßte Verfahrenstechnologien heraus. Sie sind insgesamt als integrale Bestandteile des Restabfallbehandlungs- und Entsorgungskonzeptes zu betrachten.

- |            |  |
|------------|--|
| Variante 1 | Mechanisch-biologische Behandlung ohne Einbindung thermischer Verfahren als Behandlungsverfahren vor der Deponie. Teilströme |
|------------|--|

**Tabelle 4.1: Kurzprofil der in Betrieb, in Bau und in Planung befindlichen Anlagen zur mechanisch-biologischen Restabfallbehandlung – Stand 12/1996 –**

Nr.	Anlagenstandort (Deponiename/Stadt bzw. Lk)	Bundesland	Inbetriebnahme	Ziel der MBR	Verfahrensbeschreibung **												Durchsatz (Gesamt- Anlagen- input) Mg/a	
					MBR v or Deponierung *	Softspezifische Behandlung	MBR v or Therm. Behandlung	Einhausung			Intensivrotte ***			Extensivrotte				
								Aufbereitung eingehaust	Vorrotte eingehaust	Nachrotte eingehaust	Rottrommel	Tafelmietenrotte	Tunnel-/Zeilenrotte	Dreiecksmietenrotte	Boxen-/Containerrotte	Vergärung		Tafelmietenrotte
Stand: Dezember 1996			* A = B + biol. Stabilisierung; B = Deponieeinbau verbessern; C = Teilschichteinbau															
			** Zahl = Behandlungsdauer in Wochen															
			*** mit Zwangsbelüftung und Umsetzen															
<b>MBR-Anlagen in Betrieb</b>																		
1	Waldorf / Lk Calw	Baden-Württ.	12/1994	A											32			30.000
2	Hasenbühl / Schwäbisch-Hall	Baden-Württ.	1976	A											24	x		42.000
3	Quarzbichl / Lk Bad Tölz-Wolfratshsn.1)	Bayern	7/1995		A		x			x	4					7		35.000
4	Wilhelmshaven Nord	Niedersachsen	3/1993	A											48	x		60.000
5	Piesberg / Stadt u. Lk Osnabrück	Niedersachsen	7/1996	C											24	x		40.000
6	Osternburg / Stadt Oldenburg 2)	Niedersachsen	1973	A			x								24	x		86.000
7	Lüneburg / Ges. f. Abfallwirtschaft	Niedersachsen	4/1996		A		x	x			16							29.000
8	Sedelsberg / Lk Cloppenburg	Niedersachsen	8/1995	A											24	x		60.000
9	Horn / Lk Düren 3)	Nordrh.-Westf.	4/1995	B			x	x					<1					150.000
10	Haus Forst / Erftkreis	Nordrh.-Westf.	1993	B			x						<1					115.000
11	Neuss / Lk Neuss	Nordrh.-Westf.	1981	B									<1					70.000
12	Kirchberg / Rhein-Hunsrück-Kreis	Rheinland-Pfalz	7/1995	A											24		x	35.000
13	Meisenheim / Lk Bad Kreuznach	Rheinland-Pfalz	7/1994	A			x								48		x	50.000
14	Stadt Flensburg / Lk Schleswig-Flensb.	Schlesw.-Holstein	1972	C			x	x		x	6							58.000
1) Nachrotte: wöchentl. Umsetzen <span style="float:right">gesamt in Betrieb: 860.000</span>																		
2) Planung einer geschlossenen Anlage läuft 3) 8 Wochen Nachrotte in Planung																		
<b>MBR-Anlagen in Bau</b>																		
1	Erbenschwang / Lk Weilh.-Schongau	Bayern	Frühj. 97		A		x	x			8							22.000
2	Aßlar / Lahn-Dill-Kreis	Hessen	1997			x	x	x					1					120.000
3	Bassum / Lk Diepholz	Niedersachsen	1997		A		x	x			8			x				65.000
4	Großefehn / Lk Aurich	Niedersachsen	Mitte 97	B			x		x		6							24.000
5	Wiefels / ZVA Friesland-Witmund 4)	Niedersachsen	1997	A			x	x			2				30	30	30	61.000
4) Nachrotte: Tafelmiete mit Zwangsbelüftung, Dreiecksmiete mit Umsetzen <span style="float:right">gesamt in Bau: 292.000</span>																		
<b>MBR-Anlagen in Planung/Ausschreibung</b>																		
1	Schwaigen-Stetten / Lk Heilbronn	Baden-Württ.	1998	A											24		x	40.000
2	Wittenberge / Lk Prignitz	Brandenburg	1997	A											24		x	37.000
3	Pinnow / Lk Uckermark	Brandenburg	1997	B							?							20.000
4	Lk Ostprignitz-Ruppin	Brandenburg	1997	A											24		x	48.000
5	Schwanebeck / Lk Havelland	Brandenburg	9/1997	A			x								24		x	29.000
6	Lübben / KEV Niederlausitz	Brandenburg	4/1998	B			x	x			2				12			40.000
7	Grund-Schalweim / Wetteraukreis	Hessen	4/1998			x	x	x				1						45.000
8	Wunderburg/Lk Oldenburg/Delmenhorst	Niedersachsen	1998	A			x	x			10				?			75.000
9	Stadt Hannover	Niedersachsen	2000	A			x	x	?									220.000
10	Stadt Münster (Pilotanlage)	Nordrh.-Westf.	1997	A			x								x			6.000
11	Linkenbach / Lk Neuwied u. Altenkirchen	Rheinland-Pfalz	Ende 97	A			x	x			3				x			60.000
<b>gesamt in Planung/Ausschreibung: 620.000</b>																		

Erklärung: MBR = MBA

werden der stofflichen Verwertung zugeführt.

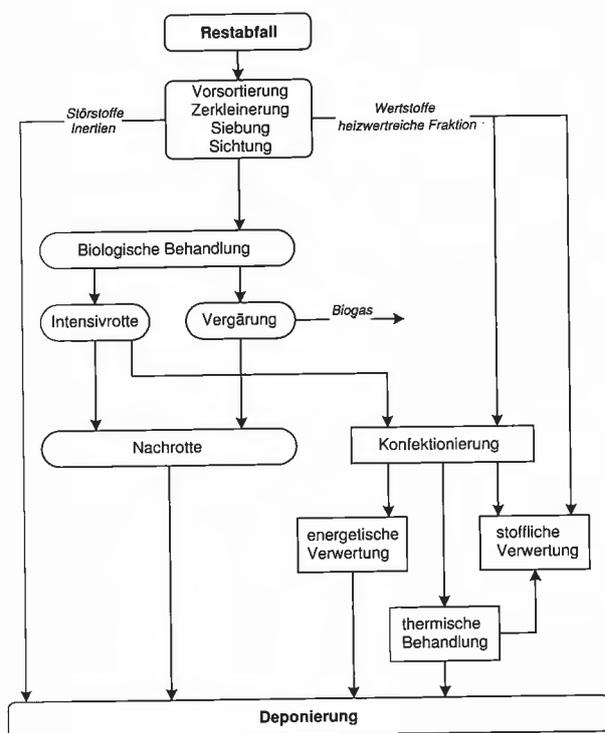
Variante 2 Mechanisch-biologische Behandlung mit Einbindung thermischer Verfahren (stoffspezifische Behandlung). Hier erfolgt in der mechanischen Stufe eine Trennung der Abfälle in eine heizwertreiche (anschließend thermische Be-

handlung bzw. energetische Verwertung, ca. 30 bis 50 %) und in eine heizwertarme Fraktion (ca. 50 bis 70 %), die durch einen hohen Gehalt an biologisch abbaubaren Stoffen gekennzeichnet ist, die einer biologischen Behandlung zugeführt werden. Teilströme werden der stofflichen Verwertung zugeführt.

Variante 3 Mechanisch-biologische Behandlung vor der thermischen Behandlung zur Reduzierung der thermisch zu behandelnden Abfallmengen und zur Verbesserung der Verbrennungseigenschaften. Teilströme werden der stofflichen und energetischen Verwertung zugeführt.

Variante 4 Mechanisch-biologische Restabfallbehandlung zwecks Trockenstabilisierung mit dem Ziel, mittel- bis langfristig das sog. Trockenstabilat zwischenzudeponieren als Übergangslösung, bis thermische Behandlungs- bzw. energetische Verwertungsverfahren mit hohen energetischen Wirkungsgraden verfügbar sind.

**Abb. 4.1: Verfahrenskonzeptionen der mechanisch-biologischen Restabfallbehandlung**



Die Varianten 1 und 2 genügen nicht den derzeitigen Vorgaben der TA Siedlungsabfall. Inwieweit Ausnahmegenehmigungen erteilt werden, muß im Einzelfall geprüft werden und liegt im Ermessen der Genehmigungsbehörde. Variante 3 erfüllt die Vorgaben der TA Siedlungsabfall. Inwieweit eine mittelfristige bis langfristige Zwischendeponierung des sogenannten Trockenstabilates (Variante 4) genehmigungsfähig

bzw. TA Siedlungsabfall konform ist, ist derzeit umstritten. Im Lahn-Dill-Kreis wurde für einen Teilabschnitt der Deponie Aßlar im Herbst 1996 die Genehmigung für eine sogenannte Ballendeponie erteilt.

#### 4.2.3 Anlagen- und Verfahrenstechnik

Für die biologische Behandlung von Restabfall werden verschiedene Verfahren angewandt. Entsprechend Menge, Art und Zusammensetzung des Restabfalls und abfallwirtschaftlicher Zielvorgaben bzw. Einbindung des Verfahrens in das Gesamtkonzept Restabfallbehandlung und -beseitigung können geeignete Standardaggregate und diverse biologische Behandlungssysteme definiert und miteinander kombiniert werden (vgl. auch Kapitel 10). Bei den Verfahren der mechanisch-biologischen Restabfallbehandlung gibt es zur Zeit keinen bundesweit anerkannten Stand der Technik. Die bisher geplanten und realisierten Anlagen der MBA unterscheiden sich hinsichtlich der Zielsetzung (z.B. biologische Stabilisierung oder biologische Trocknung) sowie im verfahrens- und bautechnischen Standard beachtlich voneinander.

Abhängig von den angestrebten Behandlungszielen und örtlichen Gegebenheiten sowie des jeweils aktuellen technischen Entwicklungsstandes können die MBA-Anlagen in zwei Kategorien untergliedert werden:

#### Kategorie 1: Extensive Verfahren

- geringer Automatisierungsgrad
- geringe verfahrens- und bautechnische Aufwendung
- geringe Aufwendungen zur Abluftfassung und -behandlung

#### Kategorie 2: Intensive Verfahren

- hoher Automatisierungsgrad
- hohe verfahrens- und bautechnische Aufwendung, u.a. Einhausung emissionsrelevanter Bereiche
- hohe Aufwendungen zur Abluftfassung und -behandlung

In der Bundesrepublik dominiert die sogenannte Tafelmieten-Freilandrotte mit Kaminzugverfahren. Einige der Anlagen mit diesem Verfahren wurden in den 70er Jahren installiert. Eine viertägige Tunnelrotte wird in drei Anlagen prakti-

ziert, wobei in einem Fall eine extensive Nachrotte in Genehmigung ist. Die dynamische Tafelmietenrotte im geschlossenen System wird auf drei Anlagen eingesetzt. Rottetrommeln sind in zwei Anlagen installiert. Bei den in Betrieb befindlichen Anlagen in Österreich handelt es sich um Anlagen, die ursprünglich zur Kompostierung von Gesamtmüll ausgelegt waren und derzeit durch geringfügige Modifikation der Verfahrenstechnik zur Behandlung von Restabfall genutzt werden. In der Schaffhausener Anlage (Schweiz) werden im Parallelbetrieb Restabfall und Bioabfälle behandelt bzw. verwertet. Der Strang für den Restabfall wurde speziell für die Restabfallbehandlung ausgelegt und spiegelt den derzeitigen Entwicklungsstand vor allem des Aufbereitungsteils wider. Aufgrund der gesetzlichen Vorgaben in der Schweiz wird die Restabfallbehandlung seit Anfang 1996 als Vorbehandlungsanlage vor der Verbrennung genutzt.

Bei den in Bau bzw. in konkreter Planung befindlichen Anlagen in der Bundesrepublik gewinnen die technisch aufwendigen Aufbereitungs- und Behandlungsverfahren an Bedeutung. An vier Standorten ist das dynamische Tafelmietenverfahren (eingehaust) vorgesehen. Das Rottetunnel- bzw. Rottezeilenverfahren wird in vier konkreten Planungen berücksichtigt. In vier entsorgungspflichtigen Gebietskörperschaften ist die extensive Tafelmieten-Freilandrotte mit Kaminzugverfahren geplant. Eine im Bau befindliche Anlage wird mit Rotteboxen ausgestattet. Auf der MBA-Anlage Bassum wurde ergänzend zum aeroben Behandlungsstrang mit dem Bau einer einstufigen Vergärungsanlage begonnen. In Münster ist eine zweistufige Verfahrenstechnik, bestehend aus anaerober und naBoxidativer Be-

handlung (APT-Verfahren; aqueous phase treatment) vorgesehen. Mit dieser Verfahrenskombination kann nach Auffassung der Verantwortlichen der Glühverlust <5 % in der TS auf dem „kalten Weg“ erreicht werden. Zur Ermittlung der technischen und wirtschaftlichen Grundlagen für die Realisierung einer APT-Großanlage in Münster wird im April 1997 eine Pilotanlage in Betrieb genommen.

Mit Ausnahme der Tafelmieten mit Kaminzug und dem APT-Verfahren wurden sämtliche Anlagenkonzepte der MBA aus den Verfahren der Bio- und Grünabfallkompostierung/Vergärung und der früheren Haus- und Klärschlammkompostierung/Vergärung abgeleitet und für die spezifischen Anforderungen modifiziert. Über die Einbindung von Vergärungsverfahren in die MBA liegen bisher nur Ergebnisse aus Versuchen vor (siehe hierzu auch Tabelle 4.2).

#### 4.2.4 Forschungsaktivitäten zur mechanisch-biologischen Restabfallbehandlung

Die bisher durchgeführten bzw. noch laufenden Forschungsvorhaben zur mechanisch-biologischen Restabfallbehandlung sind in Tabelle 4.2 mit den weiterführenden Literaturhinweisen aufgeführt. Der Schwerpunkt der bisherigen Untersuchungen liegt im Bereich der aeroben Restabfallbehandlung. Aufgrund der bisher nur in begrenztem Umfang zur Verfügung stehenden Anlagenkapazität bei den anaeroben Verfahren ist die Datengrundlage entsprechend weniger umfassend. Untersuchungen über die thermische Behandlung von Teilfraktionen oder mechanisch-biologisch vorbehandelten Abfällen liegen bisher ebenfalls nur begrenzt vor.

**Tabelle 4.2: Forschungsprojekte mechanisch-biologische Restabfallbehandlung**

Ort/Institution	Durchführung	Zeitraum	mechan. Aufbereitung	anaerobe Behandlung	aerobe Behandlung	thermische Behandlung	Lysimeter/Deponie	Literatur
Aachen	RWTH Aachen (Prof. Hohberg)	1991	ja	ja	ja			Hoberg und Christiani, 1991
Abfallwirtschaftsbetrieb Rhein-Hunsrück	STANDORT - Institut für Boden- und Umweltanalyse, Stuttgart, BMBF 1)	05/95 bis 12/96	ja				ja	
Alzey-Worms	Schirmer Umwelttechnik	1995	ja		ja			
Ablar	Fa. Herhof und Uni Kassel (Prof. Wiemer)	seit 1993	ja		ja	ja		Wiemer et al., 1995 Wiemer et al., 1997
Bad Kreuznach	TU Braunschweig, Leichtweiß-Institut (Prof. Collins)	seit 1994	ja		ja			Maak, 1995

Ort/Institution	Durchführung	Zeitraum	mech. Aufbereitung	anaerobe Behandlung	aerobe Behandlung	thermische Behandlung	Lysimeter/Deponie	Literatur
Diepholz	Uni Hannover (Prof. Doedens) / IBA	seit 1994	ja	ja	ja		ja	NUM, 1994
Dr.-Ing. Steffen Ingenieuresellschaft mbH	dto. BMBF	09/95 bis 09/98		ja	ja		ja	
Düren	U.T.G. (Dr. Damiecki u. Kalla)	seit 1991	ja		ja	ja	ja	<i>Damiecki, 1992</i> <i>Damiecki u. Kalla, 1996</i>
Düren	Forschungsinstitut für Wasser- und Abfallwirtschaft, Aachen (Dr. Kettern und Drees) BMBF	10/95 bis 09/98					ja	
Düren	U.T.G. u. RWTH Aachen (Prof. Dohmann)	seit 1992					ja	<i>Hertig et al. 1993</i>
Entsorgungsvorband Vogtland (Sachsen)	TU Dresden (Prof. Woike)	1994/95	ja		ja			
Freiburg	TU Braunschweig, Leichtweiß-Institut (Prof. Collins) und Fa. Lahmeyer	1994/95	ja		ja			<i>Kölsch und Thrän, 1995</i>
Friesland / Wittmund	Uni Hannover (Prof. Doedens) / IBA	seit 1994	ja		ja		ja	NUM, 1994
Gießen	BTA	1990	ja	ja	ja			in: <i>Müller, 1995</i>
Gießen	FH Gießen (Prof. Gosch) und Labor für Umwelt und Rohstoffanalytik	1991/92	ja	ja	ja			n.v. Bericht
Höxter	Fa. Tönsmeier	1995	ja		ja			n.v. Bericht
Kolenfeld	TU Braunschweig (Prof. Kayser)	1993	ja		ja		ja	<i>Kayser, 1995</i>
KAEV Niederlausitz	IGW, Uni Essen (Prof. Bidlingmaier), Uni HH-Harburg (Prof. Stegmann)	seit 1997	ja		ja		ja	
Ludwigsburg	Uni Stuttgart (Prof. Bidlingmaier) und BTA	1992/1993	ja	ja	ja		ja	<i>Streff, 1994</i>
Ludwigshafen	FH Rheinland-Pfalz (Prof. Scheffhold)	1992	ja		ja		ja	n.v. Bericht
Lüneburg	Uni Hannover (Prof. Doedens) / IBA	seit 1994	ja		ja		ja	NUM, 1994 <i>Ketelsen, 1997</i>
Nienburg	TU Braunschweig, Leichtweiß-Institut (Prof. Collins)	1990 bis 1995	ja		ja		ja	<i>Maak, 1995</i>
Olpe	Uni Essen (Prof. Bidlingmaier)	1995	ja		ja		ja	
Pinneberg	Uni Hamburg-Harburg (Prof. Stegmann)	1995	ja		ja		ja	MNU, 1995
Pöchlarn (Österreich)	Niederösterreich. Umweltschutzanstalt	1993/94	ja		ja			<i>Engenhardt, 1994</i>
Quarzbühl	IGW BMBF	seit 1994 bis 06/98	ja	ja	ja	ja	ja	<i>Fricke et al. 1995</i> <i>Fricke et al., 1996</i> <i>Scheelhaase und Bidlingmaier, 1997</i> <i>Höring und Ehrig, 1997</i>

Ort/Institution	Durchführung	Zeitraum	mechan. Aufbereitung	anaerobe Behandlung	aerobe Behandlung	thermische Behandlung	Lysimeter/Deponie	Literatur
Ravensburg	Fa. BRV und Fa. Bezner, LEG Stuttgart	seit 1996.	ja	ja	ja			
Singen	Fa. Rethmann	1996	ja		ja			
Schaffhausen	IGW	1992	ja		ja			Müller u. Fricke, 1993
Scharfenberg (Wittstock)	ITU, Berlin	seit 1994	ja		ja			Janikowski, 1996
Starnberg	BTA	1990	ja	ja				BTA, 1991
Südhessische Arbeitsgem. Abfall (SAGA)	IGW und TH Darmstadt (Prof. Jäger)	1995	ja		ja	ja	ja	Müller u. Wallmann, 1996; Jäger u. Herr, 1996; Dach, 1996
TH Darmstadt	Prof. Dr. Jäger BMBF	10/95 bis 09/98						
TU Braunschweig Leichtweiß-Institut f. Wasserbau	dto. BMBF	09/95 bis 09/98	ja	ja	ja		ja	
TU München, Lehrstuhl Bodenkunde	TU München (Prof. Kögel-Knabner) BMBF	01/96 bis 01/98						
Universität Gh Essen	dto. BMBF	09/95 bis 07/98					ja	
Universität Hannover, ISAH	Prof. Doedens BMBF und Land Niedersachsen	seit 1994						Doedens, 1996, Cuhls, 1996 von Felde, 1996
Universität Wuppertal	BUGH Wuppertal (Prof. Ehrig) BMBF	01/94 bis 08/98					ja	Brinkmann et al., 1995
Wien	Uni Wien (Prof. Lechner)	seit 1994	ja	ja	ja			Binner, 1995
Wilhelmshaven	TU Braunschweig, Leichtweiß-Institut (Prof. Collins)	seit 1993	ja		ja			Turk, 1995
ZAW Donau-Wald	IGW und Uni Essen (Prof. Bidlingmaier)	seit 1993	ja	ja	ja		ja	Fricke u. Müller, 1993 und n.v. Bericht

### 4.3 Stoffströme und Massenbilanzen

#### 4.3.1 Restabfallaufbereitung und Konfektionierung

Angepaßt an die jeweiligen Behandlungsverfahren und -ziele werden unterschiedliche mechanische Aufbereitungsmethoden eingesetzt. Ziel der Vorbehandlung ist die Stoffstromauftrennung und die Konfektionierung für die nachfolgende stoffspezifische Behandlung.

Bei der mechanischen Restabfallaufbereitung müssen vier Zielvorgaben erfüllt werden:

1. Abtrennung von Stör- und Problemstoffen, die den Verfahrensablauf behindern;
2. Wertstoffabschöpfung;

3. Konfektionierung des Restabfalls für die nachgeschalteten Behandlungsprozesse;
4. Stoffstromaufteilung für nachfolgende stoffspezifische Behandlung, u.a. stoffliche Verwertung, biologische und thermische Behandlung, direkte Deponierung.

Im Rahmen des BMBF-Verbundvorhabens und des hessischen Forschungsvorhabens wurden umfangreiche Untersuchungen zur Materialaufbereitung, hier speziell Materialzerkleinerung und -siegung, durchgeführt. Ergebnisse aus diesen Forschungsvorhaben werden exemplarisch dargestellt.

Es wurde die Effektivität dreier unterschiedlicher Aufbereitungslinien verglichen:

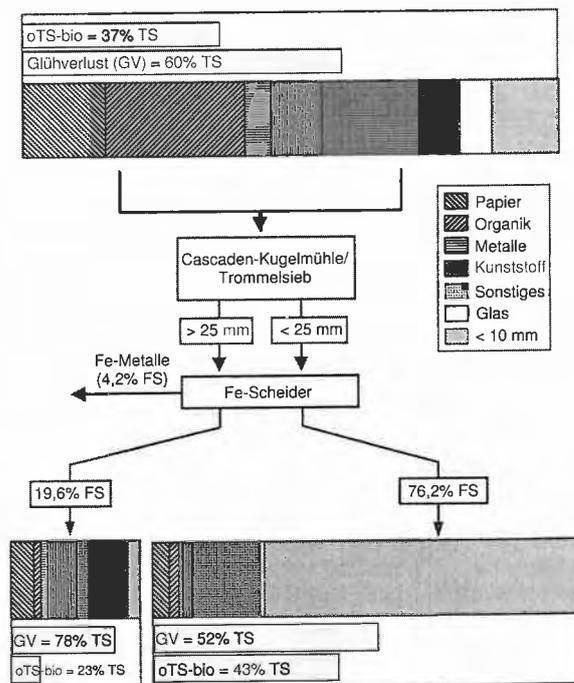
1. Cascaden-Kugelmühle mit anschließender Stoffstromaufteilung durch Siebung bei 25 mm und Fe-Scheidung,
2. Hammermühle mit anschließender Siebung bei 80 mm,
3. langsamlaufende Schraubenmühle, anschließende Siebung bei 150 mm, Rottetrommel (12 bis 20 Stunden Aufenthaltszeit), Siebstufe bei 40 mm.

Abbildung 4.2 zeigt die Stoffströme der Aufbereitungslinie 1. Neben den Sortierfraktionen und dem Glühverlust ist der einem mikrobiellen Abbau zugängliche Anteil des Glühverlustes („oTS-bio“) dargestellt. Es zeigte sich, daß die selektive Zerkleinerung eine effektive Stoffstromtrennung in eine heizwertreiche Grobfraction (20 % des Inputs) und eine organikreiche Feinfraction (76 %) ermöglicht. In der Feinfraction ist zudem der Anteil an biologisch abbaubaren Bestandteilen angereichert, so daß durch die spezifische Trennwirkung dieser Aufbereitungsstufe knapp 90 % der biogenen Bestandteile in die biologische Behandlung gelangen. Die Feinfraction wird durch die Kugelmühle zudem stark aufgefasert, wodurch optimale Bedingungen für die nachfolgende Rotte geschaffen werden. Durch den Fe-Scheider konnten über 95 % der im Input enthaltenen Fe-Metalle abgetrennt werden. Der Wirkungsgrad der Cascadenmühle zur Stoffstromtrennung und zur Konfektionierung des biologisch zu behandelnden Teilstromes, sowohl für Aerob- als auch für Anaerob-Verfahren, kann als sehr hoch bezeichnet werden. Allerdings weist die Cascadenmühle vergleichsweise hohe Investitionskosten und einen hohen Energiebedarf auf.

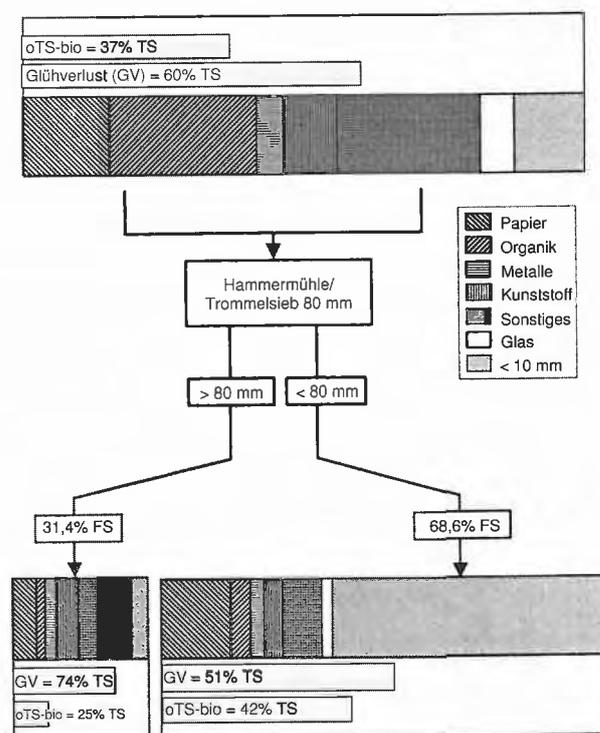
Die Zerkleinerungswirkung der Hammermühle (Aufbereitungslinie 2) ist weniger selektiv als die der Cascaden-Kugelmühle, auch der Aufschluß der organischen Bestandteile erfolgt in geringerem Umfang. Dennoch kann auch bei dieser Aufbereitungskonfiguration durch die nachgeschaltete Siebtrommel eine effektive Stoffstromtrennung mit einer Anreicherung der biologisch abbaubaren Komponenten im Siebdurchlauf (Siebschnitt 80 mm) erzielt werden (Abbildung 4.3).

Bei der Aufbereitungslinie 3, wie sie auf der Anlage in Quarzbichl installiert ist, werden nach dem langsamlaufenden Zerkleinerungsaggregat bei optimaler Beschickung der Siebstufe 150 mm ca. 20 % Leichtstoffe abgeschieden (Abbildung 4.4). Während der ca. 15-stündigen Homogeni-

**Abb. 4.2: Stoffstromtrennung durch die Cascaden-Kugelmühle (Müller und Wallmann, 1996)**



**Abb. 4.3: Stoffstromtrennung durch Hammermühle und Siebung (Müller und Wallmann, 1996)**



sierung in der Rottetrommel erfolgt durch die auftretenden Reibungs- und Scherkräfte eine selektive Zerkleinerung der verrottbaren Bestandteile. Papier- und Pappebestandteile werden intensiv zerfasert und gelangen im nachgeschalteten Siebvorgang in die Fraktion < 40 mm.

Auch verschiedene Papier- und Kartonverbunde werden in der Trommel selektiv aufbereitet, so daß die biologisch abbaubaren Komponenten weitestgehend von den Kunststoffen getrennt und bei der nachgeschalteten zweiten Siebstufe in die Feinfraktion gelangen, während der überwiegende Anteil der biologisch nicht abbaubaren Komponenten im Siebüberlauf verbleibt.

Der Rottetrommel-Output setzt sich zusammen aus ca. 75 % organikreicher Feinfraktion < 40 mm, die in die biologische Behandlungsstufe ge-

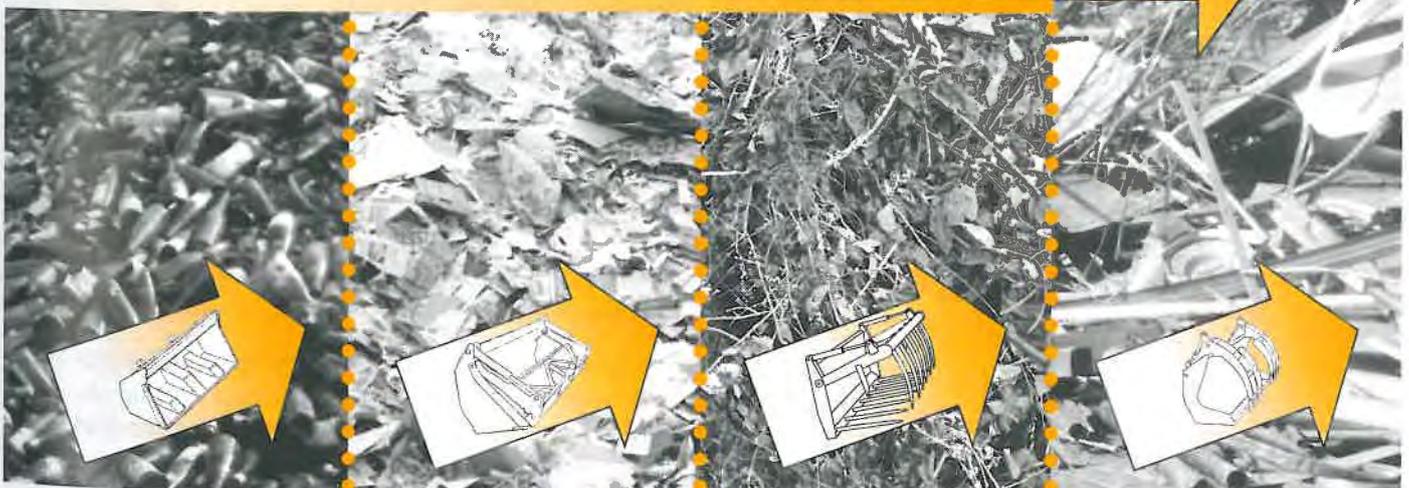
**Tabelle 4.3: Stoffspezifische Kenndaten, Abbau- und Reduktionsdaten bei der mechanischen-biologischen Restabfallbehandlung**

Behandlungsziel	H <sub>2</sub> O (%)	oTS (% TS)	oTS-Abbau (%)	TS-Reduktion (%)	FS-Reduktion (%)
<b>Restabfall, unbehandelt</b>	28-40	60-70	-	-	-
<b>Behandlung vor Deponie</b>					
Variante 1 und 2 <sup>1)</sup> Rottedauer 9-16 Wochen	25-35	44-65	20-40	12-28	0-43
<b>Behandlung vor Verbrennung</b>					
Variante 3 <sup>1)</sup> Rottedauer 3-4 Wochen	15-18	48-67	20-35	15-25	25-47
Variante 4 <sup>1)</sup> Rottedauer 7-10 Tage	15-18	55-70	2-5	1-4	14-33

langt und 25 % Grobfraktion (> 40 mm). Aufgrund ihres hohen Anteils an Kunststoffen und verschiedener anderer kohlenstoffreicher Abfallstoffe weist die Grobfraktion einen hohen Heizwert (14.000 bis 20.000 kJ/kg) auf und ist damit – wie auch die Leichtstofffraktion 1 – für eine thermische Behandlung geeignet.

## Ran ans Recycling! Zettelmeyer.

Transport ist unser Thema. Auch in Rückgewinnung und Wiederverwertung. Glas, Papier, Kompost, Schrott ... Zettelmeyer-Allrounder nehmen es mit jedem Material auf. Leistungsstark, wendig und schnell. Sie brauchen eine individuelle Lösung für Ihren Recyclingbetrieb? – Kein Problem! – Wir liefern Ihnen den Radlader nach Maß!



**VOLVO**

**Volvo Baumaschinen Deutschland GmbH**

Volvo Construction Equipment mit den Marken Volvo, Euclid, Zettelmeyer, Pel-Job und Mecalac.

**Die starke Vertriebsorganisation mit Niederlassungen und Händlern in ganz Deutschland**

Max-Planck-Straße 7 Telefon 0 65 01/84-02

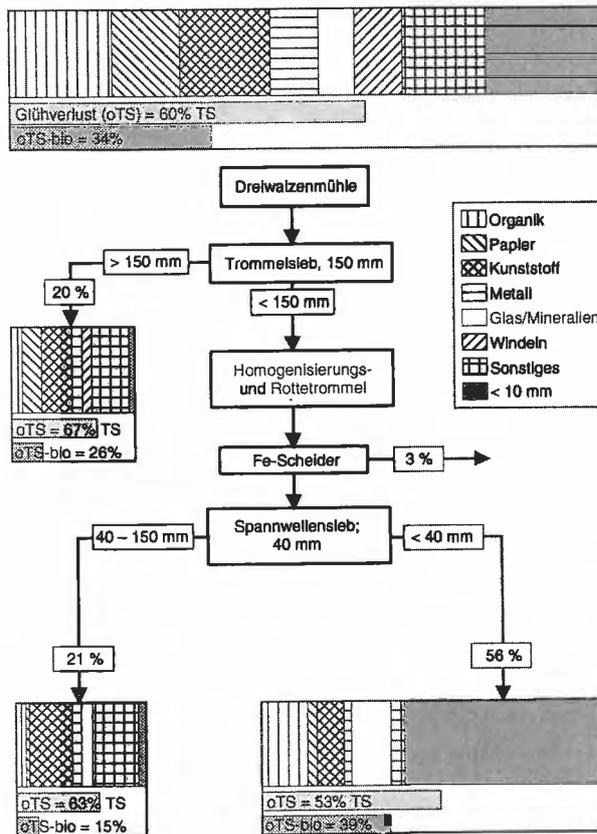
D-54329 Konz-Köhen Telefax 0 65 01/8 45 60

#### 4.3.2 Massenbilanzen bei der mechanisch-biologischen Restabfallbehandlung

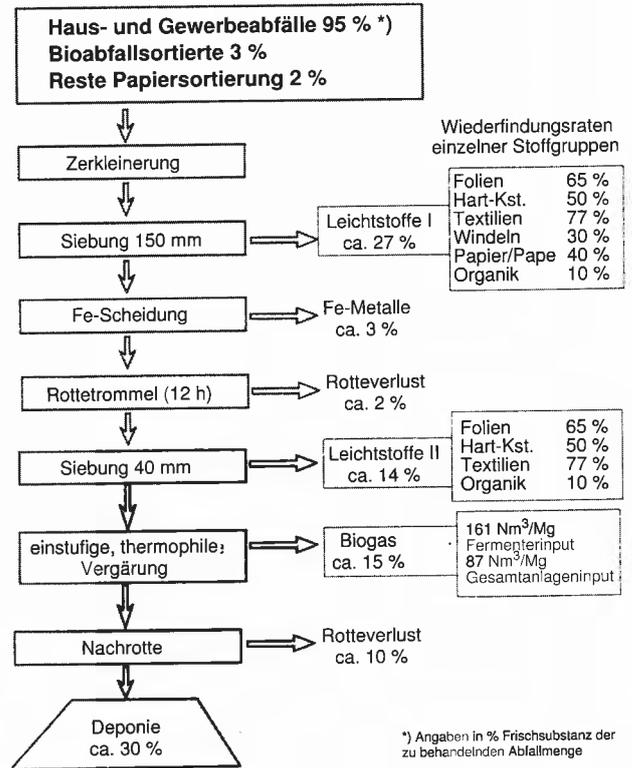
Die Massenreduktion während der biologischen Behandlung wird bestimmt durch die Abnahme des Wassergehaltes und der Trockensubstanz. Ausschlaggebend für die Gewichtsabnahme durch Wasserverluste ist die Differenz zwischen Anfangsgehalt und gewünschtem Wassergehalt im Endprodukt. Entscheidend für die Verringerung der Masse an Trockensubstanz ist der Abbaugrad der biologisch abbaubaren organischen Substanz und deren prozentualer Anteil in der TS.

Im Beitrag werden exemplarisch für drei Behandlungskonzeptionen Stoffflußdiagramme dargestellt (Abbildungen 4.5 bis 4.7). Ergänzend werden in Tabelle 4.3 stoffspezifische Kenndaten sowie Abbau- und Reduktionsraten aufgeführt. Weiterführende Ausführungen zum Abbau der organischen Substanz sind auch Kapitel 6 zu entnehmen.

**Abb. 4.4: Stoffstromtrennung durch Schneckenmühle, Homogenisierungstrommel und zweistufige Siebung, praktizierte Aufbereitungstechnik Quarzbichl**



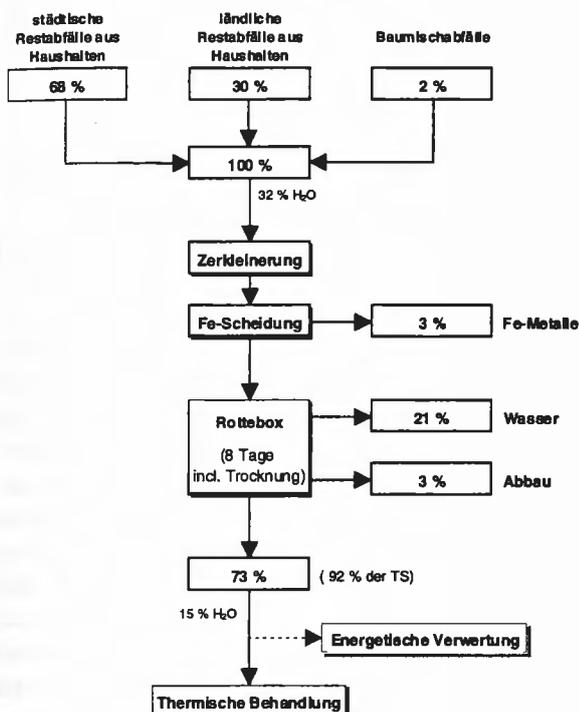
**Abb. 4.5: Massenflußdiagramm einer mechanisch-biologischen Restabfallbehandlung mit integrierter Vergärungsstufe als Vorbehandlung vor der Deponierung (Fricke et al., 1996)**



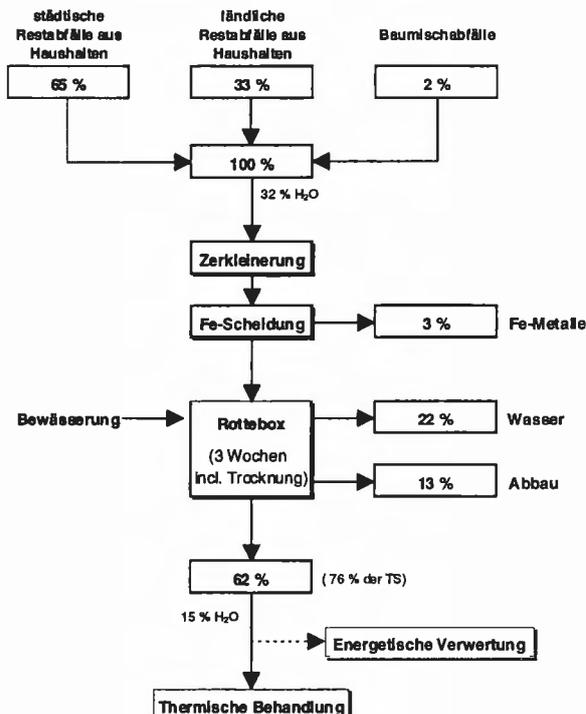
In Versuchen zur Einbindung einer **Vergärungsstufe** in die MBA (Abbildung 4.5) wurde erwartungsgemäß kein höherer Abbau der organischen Substanz erzielt als bei der rein aeroben Behandlung (Müller, 1995; Fricke et al., 1996). Dies ist darin begründet, daß für alle wesentlichen Abbauleistungen der Anaerobier auch entsprechende aerobe Abbauleistungen existieren, nicht aber umgekehrt (Schlegel, 1985). Daraus kann gefolgert werden, daß für einen möglichst weitgehenden Abbau der organischen Substanz die Vergärung immer nur eine Vorstufe einer aeroben Behandlung sein kann. Die Integration einer Vergärungsstufe kann aus Gründen der Emissionsminimierung, der Energiegewinnung und ggf. einer Flächeneinsparung ein sinnvoller Teilschritt einer MBA sein.

Der zeitliche Zusammenhang zwischen oTS-Abbau und Massenverlust ist in den Abbildungen 4.8 und 4.9 dargestellt. Der Massenverlust nach einwöchiger Behandlungsdauer ist im wesentlichen auf den Trocknungsprozeß zurückzuführen. Nach Angaben von Wiemer et al. (1995) liegen die Massenverluste bei einer Trocknung

**Abb.4.6:** Massenflußdiagramm einer mechanisch-biologischen Restabfallbehandlung zur Erzeugung von Trockenstabilat vor der thermischen Behandlung (Forschungsvorhaben des Landes Hessen und der SAGA)



**Abb.4.7:** Massenflußdiagramm einer mechanisch-biologischen Restabfallbehandlung als Vorschaltanlage vor der thermischen Behandlung (Forschungsvorhaben des Landes Hessen und der SAGA)

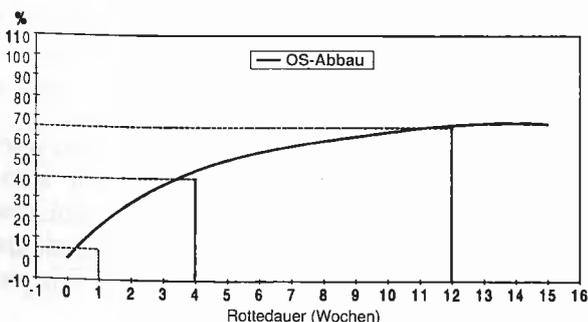


des Restabfalls von 40 auf 15 % Wassergehalt unter Berücksichtigung des oTS-Abbaus von ca. 5 % bei ca. 33 %. Diese Ergebnisse können durch eigene Untersuchungen weitestgehend bestätigt werden (Abbildung 4.6). Bei Behandlungszeiträumen von ca. 3 bis 6 Wochen (Vorschaltanlage vor der energetischen Verwertung/thermischen Behandlung), Massenverlust durch oTS-Abbau und Trocknung) konnten Abbauraten der organischen Substanz von 40 bis 50 % erzielt werden (Müller, 1995, Fricke et al., 1995). Bei einem Ausgangsmaterial mit einem Wasser-

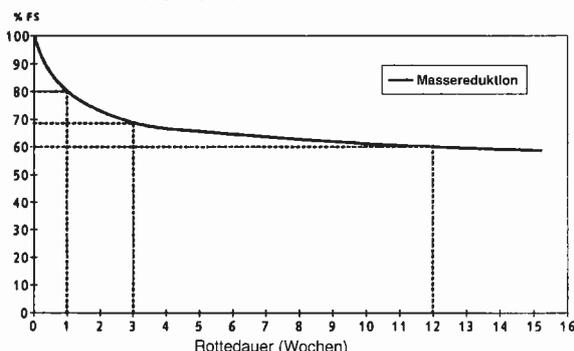
gehalt von 32 % und einer Restfeuchte nach biologischer Behandlung von 15 % konnten in einer 3-wöchigen Intensivrotte Massenreduktionsraten erzielt werden, die in Abhängigkeit vom Gehalt an biologisch abbaubarer Substanz (35 – 45 % biologisch abbaubare TS) im unbehandelten Restabfall in einer Größenordnung von 40 % lagen (Abbildung 4.7).

Bei Abfallanalysen hat sich jedoch gezeigt, daß die Wassergehalte in zu behandelnden Restabfällen in der Regel niedriger anzusiedeln sind.

**Abb.4.8:** Idealisierter oTS-Abbau während des Rotteprozesses (Fricke et al., 1996)



**Abb.4.9:** Idealisierter Massenverlust während des Rotteprozesses, Restfeuchte 15 bis 20 %





behandelten Restabfall wurden Schüttgewichte in einer Größenordnung von 0,1 – 0,3 Mg/m gemessen. Die intensive Zerkleinerung durch die Rottetrommel (Quarzbichler Versuche) führte einerseits zu einer starken Auffaserung und Schaffung großer Oberflächen der organischen Komponenten, so daß optimale Bedingungen für den mikrobiellen Abbau vorlagen. Auf der anderen Seite bewirkt die intensive Zerkleinerung eine deutliche Verringerung der Struktur im Rotteausgangsmaterial. Dies zeigt sich an den überdurchschnittlich hohen Schüttgewichten des Rottegutes von 0,72 bis 0,8 Mg/m<sup>3</sup> (Tabelle 4.5) nach der Rottetrommel.

#### 4.4 Emissionen

Den Emissionen von Abfallbehandlungsanlagen kommt im Hinblick auf die ökologische Bewertung, genehmigungsrechtliche Belange sowie die Akzeptanz in der Bevölkerung eine wesentliche Bedeutung zu. Emissionsrelevante Verfahrensbereiche bei der mechanisch-biologischen Restabfallbehandlung sind in einer Gesamtübersicht in Tabelle 4.6 dargestellt. Der Vollständigkeit halber wird auch der Bereich Abwasser aufgeführt. Für die Abluftemissionen – insbesondere der organischen und anorganischen Schadkomponenten – ist vor allem der Intensivrottebereich und im geringeren Umfang der Anlieferungs- und Aufbereitungsbereich von Bedeutung.

##### 4.4.1 Abluftemissionen

###### 4.4.1.1 Material und Methoden

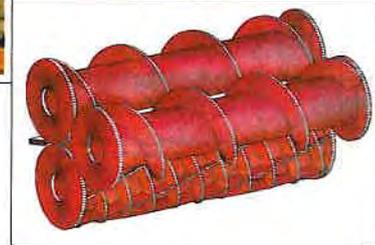
###### Datengrundlage

Der Beitrag stützt sich auf Meßergebnisse nachfolgend aufgeführter Untersuchungsvorhaben. Die Untersuchungsmethodik ist den hinzugefügten Literaturzitaten zu entnehmen.

- ZAW Donau-Wald, Forschungsvorhaben des Bayerischen Umweltministeriums (*Fricke und Müller, 1993*), geprüfte Verfahren: HerHof-Rottebox, BTA-Vergärungsverfahren
- Forschungsvorhaben der Fa. HerHof (*Wiemer und Kern, 1995*)
- MBA-Anlage Quarzbichl, Forschungsvorhaben des Bundesministeriums für Bildung, Wissenschaft, Forschung und Technik (*Fricke et al., 1996*; unveröffentlichter Zwischenbericht an den Projektträger des BMBF, 1997); geprüfte Verfahren: Rottetrommel, ML-Rotteboxen, diverse belüftete Mietenrottesysteme

**In mechanisch-biologischen Prozessen zur Abfallbeseitigung spielt die Zerkleinerungstechnik eine Hauptrolle.**

**Und die ist dem MALIN auf den Leib geschnitten.**



Denn gleich, ob MBE, MBT oder MBS – in allen Verfahren ist die Zerkleinerung ein wesentlicher Schritt zur Optimierung von Prozeßablauf und Endergebnis. – Und mit seiner Arbeitsweise ist der Scherschnecken-Shredder Malin ideal auf die prozeßgerechte Zerkleinerung des bunten Stoffgemisches eingerichtet, das auch im Restmüll aus sortierter Erfassung vorliegt: Organische Substanzen vermischt mit Glas und Keramik, mit Schlacken und Aschen. Fragen Sie uns nach Referenzanlagen Rufen Sie uns an !

**SVEDALA**



**Svedala Deutschland GmbH**

Svedala-Haus Magdeburg  
Gewerbestraße 22, 39167 Irxleben  
Tel. (039204) 895-12, Fax (039204) 895-20

**Tabelle 4.5: Schüttgewichte vor und nach der Rotte**

		Rottebeginn		Rottedauer (Wochen)	Rotteende	
		Schüttgewicht (kg/l FS)	Trockendichte (kg/l TS)		Schüttgewicht (kg/l FS)	Trockendichte (kg/l TS)
Schaffhausen		0,48	0,24	17	0,78	0,53
Donau-Wald 1)	RM-KS	0,44	0,23	17	0,69	0,39
	HR-KS	0,70	0,34	6	0,92	0,46
	HR	0,55	0,29	5	0,85	0,38
Quarzbichl	Variante 1/2	0,72	0,45	16	0,82	0,52
	Variante 3/4	0,80	0,49	16	0,81	0,53
SAGA 1995	Box 9	0,61	0,38	9	0,66	0,43
	Box 10	0,72	0,44	9	0,86	0,49
SAGA 1996	Langrotte	0,66	0,36	4	0,75	0,44
	Optimalrotte 2)	0,46	0,31	3	0,47	0,36
	Kurzrotte 2)	0,46	0,30	1	0,41	0,32

1) Beschreibung der Varianten siehe Kapitel 6.2.4  
2) Rottedauer incl. Trocknung

- Forschungsvorhaben des Landes Hessen und der Südhessischen Arbeitsgemeinschaft Abfall (SAGA) (Müller et al., 1996 und 1997); geprüfte Verfahren: diverse Zerkleinerungsanlagen, HerHof-Rotteboxen unterschiedlicher Modifikationen
- MBA-Anlage Lüneburg, Forschungsvorhaben des Landes Niedersachsen (Doedens und Cuhls, 1996; unveröffentlichter Zwischenbericht 1997); geprüfte Verfahren: Tafelmietenrotte.

**Tabelle 4.6: Emissionsrelevante Verfahrensbereiche bei der mechanisch-biologischen Restabfallbehandlung**

Verfahrensschritt	Aggregat/ Verfahrensbereich	Emissionen über	
		Wasser	Luft
Anlieferung	Bunker	Preß-/ Sickerwasser	Geruch, Staub, sonstige Verwehungen, Mikroorganismen, organische und anorganische Schadstoffe, Lärm
Vorbehandlung	Aufbereitung (Zerkleinerung, Siebung, Entschrottung, Mischung etc.)	Preß-/ Sickerwasser	Geruch, Staub, sonstige Verwehungen, Mikroorganismen, organische und anorganische Schadstoffe, Lärm
Rotte (Aerob-Stufe)	Mieten, Container, Tunnel, Reaktor, Trommel	Preß-/ Sickerwasser, Kondenswasser	Geruch, Staub, sonstige Verwehungen, organische und anorganische Schadstoffe, Mikroorganismen, Lärm
Vergärung (Anaerob-Stufe)	Reaktor, Entwässerung	Prozeßwasser	organische und anorganische Schadstoffe über Biogas und Biogasverwertung
Konfektionierung	Sieb, diverse Scheider	keine	Geruch, Staub, sonstige Verwehungen, Mikroorganismen, Lärm
Abluftreinigung	Abluftfilter / -wäscher	Kondenswasser	Geruch, organische und anorganische Schadstoffe, Mikroorganismen
Abwasserreinigung	Auffangbehälter Kläranlage	Abwasser	Geruch
Abtransport	Ladeaggregate, Straßen, Transportfahrzeuge	Verkehrsflächenwasser	Geruch, Staub, Verwehungen, Lärm

- Deponie des Landkreises Nienburg, (Brüggert, 1996 und Turk, 1996); geprüfte Verfahren: Kaminzugverfahren nach Spillmann/Collins.

Im folgenden werden ausschließlich Intensivrotte-Systeme (Kategorie 2, siehe 4.2.3) betrachtet. Die Abluftemissionen beim Kaminzugverfahren nach Spillmann/Collins (Verfahren nach Kategorie 1) werden in Kapitel 4.4.1.2.5 dargestellt.

### Berechnung von Frachten und Konzentrationen

Auf Basis der gemessenen Schadgaskonzentrationen und Abluftmengen wurden schadstoffspezifische Frachten berechnet. Die Erfassung der Abluftmengen erfolgte quasi-kontinuierlich. Die Probenahme für organische und anorganische Schadkomponenten im Abgas der verschiedenen Rottesysteme wurde diskontinuierlich durchgeführt. Hierdurch war es erforderlich, Wertannahmen zu treffen, die in den Zeitintervallen zwischen den jeweiligen Probenahmetermen lagen. Für die vorliegenden Berechnungen wurde unterstellt, daß der gemessene Konzentrationswert bis zum jeweils nachfolgenden Probenahmeterm gilt. Der erste Meßwert wurde von Versuchsbeginn bis zur zweiten Messung angenommen. Durch diese konservative Rechenmethode liegen die ermittelten Daten aller Voraussicht nach über den real zu erwartenden Werten, da abgesicherte Erkenntnisse vorliegen, daß sich insbesondere die organischen Schadstoffkonzentrationen im Verlauf der Rotte exponentiell verringern (siehe auch Kapitel 4.4.1.2.2, Abbildung 4.10).

Für die Frachten und Konzentrationen einzelner Schadstoffe wurden Mittel- und Maximalwerte berechnet. Der Mittelwert wird definiert als Mittel aus allen ausgewerteten Versuchen. Für den Maximalwert (worst-case) wurden jeweils die höchsten Frach-

ten/Konzentrationen einzelner Versuchsläufe zugrunde gelegt (Kapitel 4.4.1.2.3).

Die Datensätze „Mittelwerte“ bzw. „Maximalwerte“ wurden den Schadstoffkategorien der TA Luft entsprechend gegliedert. Exemplarisch erfolgen Berechnungen für eine vier- und zweiwöchige Rotte mit spezifischen Abluftmengen von 5.000 bzw. 3.000 m<sup>3</sup> je Mg unbehandelten Restabfalls. Dies entspricht den Abluftmengen, die in den Versuchen ermittelt wurden.

Grundlage der Berechnung der zweiwöchigen Rotte sind die Schadstofffrachten der vierwöchigen Rotte. Entsprechend der Forderung der TA Luft, die Emissionen unter den für die Luftreinhaltung ungünstigsten Betriebsbedingungen darzustellen (Abschnitt 2.1.3), wurde unterstellt, daß die Abluftfrachten der ersten vier Rottewochen vollständig in den ersten zwei Rottewochen mit den entsprechend geringeren Abluftmengen ausgetragen werden. Erwartungsgemäß erhöhen sich hierdurch bei der zweiwöchigen Rotte die Schadgaskonzentrationen im Rohgas – worst-case –.

Auf Basis der ermittelten Massenströme und Konzentrationen sind für eine MBA-Anlage von 100.000 Tonnen jährlicher Behandlungskapazität Ausschöpfungsraten der Grenzwerte der TA Luft berechnet worden (Kapitel 4.4.1.2.3).

### Ermittlung von Reingaskonzentrationen

Bei den genannten Schadgaskonzentrationen handelt es sich ausschließlich um Rohgasemissionen. Relevant für das Emissionspotential sowie die Genehmigung von MBA-Anlagen ist die gereinigte Abluft, die nach Behandlung mit entsprechenden Filtersystemen von einer MBA emittiert wird. Hierzu liegen zur Zeit keine ausreichend belastbaren Daten vor.

Zur Abschätzung von Reingas-Konzentrationen werden Ergebnisse aus ähnlichen Behandlungsverfahren, u. a. Bio- und Gesamtmüll-Kompostierung herangezogen. In Industrie- und Entsorgungsanlagen werden biologische Filtersysteme mit z. T. sehr hohen Wirkungsgraden eingesetzt. Dabei werden i. d. R. spezifische Schadgasgemischungen behandelt. MBA-Abgase sind jedoch sehr vielseitige Stoffgemische.

**Tabelle 4.7: Filterwirkungsgrade für ein 2-stufiges Abgasreinigungssystem mit Biofilter, zusammengestellt nach: VDI (1991); SABO (1991); Fischer et al. (1990); Kuchta (1993); Fricke und Müller (1993); Dammann et al. (1996)**

Stoffgruppen	Filterwirkungsgrad (%)
Summe organischer Kohlenstoff (TOC)	> 85
Alkane (Decan) / Terpene / Alkylacetate / Ketone	95
Leichtflüchtige aromatische Kohlenwasserstoffe (z.B. BTEX)	80-85
Geruch	95-99

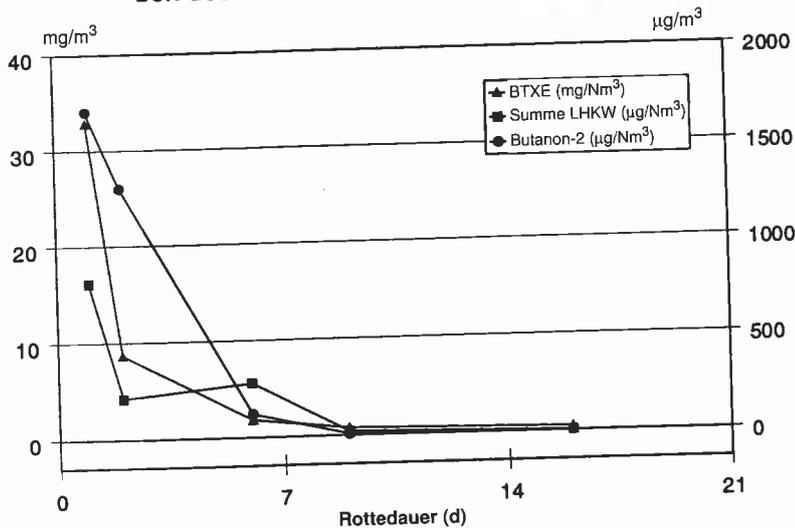
Die VDI-Richtlinie „Biofilter“ (VDI, 1991) enthält eine Zusammenstellung unterschiedlicher Ablufttypen, die erfahrungsgemäß biologisch gereinigt werden können. Es liegen umfangreiche Publikationen vor, die Angaben über chemische Stoffgruppen und Einzelkomponenten enthalten (Literaturzitate Tabelle 4.7), die unter den technischen Bedingungen von Biofiltern mehr oder weniger gut mikrobiell abbaubar sind. Im Gegensatz zur Abwasserreinigung, wo es bereits seit langem verbindliche Testmethoden zur Beurteilung der biochemischen Abbaubarkeit chemischer Substanzen in Kläranlagen und Gewässern gibt, haben sich ähnliche Methoden zur Beurteilung des Abbauverhaltens gasförmiger Verbindungen, insbesondere von Vielstoffgemischen, bisher noch nicht etablieren können.

Über eine Analyse der Rohgase kann man allerdings aufgrund der Struktur der darin gefundenen Verbindungen bis zu einem gewissen Grade auf deren Abbauverhalten schließen. Über das Abbauverhalten von Mischgasen, wie sie in der Praxis meistens vorkommen, können letztendlich jedoch nur Vorversuche mit dem Biowäscher oder -filter Auskunft geben (Bardtke, 1990).

Im Rahmen des BMBF-Verbund-Forschungsvorhabens ist eine Überprüfung der Wirkungsgrade verschiedener Filtersysteme für die Abluft aus der mechanisch-biologischen Restabfallbehandlung vorgesehen (Doedens und Cuhls, 1996). Seit März 1997 wird auf einer Technikum-Anlage der Fa. HerHof die Einsatzfähigkeit verschiedener Filtersysteme für die Abluft von mechanisch-biologischen Behandlungsanlagen überprüft.

Durch Literatursauswertung können die in Tabelle 4.7 aufgeführten Annahmen über Ab-

**Abb. 4.10: Abluftkonzentrationen (Rohgas) bei der aeroben Behandlung von Restabfällen in einem druckbelüfteten Rottesystem, Ergebnisse aus dem Forschungsvorhaben des Landes Hessen und der SAGA**



scheidegrade für Geruch sowie relevante Schadstoffgruppen durch ein zweistufiges Abgasreinigungssystem – bestehend aus Biofilter und Biowäscher – getroffen werden. Für die Abschätzung der Reingasemissionen wird auf Grundlage dieser Daten für die Summe organischer Verbindungen nach Anhang E der TA Luft ein Filterwirkungsgrad von 90 % angenommen (Kapitel 4.4.1.2.4).

#### 4.4.1.2 Ergebnisse

##### 4.4.1.2.1 Abluftmengen

Die spezifische Abluftmenge pro Tonne zu behandelnden Restabfalls ist von mehreren Faktoren abhängig:

- Entlüftung des Anlieferungsbunkers, der Aufbereitungs- und Rottehalle;
- Art der Entlüftung (Entstaubung) verschiedener Einzelaggregate, wie z.B. Zerkleinerungs- und Siebaggregate;
- Art des Rottesystems, der Prozeßführung und des Behandlungsumfangs;
- Art der Luftführung;
- Volumen der zu entlüftenden Räume.

Bei Intensivrotte-Systemen, wie z.B. quasi-dynamische Tafelmietenrotte, Rotteboxen und Rottetunnel, wird der biologische Abbauprozess durch unterschiedlich konzipierte Belüftungssysteme gesteuert. Die sogenannte Zwangsbelüftung dient zur Sauerstoffversorgung und Temperatursteuerung (Abführung der Wärme). In Inten-

sivrotte-Systemen ist die Temperatursteuerung der bestimmende Faktor für die erforderliche Belüftungsmenge. In der ersten Intensiv-Rottephase besteht ein relativ gleichmäßig hoher Lüftungsbedarf. Durch die Abnahme der mikrobiellen Aktivität sinkt die erforderliche Luftmenge im weiteren Verlauf der Rotte.

Bei bisher durchgeführten Untersuchungen in Intensiv-Rottesystemen wurden im Durchschnitt wöchentliche spezifische Abluftmengen von 1.000 bis 2.000 m<sup>3</sup> je Tonne zu behandelnden Restabfalls ermittelt. Bei Ausschöpfung der bestehenden Optimierungspotentiale ist für eine vierwöchige Intensivrotte eine Reduzierung der Abluft auf ca.

3.000 bis 4.500 m<sup>3</sup> Abluft/Mg Restabfall praktikabel.

Verringerungen der spezifischen Abluftmengen können durch vielfältigste prozeßsteuernde und bauliche Maßnahmen umgesetzt werden:

- Minimierung der zu entlüftenden umbauten Räume;
- gezielte Entlüftung durch Kapselung einzelner Aufbereitungs- und Transportaggregate;
- Nutzung der Abluft aus der Anlieferung und Aufbereitung zur Belüftung der Rotte;
- Einsatz wirkungsvoller Wärmetauscher als Voraussetzung für die Umsetzung eines effizienten Umluftsystems (Mehrfachnutzung der Abluft);
- Erhöhung der zeitspezifischen Abbauleistung der biologisch abbaubaren Komponenten durch Optimierung des Rotteprozesses.

##### 4.4.1.2.2 Schadstoffkonzentrationen (Rohgas)

Durch die prozeßbedingten Temperaturen (50° bis 75°C) zu Beginn der Rotte werden insbesondere die leichtflüchtigen organischen Schadkomponenten über die Abluft aus dem Rottmaterial ausgetragen. Verstärkt wird dieser Vorgang durch die prozeßsteuernde Zwangsbelüftung, die bei allen Intensivrotte-Systemen obligatorisch ist.

Die Abluftkonzentrationen leichtflüchtiger Stoffgruppen bzw. Verbindungen über den Rotteverlauf sind in Abbildung 4.10 dargestellt. Zu Be-

ginn der Rotte treten erwartungsgemäß die höchsten Schadstoffkonzentrationen auf. Dies ist in erster Linie auf ein Ausstrippen durch die Temperaturerhöhung im Rottegut zurückzuführen. Eine vergleichbare Dynamik konnte auch in den übrigen zitierten Untersuchungsvorhaben beobachtet werden. Da zu Beginn der Rotte bei zwangsbelüfteten Rottesystemen auch die größten Luftmengen aufgewendet werden, tritt der Hauptteil der Emissionsfracht in der ersten Rottephase auf (siehe auch Tabelle 4.8, Tabelle 4.9 und Tabelle 4.13).

In Tabelle 4.8 und Tabelle 4.9 sind die Schadstoff-Konzentrationen im Rohgas zusammenfassend dargestellt. Bei den Meßwerten wurde zwischen Konzentrationen, die in den ersten 14 Tagen der Rotte gemessen wurden, und denen der übrigen Rottezeit unterschieden. Dargestellt sind jeweils die höchsten und niedrigsten in diesen Rottephasen gemessenen Werte. Die Aufstellung soll einen Überblick über die im MBA-Abgas vorliegenden Konzentrationsspannen der einzelnen Verbindungen aufzeigen. Die Ergebnisse zeigen, daß für alle Elemente die höchsten Austräge innerhalb der ersten 14 Tage zu verzeichnen sind.

Die erhöhten Quecksilber- und Cadmiumkonzentrationen, wie sie bei den ersten orientierenden Untersuchungen von *Fricke* und *Müller* (1993) im Forschungsvorhaben des ZAW Donau-Wald ermittelt wurden, konnten bei allen späteren Messungen nicht bestätigt werden. Schon eine zum damaligen Zeitpunkt durchgeführte Plausibilitätsprüfung, insbesondere der Schwermetallkonzentrationen in der Abluft, mit Hilfe einer Gesamtbilanz ließ vermuten, daß die gemessenen Werte mit einer hohen Unsicherheit behaftet waren. Die Rohgaskonzentrationen der neueren Untersuchungen liegen weit unter den Grenzwerten der 17. BImSchV (Tabelle 4.9 und Tabelle 4.11).

Im Rahmen des Hessischen Forschungsvorhabens mußte, da die gemessenen Schwermetall-Konzentrationen weit unter den üblichen Bestimmungsgrenzen lagen, die Probenahmedauer in einer Sonderuntersuchung von 10 Stunden auf 3 bzw. 6 Tage erhöht werden. Auf diese Weise konnten Konzentrationen ermittelt werden, die z. T. mehrere Zehnerpotenzen unter den vorherigen Bestimmungsgrenzen lagen.

#### 4.4.1.2.3 Genehmigungsrechtliche Beurteilung (Rohgas)

Bezüglich der Abluftemissionen ist im Rahmen der Genehmigung von MBA-Anlagen die Technische Anleitung Luft (TA Luft vom 27.2.1986) relevant. Nach Abschnitt 3.1.2 der TA Luft sind genehmigungsbedürftige Anlagen mit Einrichtungen zur Emissionsbegrenzung auszurüsten und zu betreiben, die dem Stand der Technik entsprechen (Vorsorgeprinzip). Geruchsintensive Stoffe sind i. d. R. Abgasreinigungseinrichtungen zuzuführen (3.1.9), krebserzeugende Stoffe sind unter Beachtung des Grundsatzes der Verhältnismäßigkeit so weit wie möglich zu begrenzen (2.3).

Für einzelne Verbindungen bzw. Stoffgruppen gibt die TA Luft Grenzwerte für Massenströme sowie Abluftkonzentrationen vor. Wird der vorgegebene Massenstrom eines Schadstoffes überschritten, muß eine Abluftreinigung erfolgen und der aufgeführte Grenzwert eingehalten werden. Bei Unterschreiten der Massenströme sind die Konzentrations-Grenzwerte der TA Luft nicht relevant.

Organische und anorganische Verbindungen sind in der TA Luft nach ihrer toxikologischen Wirksamkeit in unterschiedliche Klassen gegliedert. Mit Ausnahme der als „krebserzeugend“ eingestuften Stoffe sind die organischen Verbindungen im Anhang E der TA Luft in die Klassen 1 bis 3 eingeteilt. Beim Vorhandensein organischer Stoffe mehrerer Klassen – wie dies für die Abluft aus MBA zutrifft – wird der Massenstrom der Summe der organischen Verbindungen als Bewertungskriterium herangezogen. Bei Überschreiten dieses Massenstromes von 3.000 g/h ist eine Abgasreinigung auf 150 mg/m<sup>3</sup> erforderlich.

Auf der Basis von Schadstoffkonzentrationen und Abluftmengen wurden für die vorliegenden Rotteversuche Schadgasfrachten ermittelt. In Tabelle 4.10 und Tabelle 4.11 sind die Rohgas-„Mittelwerte“ (Definition siehe Kapitel 4.4.1.1) der einzelnen Verbindungen nach den Kategorien der TA Luft gegliedert dargestellt. Die Durchschnittskonzentrationen werden sowohl von zwei- als auch von vierwöchiger Rotte aufgeführt, während Berechnungen zur Ausschöpfung der Grenzwerte nach TA Luft lediglich für die zweiwöchige Rotte – konservative Betrachtung – vorgenommen werden.

Die Grenzwerte der TA Luft für Massenströme und Konzentrationen der einzelnen organischen sowie anorganischen Verbindungen werden von den ermittelten Rohgaswerten unterschritten. Dies trifft auch für die in Tabelle 4.8 und Tabelle 4.9 aufgeführten Maximalkonzentrationen im Rohgas zu.

In Tabelle 4.12 sind die maximale und mittlere Rohgasfracht der Summe Organik nach Anhang E der TA Luft und daraus abgeleitete Durchschnittskonzentrationen der ersten 14 Rotetage aufgeführt. Die Ausschöpfung des Massenstrom-Grenzwertes der TA Luft durch eine MBA-Anlage mit einer jährlichen Behandlungskapazität von 100.000 Tonnen liegt im Rohgas bei 90 % (Bezug: Mittelwerte). Bei Zugrundelegung der Maximalwerte erfolgt eine Ausschöpfung von 187 % (Tabelle 4.12).

Da in den bisherigen Berechnungen die zusätzlich zu berücksichtigenden Schadstoffe aus der Aufbereitung nicht bei allen Versuchsläufen berücksichtigt wurden, muß damit gerechnet werden, daß die Ausschöpfung bzw. Überschreitung der Grenzwerte geringfügig höher ausfällt.

Abschnitt 3.1.7 der TA Luft schreibt vor, daß auch toxische Stoffe berücksichtigt werden müssen, die im Anhang E nicht aufgeführt werden. Im Rahmen des BMBF-Forschungsvorhabens wurden vom Institut für Siedlungswasserwirtschaft und Abfalltechnik der Universität Hannover unter Leitung von Prof. Doedens Schadstoff-Screenings in der Abluft von MBA-Anlagen durchgeführt. Nach Auswertung dieser Untersuchungen wurde eine Stoffliste aufgestellt, in der die relevanten anorganischen und organischen Schadkomponenten aufgeführt sind. Beim Forschungsvorhaben des Landes Hessen und der SAGA wurde eine erweiterte Palette der Schad-

stoffe bei der Meßkampagne 1996 berücksichtigt, so daß die relevanten Parameter im vorliegenden Beitrag berücksichtigt wurden.

In der 91. Sitzung des Länderausschusses für Immissionsschutz (LAI) vom 21. – 23. 10. 1996 in Münster wurde empfohlen, 284 weitere Verbindungen in den Anhang E der TA Luft als Bewertungsgrundlage für Genehmigungsverfahren mit aufzunehmen. Weiterhin wurde beschlossen, eine Verschiebung einzelner Schadstoffe innerhalb der Schadstoffklassen vorzunehmen, u.a. Campher und Dichlormethan von Klasse 3 in Klasse 1. Die Änderungen wurden im Beitrag berücksichtigt. Durch die Erweiterung der Schadstoffpalette, die in den eigenen Untersuchungen aufgrund der Auswertung des Screenings erfolgte, wurden die Empfehlungen des LAI weitestgehend berücksichtigt bzw. vorweggenommen.

Die ermittelten Ergebnisse zeigen deutlich, daß eine Abluftreinigung für organische und anorganische Schadstoffe für MBA-Anlagen der Kategorie 2 (Kapitel 4.2.3) nach den Vorgaben der TA Luft unumgänglich ist. Auch wenn bei den Mittelwerten die Grenzwerte nicht in vollem Umfang ausgeschöpft werden, ist bei einem Ausschöpfungsgrad des Massenstrom-Grenzwertes von immerhin 90 % der Sicherheitsabstand zum Grenzwert als zu gering einzustufen, um – unberührt von den übrigen Forderungen der TA Luft Abschnitte 3.1.2., 3.1.9. und 2.3. – eine Empfehlung für den Verzicht der Abluftreinigung für organische und anorganische Schadstoffe rechtfertigen zu können (100.000 Mg jährliche Behandlungskapazität). Die Überschreitung der Grenzwerte (Massenstrom und Konzentration) bei Zugrundelegung der Rohgas-Maximalwerte (Tabelle 4.12) unterstützt diese Einschätzung.

**Tabelle 4.8: Schadgaskonzentrationen im Rohgas der Restabfallverrottung**

Stand: Januar 1997<sup>1)</sup>

Parameter	Konzentrationen im Rohgas (mg/m <sup>3</sup> )				Anzahl der Messungen
	erste 14 Rottetage		Rest der Rottedauer		
	Max.	Min.	Max.	Min.	
<b>AOX</b>	1,2	0,17	0,12	< 0,12	8
<b>TOC</b>	1400	10	10	< 10	14
<b>Summe Organik (Anhang E)</b>	463	1,39	2,34	0,71	berechnet
<b>leichtfl. aromatische KW's</b>					
Benzol	0,3	0,002	0,020	< 0,004	63
Toluol	11,5	0,005	0,140	< 0,004	63
Ethylbenzol	13,0	0,012	0,050	< 0,004	61
m-, p-Xylol	38,0	< 0,020	0,057	< 0,004	61
o-Xylol	10,0	0,012	0,020	< 0,004	61
Styrol	5,9	0,010	0,030	< 0,004	33
<b>Alkane</b>					
Cyclohexan	0,7	< 0,010	< 0,010	< 0,010	8
Hexan	< 0,05	< 0,025	< 0,025	< 0,025	8
Heptan	1,3	0,080	0,030	< 0,030	8
Octan	2,0	0,080	0,010	< 0,010	8
Nonan	12,0	0,040	< 0,050	< 0,050	8
Decan	43,0	< 0,050	< 0,050	< 0,050	8
<b>CKW</b>					
Trichlorethen	1,380	0,002	0,002	< 0,002	38
Tetrachlorethen	2,700	< 0,004	0,350	< 0,008	38
Dichlormethan	0,500	< 0,004	< 0,004	< 0,004	35
Trichlormethan	0,200	< 0,002	< 0,002	< 0,002	36
Tetrachlormethan	< 0,020	< 0,0005	< 0,0005	< 0,0005	36
trans-1,2-Dichlorethen	< 0,004	< 0,004	< 0,004	< 0,004	33
cis-1,2-Dichlorethen	< 0,004	< 0,004	< 0,004	< 0,004	33
1,1,1-Trichlorethan	0,200	0,0034	< 0,002	< 0,002	33
Vinylchlorid (Chlorethen)	< 0,010	< 0,004	< 0,004	< 0,004	52
1,2 Dichlorethan	< 0,010	< 0,005	< 0,005	< 0,005	8
1,1 Dichlorethen	0,010	< 0,005	< 0,005	< 0,005	8
<b>Ether</b>					
Tetrahydrofuran	0,6	< 0,004	0,006	< 0,004	30
<b>FCKW</b>					
R 11 (Trichlorfluormethan)	3,10	0,010	0,030	< 0,030	10
R 12 (Dichlordifluormethan)	1,70	< 0,050	< 0,050	< 0,050	10
R 21 (Dichlorfluormethan)	< 0,05	< 0,005	< 0,025	< 0,025	10
<b>Alkylacetate</b>					
Ethylacetat	32	< 0,004	< 0,004	< 0,004	33
n-Butylacetat	2,5	< 0,004	< 0,004	< 0,004	33
i-Butylacetat	0,5	< 0,004	< 0,004	< 0,004	33
tert-Butylacetat	3,0	< 0,004	< 0,004	< 0,004	34

1) Intensivrotteverfahren ohne Nachrotte von Vergärungsrückständen; Herkunft der Daten siehe Kapitel 4.4.1.1

**Tabelle 4.9: Schadgaskonzentrationen im Rohgas der Restabfallverrottung (Fortsetzung)**

Stand: Januar 1997

Parameter	Konzentrationen im Rohgas (mg/m <sup>3</sup> )				Anzahl der Messungen
	erste 14 Rottetage		Rest der Rottedauer		
	Max.	Min.	Max.	Min.	
<b>Terpene</b>					
alpha-Pinen	14,0	0,30	0,07	< 0,07	8
beta-Pinen	6,4	0,30	< 0,05	< 0,05	8
Limonen	56,0	0,20	0,10	< 0,10	8
Campher	1,3	< 0,05	< 0,05	< 0,05	8
<b>Aldehyde</b>					
Methanal (Formaldehyd)	0,150	< 0,01	< 0,01	< 0,01	8
Ethanal (Acetaldehyd)	2,700	< 0,01	< 0,01	< 0,01	8
Propanal (Propionaldehyd)	0,400	< 0,01	< 0,01	< 0,01	8
Pentanal (n-Valeraldehyd)	0,320	< 0,01	< 0,01	< 0,01	8
Propenal (Acrolein)	< 0,010	< 0,01	< 0,01	< 0,01	8
<b>Ketone</b>					
Aceton	140	< 0,010	0,940	< 0,010	31
Butanon-2	55	< 0,010	0,070	< 0,010	30
1-Butylmethylketon	0,4	< 0,004	< 0,004	< 0,004	30
<b>PCB (DIN)</b>					
	<b>0,000446</b>	<b>0,000006</b>	<b>0,000239</b>	<b>&lt; 0,000006</b>	17
<b>PAK (EPA)</b>					
	<b>0,0551</b>	<b>0,0015</b>	<b>0,0023</b>	<b>&lt; 0,0020</b>	13
Hexachlorbenzol	0,000036	0,000005	0,000005	0,000004	9
Summe Chlorbenzole 1)	<b>0,30000</b>	<b>0,00002</b>	<b>0,00200</b>	<b>0,00002</b>	17
Summe Chlorphenole 2)	<b>0,000120</b>	<b>0,000001</b>	<b>0,000019</b>	<b>0,000007</b>	17
PCDD/F (I-TEQ)	<b>6,26E-09</b>	<b>2,8E-11</b>			10
<b>Schwermetalle</b>					
Cadmium	0,000900	0,000013	< 0,00002	< 0,00002	42
Chrom	0,013700	0,000001	0,000002	0,000002	12
Chrom 6	0,000430	0,000190			18
Arsen	0,000010	0,000002			25
Thallium	< 0,00002	< 0,00002	< 0,00002	< 0,00002	34
Quecksilber	0,037000	0,000200	< 0,0050	< 0,00005	50
Blei	0,031000	0,000016			16
Kobalt	0,00410	< 0,0003	0,00030	< 0,0003	8
Kupfer	0,02600	< 0,0002	0,00100	< 0,0010	8
Mangan	0,05380	< 0,0002	0,00500	< 0,0050	8
Nickel	0,01000	0,00240	< 0,0070	0,01000	8
Antimon	0,00130	< 0,0020	< 0,0020	< 0,0010	8
Selen	0,00690	< 0,0055			2
Zinn	0,08430	< 0,0051			3
Vanadium	0,00600	< 0,0010	< 0,0020	< 0,0020	8
<b>Sonstige</b>					
HCL	0,8	0,1	< 5	< 5	8
HF	0,035	< 0,01	0,03	0,03	11

1) Mono-, Tri-, Tetra-, Penta- und Hexa-Chlorbenzol

2) Tri-, Tetra- und Penta-Chlorphenol

3) einmalig gemessener Wert

**Tabelle 4.10: Schadgasfrachten und -konzentrationen im Rohgas der MBA im Vergleich zu den Grenzwerten der TA Luft – vier- und zweiwöchige Intensivrotte –**

Mittelwerte *	in Versuchen ermittelte Frachten (g/Mg FS)	Durchschnittskonzentration		Ausschöpfung der Grenzwerte (TA Luft)		TA Luft - Grenzwerte	
		4 Wochen <sup>1)</sup> (mg/m <sup>3</sup> )	2 Wochen <sup>2)</sup> (mg/m <sup>3</sup> )	Massenströme (100.000 Mg/a) (%)	Konzentrationen <sup>2)</sup> erste 14 Tage (%)	Massenströme (g/h)	Konzentrationen (mg/m <sup>3</sup> )
<b>Summe Organik Anhang E</b>	<b>236</b>	<b>47</b>	<b>79</b>	<b>90</b>	<b>52</b>	<b>3000</b>	<b>150</b>
<b>Anhang E - Klasse 1</b>							
Dichlormethan	0.156	0.031	0.052	1.8	0.3	100	20
Trichlormethan	0.056	0.011	0.019	0.6	0.1	100	20
Tetrachlormethan	< 0.031	< 0.006	< 0.010	0.4	0.1	100	20
1,1-Dichlorethen	< 0.032	< 0.006	< 0.011	0.4	0.1	100	20
Tetrachlorethen	0.611	0.122	0.204	7.0	1.0	100	20
Campher	1.078	0.216	0.359	12.3	1.8	100	20
Naphtalin	0.032	0.006	0.011	0.4	0.1	100	20
Acenaphtylen	0.047	0.009	0.016	0.5	0.1	100	20
Chlorphenole (Summe)	< 1.9E-5	< 3.8E-6	< 6.3E-6	0.0	0.0	100	20
1-Butylmethylketon(2-Hexanon)	0.220	0.044	0.073	0.1	0.4	2000	20
Formaldehyd	0.076	0.015	0.025	0.9	0.1	1000	20
Propenal (Acrolein)	< 0.035	< 0.007	< 0.012	0.4	0.1	100	20
Ethanal (Acetaldehyd)	1.064	0.213	0.355	12.1	1.8	100	20
<b>Summe E - Kl. 1</b>	<b>3,436</b>	<b>0,687</b>	<b>1,145</b>	<b>39,2</b>	<b>5,7</b>	<b>100</b>	<b>20</b>
<b>Anhang E - Klasse 2</b>							
Toluol	4.555	0.911	1.518	2.6	1.5	2000	100
Ethylbenzol	5.592	1.118	1.864	3.2	1.9	2000	100
m- p-Xylol	10.713	2.143	3.571	6.1	3.6	2000	100
o-Xylol	3.083	0.617	1.028	1.8	1.0	2000	100
Styrol	3.221	0.644	1.074	1.8	1.1	2000	100
1,1,1-Trichlorethan	0.087	0.017	0.029	0.0	0.0	2000	100
Chlorbenzol	0.094	0.019	0.031	0.1	0.0	2000	100
Tetrahydrofuran	0.453	0.091	0.151	0.3	0.2	2000	100
Limonen	49.361	9.872	16.454	28.2	16.5	2000	100
Propanal (Propionaldehyd)	0.205	0.041	0.068	0.1	0.1	2000	100
Pentanal (n-Valeraldehyd)	0.278	0.056	0.093	0.2	0.1	2000	100
<b>Summe E - Kl. 2</b>	<b>77,640</b>	<b>15,528</b>	<b>25,880</b>	<b>44,3</b>	<b>25,9</b>	<b>2000</b>	<b>100</b>
<b>Anhang E - Klasse 3</b>							
trans-1,2-Dichlorethen	< 0.059	< 0.012	< 0.020	0.0	0.0	3000	150
cis-1,2-Dichlorethen	< 0.059	< 0.012	< 0.020	0.0	0.0	3000	150
Cyclohexan	0.673	0.135	0.224	0.3	0.1	3000	150
n-Butylacetat	0.586	0.117	0.195	0.2	0.1	3000	150
i-Butylacetat	< 0.197	< 0.039	< 0.066	0.1	0.0	3000	150
tert-Butylacetat	0.526	0.105	0.175	0.2	0.1	3000	150
Ethylacetat	18.245	3.649	6.082	6.9	4.1	3000	150
Butanon-2	23.786	4.757	7.929	9.1	5.3	3000	150
Aceton	59.002	11.800	19.667	22.5	13.1	3000	150
Hexan	< 0.160	< 0.032	< 0.053	0.1	0.0	3000	150
Heptan	0.927	0.185	0.309	0.4	0.2	3000	150
Octan	1.118	0.224	0.373	0.4	0.2	3000	150
Nonan	6.792	1.358	2.264	2.6	1.5	3000	150
Decan	24.140	4.828	8.047	9.2	5.4	3000	150
R11 (Trichlorfluormethan)	1.417	0.283	0.472	0.5	0.3	3000	150
R12 (Dichlordifluormethan)	0.632	0.126	0.211	0.2	0.1	3000	150
R 21 (Dichlorfluormethan)	< 0.160	< 0.032	< 0.053	0.1	0.0	3000	150
Pinene (a+b)	16.418	3.284	5.473	6.2	3.6	3000	150
<b>Summe E - Kl. 3</b>	<b>154,895</b>	<b>30,979</b>	<b>51,632</b>	<b>58,9</b>	<b>34,4</b>	<b>3000</b>	<b>150</b>

\* bei unterschrittener Bestimmungsgrenze wurde mit der Bestimmungsgrenze gerechnet

1) Abluft bei 4 Rottewochen (m<sup>3</sup>/Mg Abfall):

5.000

2) Abluft bei 2 Rottewochen (m<sup>3</sup>/Mg Abfall):

3.000

(Annahme: gesamte Schadstofffracht wird in den ersten 14 Rottetagen ausgetragen)

Tabelle 4.11: Schadgasfrachten und -konzentrationen im Rohgas der MBA im Vergleich zu den Grenzwerten der TA Luft – vier- und zweiwöchige Intensivrotte – (Fortsetzung)

Mittelwerte *	in Versuchen ermittelte Frachten (g/Mg FS)	Durchschnittskonzentration		Ausschöpfung der Grenzwerte (TA Luft)		TA Luft - Grenzwerte	
		4 Wochen <sup>1)</sup> (mg/m <sup>3</sup> )	2 Wochen <sup>2)</sup> (mg/m <sup>3</sup> )	Massenströme (100.000 Mg/a) (%)	Konzentrationen <sup>2)</sup> erste 14 Tage (%)	Massenströme (g/h)	Konzentrationen (mg/m <sup>3</sup> )
<b>Krebserzeugend Klasse 1</b>							
Benzoapyren	< 0,0000050	< 0,0000010	< 0,0000017	0,01	0,0017	0,5	0,1
<b>Krebserzeugend Klasse 2</b>							
Chrom 6	< 0,000836	< 0,000167	< 0,000279	0,19	0,0279	5	1
Arsen	0,000008	0,000002	0,000003	0,00	0,0003	5	1
Kobalt	< 0,001929	< 0,000386	< 0,000643	0,44	0,0643	5	1
Nickel	0,043510	0,008702	0,014503	9,93	1,4503	5	1
Summe K - Kl. 2	0,046283	0,009257	0,015428	10,57	1,5428	5	1
<b>Krebserzeugend Klasse 3</b>							
Benzol	0,3487	0,0697	0,1162	15,92	2,3247	25	5
Pentachlorphenol	< 5,0E-06	< 1,0E-06	< 1,7E-06	0,00	0,0000	25	5
1,2 Dichlorethan	< 0,032	< 0,006	< 0,011	1,5	0,2	25	5
Trichlorethen	0,4620	0,092	0,154	21,1	3,1	25	5
Vinylchlorid	< 0,0589	< 0,0118	< 0,0196	2,69	0,3927	25	5
Summe K - Kl. 3	0,9016	0,1803	0,3005	41,17	6,0107	25	5
Summe K - Kl. 1 + Kl. 2	0,0463	0,0093	0,0154	2,11	1,5429	25	1
Summe K - Kl. 1 + Kl. 3	0,9016	0,1803	0,3005	41,17	6,0107	25	5
Summe K - Kl. 2 + Kl. 3	0,9479	0,1896	0,3160	43,28	6,3193	25	5
Schwefeldioxid	241	48	80	55,02	16,0667	5000	500
<b>staubf. Anorganik Klasse 1</b>							
Cadmium	0,000173	0,000035	0,000058	0,20	0,0288	1	0,2
Quecksilber	0,007075	0,001415	0,002358	8,08	1,1792	1	0,2
Thallium	< 0,000204	< 0,000041	< 0,000068	0,23	0,0340	1	0,2
Summe - Kl. 1	0,0075	0,0015	0,0025	8,51	1,2420	1	0,2
<b>staubf. Anorganik Klasse 2</b>							
Arsen	0,0008	0,0002	0,0003	0,18	0,0256	5	1
Kobalt	0,0015	0,0003	0,0005	0,35	0,0509	5	1
Nickel	0,0435	0,0087	0,0145	9,93	1,4503	5	1
Summe - Kl. 2	0,0458	0,0092	0,0153	10,46	1,5268	5	1
<b>staubf. Anorganik Klasse 3</b>							
Antimon	< 0,005110	< 0,001022	< 0,001703	0,23	0,0341	25	5
Blei	0,000307	0,000061	0,000102	0,01	0,0020	25	5
Chrom	0,000836	0,000167	0,000279	0,04	0,0056	25	5
Kupfer	0,003878	0,000776	0,001293	0,18	0,0259	25	5
Mangan	0,011276	0,002255	0,003759	0,51	0,0752	25	5
Vanadium	< 0,005110	< 0,001022	< 0,001703	0,23	0,0341	25	5
Summe - Kl. 3	0,0265	0,0053	0,0088	1,21	0,1768	25	5
Summe - Kl. 1 + Kl. 2	0,0533	0,0107	0,0178		1,7752		1
Summe - Kl. 1 + Kl. 3	0,0340	0,0068	0,0113		0,2265		5
Summe - Kl. 2 + Kl. 3	0,0723	0,0145	0,0241		0,4821		5
<b>sonstige Verbindungen</b>							
PCDD/F	1,4E-09	2,8E-10	4,7E-10				
PCB (DIN)	1,8E-3	3,6E-4	6,0E-4				
Ammoniak	172	34	57				

\* bei unterschrittener Bestimmungsgrenze wurde mit der Bestimmungsgrenze gerechnet

1) Abluft bei 4 Rotte Wochen (m<sup>3</sup>/Mg Abfall): 5.000

2) Abluft bei 2 Rotte Wochen (m<sup>3</sup>/Mg Abfall): 3.000 (Annahme: gesamte Schadstofffracht wird in den ersten 14 Tagen ausgetragen)

#### 4.4.1.2.4 Abschätzung der Reingasemissionen

Bei den genannten Schadgaskonzentrationen handelt es sich ausschließlich um Rohgasmessungen, d.h. ungefilterte Abluft. Relevant für das Emissionspotential sowie die Genehmigung von MBA-Anlagen ist die gereinigte Abluft, die nach Behandlung mit entsprechenden Filtersystemen von einer MBA emittiert wird.

Bei Zugrundelegung eines Filterwirkungsgrades von 90 Prozent für die Summe der organischen Schadstoffe nach Anhang E der TA Luft (Erläuterung siehe Kapitel 4.4.1.1) werden die in Tabelle 4.12 aufgeführten Frachten und Konzentrationen im Reingas sowie die Ausschöpfungsraten der Massenstrom- und Konzentrationsgrenzwerte erreicht.

In Tabelle 4.13 sind die für die Summe Organik nach Anhang E der TA Luft wesentlichen Verbindungen (95 % der Gesamtfracht) sowie deren prozentualer Schadstoffaustrag in der ersten und zweiten Rottewoche dargestellt. Innerhalb der ersten 14 Rottetage werden mehr als 90 Prozent dieser Fracht emittiert.

Genehmigungsbedürftige Anlagen sind nach TA Luft mit Einrichtungen zur Emissionsbegrenzung nach Stand der Technik auszurüsten und zu betreiben; krebserzeugende Stoffe sind zu minimieren. Um diesen Forderungen gerecht zu werden, wird eine Ablufferfassung und -reinigung für die ersten 14 Rottetage, mindestens aber für die ersten 7 Tage, als zwingend erforderlich erachtet. Die in der TA Luft aufgeführten Grenzwerte können nach jetzigem Stand mit Hilfe von Biofiltrertechnologien deutlich unterschritten werden.

Die Notwendigkeit einer weitergehenden Emissionsbegrenzung zur Geruchsminimierung bleibt von dieser Forderung unberührt. Sie ist im Einzelfall standortspezifisch zu entscheiden.

Von besonderer genehmigungsrechtlicher Bedeutung ist die Auslegung des Begriffs „Stand der Technik“ der TA Luft. Der Begriff „Stand der Technik“ ist im BImSchG in den Vorschriften des § 5 Abs. 1 Nr. 2, § 22 Abs. 1 Nrn. 1 und 2, § 41 Abs. 1 und § 48 Nr. 2 enthalten. Mit dem durch den Begriff gesetzten Maßstab soll erreicht werden, daß technische Fortschritte auf dem Gebiet

**Tabelle 4.12: Grenzwertausschöpfung Summe organischer Verbindungen nach Anhang E der TA Luft**

	Maximalwerte		Mittelwerte	
	Rohgas	Reingas 1)	Rohgas	Reingas 1)
Fracht Organik Anhang E (g/Mg Abfall-FS)	491	49	236	24
Ausschöpfung des Massenstrom-Grenzwertes von 3.000 g/h durch eine MBA-Anlage mit 100.000 Jahrestonnen Behandlungskapazität	187%	19%	90%	9%
Durchschnittskonzentration erste 14 Rottetage (mg/m <sup>3</sup> ) 2)	164	16	79	8
Ausschöpfung des Konzentrations-Grenzwertes von 150 mg/m <sup>3</sup>	109%	11%	52%	5%

1) durchschnittl. Filterwirkungsgrad von 90 % für die Summe organischer Verbindungen nach Anhang E der TA Luft  
2) Annahme: vollständiger Schadstoffaustrag in den ersten 14 Rottetagen, 3.000 m<sup>3</sup> Abluft/Mg Abfall

der Emissionsbegrenzung soweit und so schnell wie möglich zur Verhinderung schädlicher Umwelteinwirkungen nutzbar gemacht werden. „Stand der Technik“ im Sinne von § 3 Abs. 6 BImSchG ist der Entwicklungsstand fortschrittlicher Verfahren, Einrichtungen oder Betriebsweisen, der die praktische Eignung einer Maßnahme zur Begrenzung der Emission gesichert scheinen läßt. Der „Stand der Technik“ wird an fortschrittlichen vergleichbaren Verfahren gemessen, die sich im Betrieb bewährt haben (Pütz und Buchholz, 1991).

„Fortschrittliche“ Verfahren, Einrichtungen und Betriebsweisen müssen dem gegenwärtigen Stand der Emissionsbegrenzung entsprechen, auch wenn es sich dabei nicht um das jeweils

**Tabelle 4.13: Verteilung der Schadgasfrachten ausgewählter organischer Verbindungen im Verlauf einer mehrwöchigen Intensivrotte (Mittel aus 3 Versuchen)**

Parameter	1. Rottewoche	2. Rottewoche	erste 14 Tage
	(% der Gesamtfracht)		
Aceton	70	23	93
BTEX (Summe) 1)	86	6	92
Butanon-2	90	8	98
Decan	100	0	100
Ethylacetat	97	1	98
Limonen	92	7	99
Nonan	98	2	100
Pinene	87	10	97
Tetrachlorethen	88	6	93
Trichlorethen	94	3	97

1) Benzol, Toluol, Ethylbenzol und Xylole

modernste handelt. Sind Emissionswerte in den technischen Anleitungen oder in sonstigen technischen Regelwerken vorgeschrieben, können Verfahren, Einrichtungen und Betriebsweisen regelmäßig nicht mehr als fortschrittlich und damit als dem Stand der Technik entsprechend angesehen werden, wenn sie diese Emissionswerte nicht einzuhalten im Stand sind. Darüber hinaus werden auch Anlagen nicht mehr als fortschrittlich anzusehen sein, bei denen die Emissionswerte eingehalten werden, wenn in der Praxis wirksame Verfahren entwickelt worden sind. Bei der Entscheidung darüber, ob eine Maßnahme noch als fortschrittlich angesehen werden kann, wird es immer auf eine Abwägung des technisch Notwendigen, Geeigneten und Angemessenen ankommen.

Nach dem Grundsatz der Verhältnismäßigkeit entsprechen Maßnahmen nur dem Stand der Technik, wenn sie in einer vernünftigen Relation zwischen Aufwand und Nutzen stehen. Das heißt, die Maßnahmen dürfen nicht unzumutbar sein. Ausschließlich und allein ist das eine Frage nach dem technischen Entwicklungsstand als das technisch Notwendige und Angemessene im Hinblick auf Schutzzweck des BImSchG. Damit steht der Stand der Technik im Sinne des BImSchG im Ergebnis zwischen dem technisch Machbaren und dem bisher allgemein Üblichen (Feldhaus, 1990; Hansmann, 1990; Landmann und Rohmer, 1990; Stich, 1990; Ule, 1990).

Die Biofiltertechnologie ist sicherlich nicht als „Stand der Technik“ für die Abluftreinigung von schwermetall- und dioxinbelasteter Abluft einzuordnen. Für beide Stoffgruppen deuten die bisherigen Messungen im Rohgas jedoch darauf hin, daß deren Konzentrationen deutlich unter den Grenzwerten der 17. BImSchV liegen.

Für die organischen Schadkomponenten des Anhanges E der TA Luft sind Biofiltertechnologien im Grundsatz geeignet. Es eröffnet sich jedoch die Frage, ob sich die angestrebte Filterleistung lediglich an den Grenzwerten der TA Luft (150 mg/m<sup>3</sup> zu orientieren hat oder aber schärfere Anforderungen zu stellen sind. Um den Grundsatz der Verhältnismäßigkeit zu wahren, bedarf es hierzu u.a. einer toxikologischen Abschätzung des Gefährdungspotentials, um den hieraus gegebenenfalls abzuleitenden Bedarf für Veränderungen von Schutzvorgaben der TA Luft abzuleiten.

Für die genehmigungsrechtliche Überwachung einer MBA sind Probleme im praktischen Vollzug

zu erwarten. In der Praxis wird es kaum möglich sein, bei einem Vielstoffgemisch, wie es für die Abluft bei MBA-Anlagen zutreffend ist, routinemäßig sämtliche relevanten Einzelkomponenten zu überprüfen. Für den praktischen Vollzug wird zu prüfen sein, inwieweit neben einer begrenzten Anzahl von toxikologisch relevanten Einzelparametern Summen- und/oder Leitparameter zur Anwendung kommen können.

#### 4.4.1.2.5 Emissionsverhalten beim Kaminzugverfahren nach *Spillmann/Collins*

Beim Kaminzugverfahren wird der zerkleinerte Abfall auf der Deponiefläche zu Tafelmieten aufgesetzt. Quer zur Miete werden flexible, gelochte Belüftungsrohre im Abstand von 4 m verlegt, in der Mitte als Kamin aufgebogen und an die Oberfläche der Miete geführt. An der Mietenbasis sind die Rohre in eine Belüftungsschicht aus z.B. gehäckseltem Holz oder Einwegpaletten eingebettet. Die Prozeßwärme des Abfalles erzeugt in den Kaminen einen Auftrieb, der den Luftaustausch in der Miete unterstützt. Das Rottematerial wird dadurch „passiv“ mit Sauerstoff bzw. Frischluft versorgt. Die Mietenoberfläche ist beim Kaminzugverfahren mit einer ca. 20 cm starken Kompostschicht abgedeckt, wodurch eine einfache Form der Kompostfiltertechnik realisiert ist.

Das Emissionsverhalten des Kaminzugverfahrens wurde vom Leichtweiß-Institut der TU Braunschweig (Turk, 1996) sowie vom Niedersächsischen Landesamt für Ökologie (NLÖ; Brüggert, 1996) untersucht. Die von der Mietenoberfläche ausgehenden Emissionen wurden mit Aktivkohlefiltern in Gassammelhauben über einen Zeitraum von 12 Monaten erfaßt (Turk, 1996). Emissionen aus den Abluftkaminen des Kaminzugverfahrens wurden auf der MBA des Lk Nienburg gemessen (Brüggert, 1996).

Die höchsten Schadgas-Konzentrationen treten beim Kaminzugverfahren in den ersten 4 Rotte-wochen auf, wogegen im weiteren Verlauf der Rotte exponentiell abnehmende Konzentrationen gemessen wurden. Aufgrund der geringeren Belüftungsrate liegen die täglich emittierten Schadgasfrachten niedriger als in Intensiv-Rottesystemen, die Rottedauer ist jedoch länger.

Nach Brüggert (1996) werden beim Kaminzugverfahren ca. 2/3 des gesamten Abluftstromes über die Mietenoberfläche abgestrahlt. Die höchsten Schadgas-Konzentrationen wurden in

der Abluft der Belüftungsrohre gefunden. Analysen ergaben an der Mietenoberfläche 50-fach geringere Konzentrationen als im Bereich der Belüftungsrohre. Als Ergebnis eines Screenings wurden die in Tabelle 4.14 und Tabelle 4.15 aufgeführten Stoffe in relevanten Mengen ermittelt.

Hochgerechnet auf eine Mietenfläche von 50.000 m<sup>2</sup> (ca. 50.000 Mg Abfall) ergibt sich für das Kaminzugverfahren eine durchschnittliche stündliche Gesamtfracht im Abgas von ca. 577 g organischer Verbindungen nach Anhang E (TA Luft). Diese Stundenfracht liegt um den Faktor 5 unter dem Massenstrom-Grenzwert der TA Luft von 3.000 g/h. Die gesondert nachzuweisenden krebserzeugenden Stoffe Trichlorethen und Benzol liegen ebenfalls um ein Vielfaches unter den Grenzwerten der TA Luft.

Die Messungen von *Brüggert* und *Kallert* (1995) haben gezeigt, daß die in den Abluftkaminen ermittelten Stoffkonzentrationen deutlich unter den MAK-Werten der entsprechenden Stoffe liegen. Da zudem weder die Mietenoberfläche noch die Umgebung der Abluftkamine einen ständigen Arbeitsplatz darstellen und außerdem eine Verdünnung durch die Umgebungsluft bei den Berechnungen noch nicht berücksichtigt wurde (d.h. die vorgestellte Emissionsberechnung ist eine „worst case“-Betrachtung), ist nur mit mini-

**Tabelle 4.14: Frachten toxikologisch relevanter, leichtflüchtiger Gase aus der Mietenoberfläche einer Kaminzug-Rottemiete, Deponie Bornum (Turk, 1996) (Anteil an der Gesamtfracht ca. 50 M.-%)**

Parameter	Fracht (mg/m <sup>2</sup> * h)
Tetrachlorethen	0,0230
Trichlorethen	0,0006
Benzol	0,0008
Toluol	0,0030
Xylol	0,0060
Trimethylbenzol	0,0060
Tetramethylbenzol	0,0060
Limonen	0,0700
Pinen	0,0040
<b>Summe:</b>	<b>0,1194</b>

**Tabelle 4.15: Maximale Konzentrationen relevanter Schadstoffe in den Belüftungsrohren beim Kaminzugverfahren (Brüggert, 1996) und daraus abgeleitete Durchschnittsfrachten (eigene Berechnungen, Anteil an der Gesamtfracht ca. 50 M.-%)**

Parameter	Kamin-Konz. (mg/m <sup>3</sup> )	Kamin-Fracht (mg/h * Kamin)
Tetrachlorethen	0,3	0,8
Trichlorethen	1,2	3,0
cis 1-2-Dichlorethen	1,4	3,8
Benzol	0,9	2,5
Toluol	14,0	37,8
Xylol	16,4	44,3
Limonen 1)	35,0	94,5
Pinene 1)	20,0	54,0
<b>Summe:</b>	<b>89,2</b>	<b>240,6</b>

1) Messungen des Leichtweiß-Institutes (COLLINS und EIDLOTH, 1996, und SPILLMANN und KREUZIG, 1993)

malen Stoffkonzentrationen im Luftraum über einer Kaminzug-Rottemiete zu rechnen.

Im Vergleich der über das Roh-Abgas emittierten Schadstoff-Gesamtfrachten zwischen Intensivrotte (siehe Tabelle 4.10) und Kaminzugverfahren ist festzustellen, daß einige der relevanten organischen Verbindungen (BTEX sowie Tri- und Tetrachlorethen) in vergleichbaren Größenordnungen auftreten (Tabelle 4.16).

Aceton, Butanon-2, Ethylacetat sowie die Alkane, die ca. 60 % der organischen Schadgasfracht der Intensivrotte darstellen, konnten für das Kaminzugverfahren nicht bzw. nur in geringem Umfang nachgewiesen werden. Bei intensiver Belüftung werden diese als Zwischenabbauprodukte des mikrobiellen Abbaus auftretenden Verbindungen über die Abluft aus dem Rottesystem ausgetragen. Die längere Verweildauer in der extensiven Kaminzugmiete ermöglicht offensichtlich einen weitergehenden Umbau dieser grundsätzlich leicht abbaubaren Verbindungen.

In diesem Zusammenhang ist zu berücksichtigen, daß die dargestellten Ergebnisse – mit Ausnahme der Abstrahlung der Mietenoberfläche beim Kaminzugverfahren – auf Rohgasmessungen basieren. Für die Intensivrotte im geschlossenen System liegen die tatsächlich in die Atmosphäre ausgetragenen Frachten je nach Wirkungsgrad der eingesetzten Filtersysteme er-

**Tabelle 4.16: Gesamtfrachten relevanter organischer Verbindungen einer 4-wöchigen Intensivrotte im Vergleich zum Kaminzugverfahren (6 Monate Rottedauer)**

Parameter	Frachten	
	Intensivrotte	Kaminzug
	(g/Mg FS)	
Aceton	59,0	n.n.
Benzol	0,4	0,3
Butanon-2	23,8	n.n.
Ethylacetat	18,2	n.n.
Limonen	49,4	10,2
Nonan/Decan (Alkane)	30,9	n.n.
Pinene	16,4	5,7
Tetrachlorethen	0,6	0,3
Toluol	4,6	4,0
Trichlorethen	0,5	0,3
Xylole	13,8	4,7
<b>Summe:</b>	<b>217,60</b>	<b>25,4</b>

n.n. = nicht nachweisbar

heblich niedriger (siehe Kapitel 4.4.1.2.4). Je nach technischem Aufwand können die Schadstoffe nahezu vollständig aus der Abluft entfernt werden. Um eine weitergehende Emissionsminderung beim Kaminzugverfahren zu erreichen, könnte die Abluft der Kamine gesammelt und einer Abluftbehandlung zugeführt werden.

#### 4.4.1.2.6 Geruch

Im Rahmen von Genehmigungsverfahren sowie der Akzeptanz von Abfallbehandlungsanlagen in der Bevölkerung kommt der Geruchsfreisetzung eine wesentliche Bedeutung zu. In Abbildung 4.11 sind die Geruchskonzentrationen verschiedener Versuche zur Restabfallverrottung im Rotteverlauf dargestellt (logarithmische Darstellung). Mit zunehmender Rottedauer ist eine deutliche Abnahme der Geruchsinintensität zu beobachten.

Während der Nachrotte von Rückständen aus der Restabfallvergärung treten ähnlich hohe Geruchsemissionen auf (Fricke et al., 1996). Bedingt durch die kürzere Rottedauer ergibt sich jedoch eine geringere Geruchsfracht je Tonne Restabfall.

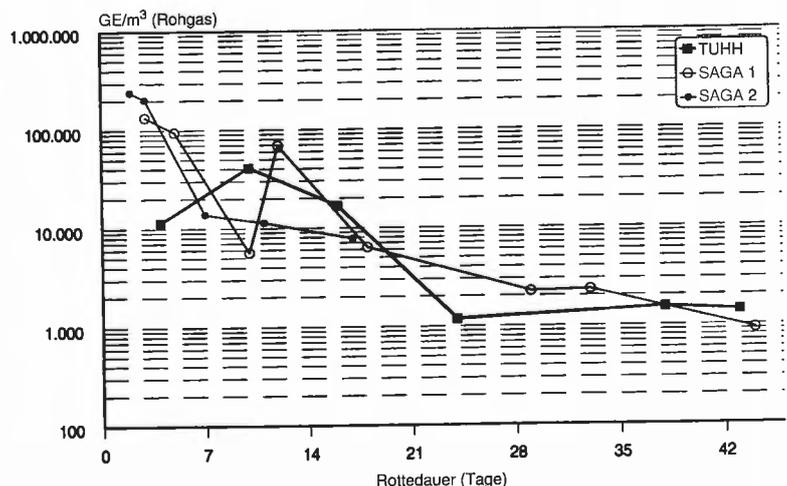
Für die Bioabfallkompostierung ermittelten *Dammann et al.* (1996) für einen auf 30.000 m<sup>3</sup> Abluft je Stunde ausgelegten Flächen-Biofilter einen Geruchs-Abscheidegrad von ca. 95 %. In verschiedenen anderen Untersuchungen wurden Biofilter-Wirkungsgrade bis zu 99 % ermittelt (VDI, 1991; SABO, 1991; *Kuchta*, 1993). Für ein 2-stufiges Reinigungssystem mit Biofilter und Biowäscher kann daher von Geruchs-Reduktionsraten zwischen 95 und 99 Prozent ausgegangen werden.

Nach den bisher vorliegenden Ergebnissen sollte zur Begrenzung der Geruchsemissionen bei zwangsbelüfteten Intensivrotte-Systemen eine Einhausung sowie Abluffassung und -filtration in den ersten 14 Rottetagen erfolgen. Die Notwendigkeit weitergehender Reduzierungen der Geruchsemissionen ist im Einzelfall standortspezifisch zu entscheiden.

#### 4.4.2 Abwasseremissionen / Wasserbedarf

Bei der aeroben Behandlung von Restabfall mit dem Ziel der Deponierung kann der Betrieb in der Regel abwasserfrei gefahren werden. Sicker- oder Preßwässer treten aufgrund des geringen Wassergehaltes im Restabfall nur in sehr geringen Mengen auf. Diese Abwassermengen können vollständig in den Behandlungsprozeß zurückgeführt werden. Auch die bei der Vergärung freiwerdenden Abwässer können als Prozeßwasser zur Bewässerung der Nachrotte verwertet werden, so daß auch bei dieser Behandlungskonzeption ein abwasserfreier Betrieb sichergestellt werden kann. Der zusätzliche

**Abb. 4.11: Geruchskonzentration im Verlauf der Restabfallverrottung; Forschungsvorhaben des Landes Hessen und SAGA (Müller und Wallmann, 1997) sowie des Landes Schleswig-Holstein (Leikam und Stegmann, 1996)**



Wasserbedarf liegt bei einer ca. 10-wöchigen Rottedauer (vollständig eingehaust mit Zwangsbelüftung) bei ca. 250 bis 380 l und bei einer 6-wöchigen Rottedauer zwischen 120 und 240 l/Mg Restabfall.

Bei den Behandlungsvarianten, bei denen die mechanisch-biologische Restabfallbehandlung als Vorschaltanlage mit sehr kurzen Rottezeiten von lediglich einer Woche vor der thermischen Behandlung konzipiert ist, können Abwasseremissionen durch Kondensate aus der Abluftreinigungsanlage in relevanter Größenordnung auftreten. Beim Trockenstabilisierverfahren nach HerHof, bei dem der Trocknungsprozeß über einen Zeitraum von 7 bis 10 Tagen durchgeführt wird, fallen bis zu 180 l Kondensat/Mg Restabfall an. Nach Rückfragen bei der Fa. HerHof ist bei den derzeitigen Planungen bzw. Genehmigungsverfahren vorgesehen, diese Kondensatabwässer nach vorheriger Reinigung über Kühltürme abzuscheiden.

Untersuchungen über die Qualität des Kondensates aus der Abluftfiltration liegen von Restabfallrotteversuchen auf der Kompostanlage Aßlar (Rottebox) vor. Als Versuchsmaterial wurde Restabfall aus dem Lahn-Dill-Kreis verwendet (Tabelle 4.17).

Die Ergebnisse der Kondensatanalytik deuten darauf hin, daß dieses Wasser bezüglich der analysierten Stoffe für die Indirekteinleitung, mit Ausnahme des Ammoniums, als unbedenklich eingestuft werden kann.

#### 4.4.3 Staub

Staubemissionen treten bei der Befüllung und Entleerung des Bunkers auf. Durch Absaugen des Bunkerbereiches können freigesetzte Stäube gefaßt und gefiltert werden. In der Aufbereitungshalle sind Staubfreisetzungen im Bereich der Bandübergabestellen und der einzelnen Aufbereitungsaggregate zu erwarten. Zur Minimierung dieser Staubfreisetzungen können sämtliche Großaggregate gezielt abgesaugt werden. Bei den Transportbändern können die Bänder selbst und die Übergaben konstruktiv so gestaltet werden, daß Staubfreisetzungen weitgehend un-

**Tabelle 4.17: Qualität des Kondensates aus der Abluftfiltration, Rotteversuch mit Restabfall aus dem Lahn-Dill-Kreis, Kompostanlage Aßlar (Wiemer und Kern, 1995)**

Parameter	Einheit	Kondensat	
		nach 3 Tagen	nach 5 Tagen
pH-Wert		8,22	8,38
elektr. Leitfähigkeit	µS/cm	2380	2090
CSB	mg/l	163	114
Ammonium	mg/l	412	340
Nitrat	mg/l	0,573	0,507
Nitrit	mg/l	0,009	0,005
Gesamt-Stickstoff	mg/l	441	455
Ortho-Phosphat	mg/l	0,348	n.n.
Sauerstoff O <sub>2</sub>	mg/l / %	5,7 / 71	8,1 / 85
Aluminium	mg/l	0,141	0,074
Blei	mg/l	n.n.	0,022
Cadmium	mg/l	n.n.	n.n.
Calcium	mg/l	4,02	0,369
Chlorid	mg/l	0,912	0,03
Chrom VI	mg/l	0,031	0,025
Cyanid	mg/l	n.n.	n.n.
Eisen	mg/l	0,362	0,149
Kalium	mg/l	474	411
Kupfer	mg/l	0,243	0,215
Magnesium	mg/l	n.n.	n.n.
Nickel	mg/l	0,147	0,096
Phenole	mg/l	0,514	0,547
Sulfat	mg/l	n.n.	n.n.
Zink	mg/l	0,193	0,313

n.n. = nicht nachweisbar

terbunden werden. Im Bereich der Rottehalle sind keine Staubentwicklungen zu erwarten, da bei optimalen Wassergehalten im Rottegut eine Staubentwicklung auszuschließen ist. Erst zum Abschluß der Rotte, nach Senkung des Wassergehaltes auf Werte um 20 % in der TS, ist speziell beim Umsetzen und Austragen des Rottegutes eine Staubentwicklung möglich. Durch intensive Absaugung der Rottehalle, die in erster Linie der Minderung der Geruchsentwicklung dient, werden freigesetzte Stäube abgeführt und über die nachgeschalteten Filtereinrichtungen abgeschieden. Staubentwicklungen durch Fahrzeugverkehr im Außenbereich können durch entsprechende Reinigung der Flächen unterbunden werden.

Verwehungen von Restabfallbestandteilen entstehen bei An- und Abtransport. Die Ladeflächen bzw. das Ladegut sollten für den Transport mit Planen oder Netzen abgedeckt werden.

#### 4.4.4 Lärm

Lärmemissionen entstehen im Außenbereich durch Fahrzeugverkehr bei Anlieferung und Abtransport. In der Halle entstehen Lärmemissionen an jeder Materialübergabestelle sowie in Antrieben und Umlenkungen beim Transport des Materials im gesamten Aufbereitungs- und Verarbeitungsprozeß. Die stärksten Lärmemissionen sind von den Zerkleinerungsaggregaten und Ladegeräten zu erwarten. Diese Lärmquellen können durch schalldämpfende Maßnahmen (Kapselung) gemindert werden, so daß die Bedingungen der Arbeitsschutzrichtlinien innerhalb der Anlage eingehalten werden.

#### 4.5 Zusammenfassung

In der Bundesrepublik Deutschland sind zur Zeit 14 Anlagen zur mechanisch-biologischen Restabfallbehandlung mit einer Durchsatzleistung von insgesamt 860.000 Mg/a in Betrieb, fünf Anlagen mit einer Verarbeitungskapazität von 292.000 Mg/a befinden sich im Bau.

Bei den in Bau bzw. in konkreter Planung befindlichen Anlagen in der Bundesrepublik gewinnen die technisch aufwendigen Aufbereitungs- und Behandlungsverfahren an Bedeutung. An vier Standorten ist das dynamische Tafelmietenverfahren (eingehaust) vorgesehen. Das Rottetunnel- bzw. Rottezeilenverfahren wird in vier konkreten Planungen berücksichtigt. In vier entsorgungspflichtigen Gebietskörperschaften ist die extensive Tafelmieten-Freilandrotte mit Kaminzugverfahren geplant.

Mit den in Betrieb befindlichen Anlagen wird vornehmlich die spätere Deponierung des behandelten Restabfalls als Behandlungsziel verfolgt. Diese Anlagen sind mehrheitlich als Übergangslösungen zu betrachten. Ein differenzierteres Bild zeigen die in Bau und in Planung befindlichen Anlagen. Hier wird neben der Vorbehandlung vor der Deponierung zunehmend die stoffspezifische Behandlung als auch die mechanisch-biologische Behandlung vor der thermischen Behandlung bzw. energetischen Verwertung angestrebt.

Die **Massenreduktion während der biologischen Behandlung** wird bestimmt durch die Abnahme des Wassergehaltes und der Trockensubstanz. Ausschlaggebend für die Gewichtsabnahme durch Wasserverluste ist die Differenz zwischen Anfangsgehalt und gewünschtem Wassergehalt im Endprodukt. Entscheidend für

die Verringerung der Masse an Trockensubstanz ist der Abbaugrad der biologisch abbaubaren organischen Substanz und deren prozentualer Anteil an der TS. Bei einem Abbau der organischen Substanz von ca. 65 %, einem Gehalt an biologisch abbaubarer organischer Substanz im Restabfall-Input von ca. 35 – 45 % und einer 8- bis 12-wöchigen Rottedauer findet eine Massenreduktion von ca. 30 – 45 % und eine Volumenreduktion von 50 – 70 % statt.

In Versuchen zur Einbindung einer **Vergärungsstufe** in die MBA wurde kein höherer Abbau der organischen Substanz erzielt als bei der rein aeroben Behandlung. Daraus kann gefolgert werden, daß für einen möglichst weitgehenden Abbau der organischen Substanz die Vergärung immer nur eine Vorstufe einer aeroben Behandlung sein kann. Die Integration einer Vergärungsstufe kann aus Gründen der Emissionsminimierung, der Energiegewinnung und ggf. einer Flächeneinsparung dennoch ein sinnvoller Teilschritt einer MBA sein.

Die vorliegenden **Abluftemissionsmessungen** bei der mechanisch-biologischen Restabfallbehandlung zeigen, daß mit der Selbsterhitzung des Rottematerials zu Beginn der Rotte ein Freiwerden leichtflüchtiger Schadstoffe verbunden ist. Danach sinken die Schadgaskonzentrationen schnell ab. Nach ca. 2 Wochen liegen die Konzentrationen für den Großteil der Schadstoffe unterhalb der Nachweisgrenzen.

Bei Genehmigungen von MBA-Anlagen sind die Vorgaben der TA Luft zu berücksichtigen. Die wesentlichen für die MBA relevanten Stoffe wurden im Rahmen verschiedener Forschungsvorhaben untersucht.

Die Grenzwerte der TA Luft für Massenströme und Konzentrationen der einzelnen organischen sowie anorganischen Verbindungen werden von den ermittelten Rohgaswerten ausnahmslos unterschritten. Für die Summe organischer Stoffe nach Anhang E der TA Luft liegt die mittlere Ausschöpfung des Massenstrom-Grenzwertes für eine MBA-Anlage mit einer jährlichen Behandlungskapazität von 100.000 Tonnen bei 90 Prozent (Rohgas). Bei einem Filterwirkungsgrad von 90 % reduziert sich die Ausschöpfung des Grenzwertes auf 9 Prozent.

Die maximale Rohgas-Durchschnittskonzentration der ersten 14 Rottetage liegt mit 164 über dem Grenzwert von 150 mg/Nm<sup>3</sup> (Mittelwert. 79 mg/Nm<sup>3</sup>). Als Reingas-Konzentrationen wur-

den Werte zwischen 8 und 16 Nm<sup>3</sup> berechnet (5 bis 11 % Grenzwertausschöpfung).

Da die Hauptemissionsfracht zu Rottebeginn auftritt, wird eine Ablufferfassung und -reinigung für die ersten 14 Rottetage, mindestens aber für die ersten 7 Tage, als zwingend erforderlich erachtet. Die Notwendigkeit einer weitergehenden Emissionsbegrenzung zur Geruchsminimierung bleibt von dieser Forderung unberührt. Sie ist im Einzelfall standortspezifisch zu entscheiden.

### Danksagung

Die Untersuchungsvorhaben, auf denen der vorliegende Beitrag aufbaut, wurden mit finanzieller Unterstützung verschiedener Institutionen durchgeführt. Im besonderen sind zu nennen:

- Verbundvorhaben des Bundesministeriums für Bildung, Wissenschaft, Forschung und Technologie (BMBF), Bonn;
- Forschungsvorhaben des Landes Hessen und der Südhessischen Arbeitsgemeinschaft Abfall (SAGA);
- Forschungsvorhaben des Landes Niedersachsen.

### Literatur

*Bardtke, D.* (1990)

Mikrobiologische Voraussetzungen für die biologische Abluftreinigung; in: Fischer, K., D. Bardtke, D. Eitner, W. J. Homans, O. Janson, H. Kohler, F. Sabo u. S. Schirz; 1990: Biologische Abluftreinigung; Wasser Luft und Boden 212; expert-Verlag; Ehningen bei Böblingen; S. 1 – 12

*Binner, E.* (1995)

Inkubationsversuche zur Beurteilung der Reaktivität von Abfällen. In: Waste Reports 2, „Arbeitsgespräch: Emissionsverhalten von Restmüll“, ABF-BOKU-Wien, 1995

BTA (1991)

Bericht über den Aufbereitungsversuch von Restmüll aus dem Landkreis Starnberg, München, 1991

*Brinkmann, U., K. Höring, T. Heim, S. Hagedorn u. H.-J. Ehrig* (1995)

Einfluß der Abfallvorbehandlung auf das Emissionsverhalten von Ablagerungen sowie die Beurteilung durch Biotests; in: „BMBF – Statusseminar Deponiekörper“, GH-Wuppertal, 1995

*Brüggert, B. und Kallert* (1995)

Vortrag an der Uni Rostock im Oktober 1995

*Brüggert, B.* (1996)

Untersuchungen auf der MBV-Anlage des Landkreises Nienburg; in: GFA, Gesellschaft für Abfallwirtschaft Lüneburg mbH; Fachtagung Mechanisch-biologische Restabfallbehandlung – MBV –; S. 225 – 235, 1996

*Cuhls, C.* (1996)

Emission von Schadstoffen; in: GFA, Gesellschaft für Abfallwirtschaft Lüneburg mbH; Fachtagung Mechanisch-biologische Restabfallbehandlung – MBV –; S. 118 – 125, 1996

*Collins, H.-J. und M. Eidloth* (1996)

Gasemissionen einer 2-stufigen mikrobiologischen Abfallvorbehandlung, Forschung im Auftrag des Niedersächsischen Ministeriums für Wissenschaft und Kultur, Endbericht, Forschungsnummer 210.2-7620/9-15-13/92, Hannover, 1996

*Dach, J.* (1996)

Untersuchung vorbehandelter Restabfälle in Deponieversuchsreaktoren – Versuchskonzeption und Dateninterpretation; in: Mechanisch-biol. Restabfallbehandlung unter Einbindung thermischer Verfahren für Teilfraktionen; Schriftenreihe WAR, **90**; Darmstadt; S. 235 – 256, 1996

*Damiecki, R.* (1992)

Mechanisch-biologische Restmüllaufbereitung – Ergebnisse mehrerer Pilotversuche, Müll und Abfall **11**, S. 769 – 782; ISSN 0027-2957; Erich Schmidt Verlag, Berlin, 1992

*Damiecki, R. und Ch. Kalla* (1996)

Biologische Restmüllbehandlung vor der Ablagerung durch die MBAA Horm nach dem U. T. G.-Konzept, 2. Zwischenbericht zum BMBF-Verbundvorhaben „Mechanisch-biologische Behandlung von zu deponierenden Abfällen“, Oktober 1996

*Dammann, B., B. Wiese, K. Heining, R. Stegmann* (1996)

Weitergehende Elimination von Gerüchen aus Kompostwerken, in: Neue Techniken der Kompostierung, Dokumentation des 2. BMBF-Statusseminars vom 6. – 8. 11. 1996, Economica-Verlag, Hamburg; S. 459 – 476

*Doedens, H.* (1996)

Stellung mechanisch-biologischer Restabfallbehandlung in integrierten Abfallwirtschaftskonzepten; in: GFA, Gesellschaft für Abfallwirtschaft Lüneburg mbH; Fachtagung Mechanisch-biologische Restabfallbehandlung – MBV –, S. 26 – 33, ISBN 3-921421-1, 1996

- Doedens, H. und C. Cuhls* (1996)  
Forschungsantrag der Uni Hannover (ISAH) zum BMBF-Verbundvorhaben „Mechanisch-biologische Behandlung von zu deponierenden Abfällen“, 1996
- Engenhardt, M.* (1994)  
Untersuchungen zur Auswirkung der Restmüllrotte auf der Abfallbehandlungsanlage Pöchlarn; Untersuchungsbericht der NÖ-Umweltschutzanstalt; Maria Enzersdorf, 1994
- Felde, von, D.* (1996)  
Alternativen zum Glühverlust, in: GFA, Gesellschaft für Abfallwirtschaft Lüneburg mbH; Fachtagung Mechanisch-biologische Restabfallbehandlung – MBV –; S. 63 – 83, 1996
- Feldhaus* (1990)  
Bundes-Immissionsschutzrecht, Kommentar, Loseblattausgabe, 2. Auflage, Wiesbaden, Deutscher Fachschriftenverlag Braun GmbH & Co. KG, 1990
- Fischer, K., D. Bardtke, D. Eitner, W. J. Homans, O. Janson, H. Kohler, F. Sabo u. S. Schirz* (1990)  
Biologische Abluftreinigung; Wasser Luft und Boden **212**; expert-Verlag; Ehningen bei Böblingen, 1990
- Fricke, K. und W. Müller* (1993)  
Mechanisch-biologische Restmüllbehandlung unter Berücksichtigung der Aerob- und Anaerobtechnik; in: Integrierte Abfallwirtschaft im ländlichen Raum; Fricke, Thomé-Kozmiensky u. Neumüller (Hrsg.); EF-Verlag für Energie- und Umwelttechnik GmbH, Berlin; S. 259 – 522, 1993
- Fricke, K., W. Müller, G. Ganser, R. Kölbl und T. Turk* (1995)  
Massenbilanz, Stabilität der organischen Substanz und Qualität des Eluats bei der Mechanisch-biologischen Restmüllbehandlung am Beispiel der Anlage Quarzbichl; EntsorgungsPraxis **10**; Bertelsmann Fachzeitschriften GmbH; Gütersloh; S. 28 – 37, 1995
- Fricke K., W. Müller und R. Wallmann* (1996)  
BMBF-Verbundvorhaben „Mechanisch-biologische Behandlung von zu deponierenden Abfällen“; 4. Zwischenbericht, Potsdam, 1996
- Hansmann* (1990)  
Bundes-Immissionsschutzgesetz, Textausgabe mit Erläuterungen, Nomos-Verlagsgesellschaft, Baden-Baden, 1990
- Hertig, U., R. Damiecki, O. Schulze u. K. Hudel* (1993)  
Untersuchung des Emissionsverhaltens unterschiedlicher Abfallarten mit Hilfe von Lysimeteruntersuchungen, Vortrag „Sardinia“, September 1993, Sardinien
- Hoberg, H. und J. Christiani* (1991)  
Möglichkeiten der Restmüllbehandlung durch Vergärung und nachgeschaltete Kompostierung der Hydrolysereststoffe von Restabfällen der Stadt Aachen; Schlußbericht, Lehrstuhl für Aufbereitung, Veredlung und Entsorgung der RWTH, Aachen, 1991
- Höring, K. und H.-J. Ehrig* (1997)  
Langfristige Emissionen aus Ablagerungen mechanisch-biologisch vorbehandelter Restabfälle; in: 5. Münsteraner Abfallwirtschaftstage (Tagungsband), Münster, S. 199 – 208, 1997
- Jäger, J. und C. Herr* (1996)  
Auswertung der Verbrennungsversuche zum Forschungs- und Entwicklungsvorhaben „Mechanisch-biologische Restmüllbehandlung unter Einbindung thermischer Verfahren für Teilfraktionen“, in: Mechanisch-biol. Restabfallbehandlung unter Einbindung thermischer Verfahren für Teilfraktionen; Schriftenreihe WAR, Band 90; ISBN Nr. 3-923419-84-8; S. 201–234, 1996
- Janikowski, G.* (1996)  
Mechanisch-biologische Restabfallbehandlung in Brandenburg – Ergebnisse des Pilotversuches; in: 1. Tagung BMBF-Verbundvorhaben Mechanisch-biologische Behandlung von zu deponierenden Abfällen, 1996
- Kayser, R.* (1995)  
Einfluß biologischer Vorbehandlungen auf die Sickerwasserreinigung; in: Mechanisch-biologische Behandlung von Abfällen, Heft 10, Fachseminar des Zentrums für Abfallforschung der TU Braunschweig, September 1995, S. 93 – 104, 1995
- Ketelsen, K.* (1997)  
Stand der Technik der mechanisch-biologischen Abfallbehandlung im Anlagen- und Technologieverbund; in: 5. Münsteraner Abfallwirtschaftstage (Tagungsband), Münster, S. 167 – 178, 1997
- Kölsch, F. und D. Thrän* (1995)  
Belüftung hoher Mieten am Beispiel von Freiburg; in: Zentrum für Abfallforschung (Hrsg.): Mechanisch-biologische Behandlung von Abfällen; Veröffentlichung des Zentrums für Abfallfor-

schung der Technischen Universität Braunschweig, **10**; S. 229 – 246, 1995

*Kuchta, K.* (1993)

Geruchs- und Schadstoffemissionen im Abgas von biologisch-mechanischen Restmüllbehandlungsanlagen; in: Integrierte Abfallwirtschaft im ländlichen Raum; Fricke, Thomé-Kozmiensky u. Neumüller (Hrsg.); EF-Verlag für Energie- und Umwelttechnik GmbH, Berlin, 1993

*Landmann und Rohmer* (1990)

Umweltrecht III, Kommentar, Loseblattausgabe, München, C. H. Beck, 1990

*Leikam, K. und R. Stegmann* (1996)

Stellenwert der Mechanisch-biologischen Restabfallbehandlung, Abfallwirtschaftsjournal **9**, Bertelsmann Fachzeitschriftenverlag, Gütersloh, S. 39 – 44, 1996

*Maak, D.* (1995)

Weiterentwicklung der AMBRA am Beispiel der Deponien Bad Kreuznach und Nienburg; in: Zentrum für Abfallforschung (Hrsg.): Mechanisch-biologische Behandlung von Abfällen; Veröffentlichung des Zentrums für Abfallforschung der Technischen Universität Braunschweig, Heft 10; ISSN 0934-9243; S. 195 – 212, 1995

MNU (1995)

Versuche zur mechanischen und biologischen Restabfallvorbehandlung in Gebietskörperschaften des Landes Schleswig Holstein, Ministerium für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein (Hrsg.), 1995

*Müller, W.* (1995)

Leistungsfähigkeit der biologischen Restmüllbehandlung und Auswirkungen der biologischen Vorbehandlung auf die Stabilität des zu deponierenden Materials; Studienreihe ABFALL NOW, Band 14, Stuttgart, 1995

*Müller, W. und R. Wallmann* (1996)

Vorversuche zur mechanisch-biologischen Restabfallbehandlung; in: Mechanisch-biol. Restabfallbehandlung unter Einbindung thermischer Verfahren für Teilreaktionen; Schriftenreihe WAR, **90**; Darmstadt; S. 157 – 184, 1996

*Müller, W., R. Wallmann u. K. Fricke* (1997)

Forschungsvorhaben „Mechanisch-biologische Restabfallbehandlung unter Einbindung thermischer Verfahren für Teilfraktionen“; 2. Zwischenbericht zum Forschungsvorhaben des Landes Hessen, 1997

NUM (Niedersächsisches Umweltministerium) (1994)

Mechanisch-biologische Vorbehandlung (MBV) von Restabfällen in Niedersachsen; Bezug: Niedersächsisches Umweltministerium, Archivstr. 2, 30169 Hannover, 1994

*Pütz, M. und K.-H. Buchholz* (1991)

Die Genehmigungsverfahren nach dem Bundes-Immissionsschutzgesetz. Erich Schmidt-Verlag, 4. neubearbeitete und erweiterte Auflage, 1991

SABO (1991)

Behandlung von Deponiegas im Biofilter; Stuttgarter Berichte zur Abfallwirtschaft; Stuttgart, 1991

*Scheelhaase, T. und Bidlingmaier, W.* (1997)

Deponieverhalten von mechanisch-biologisch vorbehandelten Abfällen. in: 5. Münsteraner Abfallwirtschaftstage (Tagungsband), S. 209 – 219, 1997

*Schlegel, H. G.* (1985)

Allgemeine Mikrobiologie, 6. Aufl.; ISBN 3134446 065; Georg Thieme Verlag, Stuttgart, 1985

*Spillmann, P. und R. Kreuzig* (1993)

Untersuchung potentieller Emissionen an Hausmüll und Restmüllmieten, unveröffentlichtes Gutachten des Leichtweiß-Institutes für den Landkreis Nienburg, 1993

*Stich* (1990)

Immissionsschutzrecht des Bundes und der Länder, Kommentar, Loseblattausgabe, Mainz/Stuttgart, Kohlhammer, 1990

*Streff, L.* (1994)

Biologische Restabfallbehandlung – Aerobe Methoden; Müll und Abfall **5**; ISSN 0027-2957; Erich Schmidt Verlag, Berlin, S. 202 – 217, 1994

*Turk, M.* (1995)

Aerob-Mechanisch-Biologische Restabfallbehandlung (AMBRA) auf der Deponie Wilhelmshaven-Nord; in: Zentrum für Abfallforschung (Hrsg.): Mechanisch-biologische Behandlung von Abfällen; Veröffentlichung des Zentrums für Abfallforschung der Technischen Universität Braunschweig, **10**; S. 173 – 194, 1995

*Turk, M.* (1996)

Schriftliche Mitteilung, Leichtweiß-Institut Braunschweig, 1996

*Ule* (1990)

Bundes-Immissionsschutzgesetz – Kommentar, Loseblattausgabe, Heidelberg, Luchterhand, 1990

VDI (1991)  
VDI-Richtlinie 3477 „Biofilter“, 1991

*Wiemer, K., R. Frohne, U. Täuber u. M. Kern* (1995)  
Kohlenstoff als Ressource – Mechanisch-biologische Abfallaufbereitung mit dem Ziel der direkten oder zeitversetzten späteren thermischen Nutzung, in: *Biologische Abfallbehandlung 2*, *Wiemer u. Kern* (Hrsg.), M. I. C. Baeza-Verlag, Witzenhausen; S. 51 – 107, 1995

*Wiemer, K. und M. Kern* (1995)  
Mechanisch-Biologische Restabfallbehandlung nach dem Trockenstabilatverfahren, M. I. C. Baeza-Verlag, Witzenhausen, 1995

*Wiemer, K., M. Kern, U. Täuber und W. Sprick* (1997)  
Neuere Entwicklungen beim Kombinationsverfahren aus mechanisch-biologischer Trockenstabilisierung und thermischer Behandlung, in: *5. Münsteraner Abfallwirtschaftstage* (Tagungsband), S. 144 – 157, 1997

## 5. Wirtschaftliche Kenndaten der Restabfallbehandlung

B. Bilitewski und A. Heilmann

### 5.1 Einleitung

Bei den Verfahren der mechanisch-biologischen Restabfallbehandlung (MBA) gibt es zur Zeit keinen bundesweit anerkannten Stand der Technik. Die bisher geplanten und realisierten Anlagen der MBA unterscheiden sich hinsichtlich Zielsetzung (z.B. biologische Stabilisierung oder biologische Trocknung) sowie im technischen Standard beachtlich voneinander (von emissionskontrollierten, eingehausten Rottehallen bis zu offenen Rotteflächen). Sie entstanden im Ergebnis konkreter Anforderungen von Entsorgungskörperschaften zur Verlängerung der Deponieaufzeit, zur Minimierung der Emissionen, zur Verbesserung des Einbauverhaltens und als Vorschaltanlage vor der Abfallverbrennung.

Wie bereits in Kapitel 4 dargestellt, weisen die sich derzeit in Bau und Betrieb befindlichen Anlagen verfahrens- und bautechnisch unterschiedliche Standards auf. Die in Kapitel 4 vorgenommene Unterteilung in extensive Verfahren (nachfolgend als Kategorie II bezeichnet) und intensive Verfahren (nachfolgend als Kategorie III bezeichnet) wird für die nachfolgenden Berechnungen um eine Kategorie I erweitert, welche eine einfache Übergangslösung im dezentralen Deponiebetrieb kennzeichnet. Darüber hinaus ist die Entscheidung, ob ein extensives oder ein intensives Verfahren zum Einsatz kommt, von den zu behandelnden Mengen abhängig. Es wird vereinfachend davon ausgegangen, daß mit zunehmenden Durchsatz auch die Anforderungen an die Verfahrenstechnik und den Emissionsschutz steigen. Diese Überlegungen führen zu der theoretischen Verknüpfung der betrachteten Kategorien mit ausgewählten Durchsätzen. Die auf dieser Basis ermittelten Kosten können den aus der Praxis bekannten Angaben als Diskussionsgrundlage gegenübergestellt werden.

Die nachfolgenden Betrachtungen beziehen sowohl in der Praxis eingesetzte als auch theoretisch mögliche Anlagenkonzepte ein. Aus diesem Grund kann die einheitlich vorzunehmende Kostenermittlung nur den Charakter einer Kostenabschätzung aufweisen. Die Genauigkeit ei-

ner Kostenabschätzung hängt im wesentlichen von der Planungstiefe und somit vom Planungsstand ab. In der Orientierungsphase erreicht man nach *Bilitewski* (1989) mit der summarischen Schätzmethode eine Genauigkeit von > 30 % und in der Konzeptphase unter Nutzung globaler Zuschlagsfaktoren von 20 – 25 %. Selbst bei der Auswertung von Angeboten für reale Anlagen sind Ungenauigkeiten von 10 – 15 % realistisch. Die Interpretation der Ergebnisse muß unter diesem Gesichtspunkt erfolgen.

Die Ermittlung fixer und variabler Kostenbestandteile von Abfallbehandlungsanlagen erfolgt nach einem einheitlichen Vorgehen.

Zunächst wird der Anlagekapitalbedarf, der alle Investitionsaufwendungen bis zur Erstellung der Anlage beinhaltet, ermittelt. Alle angesetzten Investitionswerte basieren auf Richtpreisangeboten sowie Praxiserfahrungen und standardisierten Kostenlisten wie beispielsweise der Baugeräteliste oder Verzeichnissen über Gebäudewerte. Die Datenerhebung wurde im 1. Halbjahr 1996 durchgeführt (*Krusche*, 1996). Basierend auf dem Anlagekapitalbedarf erfolgt die Berechnung der kapitalabhängigen Kosten. Desweiteren erfolgt die Ermittlung der Betriebskosten in Abhängigkeit vom Durchsatz.

Die Kosten für die Deponierung sind starken regionalen Schwankungen unterworfen und werden deshalb separat betrachtet.

### 5.2 Einfluß der Verfahrenstechnik auf die Kostenstruktur der MBA

Die Verknüpfung der Kategorien mit den Durchsätzen stellt zunächst einen theoretischen Ansatz dar. Nicht alle in der Praxis eingesetzten Anlagen sind dabei berücksichtigt. Desweiteren sind in die Betrachtung auch nicht in die Praxis umgesetzte Konzepte einbezogen. Die nachfolgenden Ausführungen beschränken sich auf aerobe Konzepte, für die praktische Erfahrungen im Hinblick auf die Behandlung von Restabfällen vorliegen.

Die in den einzelnen Kategorien genutzten Anla-

genteile und Aggregate (i.d.R. Mischkalkulationen unterschiedlicher Anbieter) sowie die betrachteten Durchsätze sind in der Tabelle 5.1 zusammengestellt.

Für alle Konzepte wird davon ausgegangen, daß der MBA nur geeignete Materialien zugeführt und ein Großteil der darin enthaltenen trockenen und heizwertreichen Bestandteile (ca. 20 % des Inputs) für eine thermische Verwertung abgetrennt werden.

Die in Kapitel 4 beschriebenen vier Grundvarianten können deshalb in Abhängigkeit von der Zielsetzung der biologischen Stufe zu zwei Grundvarianten zusammengefaßt werden:

- weitgehender Kohlenstoffabbau (angenommene Rottezeit 12 Wochen),
- biologische Trocknung (angenommene Rottezeit 10 Tage).

Die unterschiedliche Rottezeit wirkt sich auf die Gestaltung der biologischen Stufe, insbesondere der Technik und des Bauteiles, aus. Um bei beiden Verfahren dieselbe Masse pro Jahr durchzusetzen, ist deshalb ein unterschiedlicher Anlagekapitalbedarf anzusetzen.

In der Tabelle 5.2 sind zunächst der Anlagekapitalbedarf, die fixen und variablen Jahreskosten sowie die spezifischen Behandlungskosten der einzelnen Kategorien unter Zielsetzung eines weitgehenden Kohlenstoffabbaus dargestellt. Analog sind in der Tabelle 5.3 die Kostenstrukturen der MBA unter der Zielstellung der Trockenstabilisierung enthalten. Alle Kosten beziehen sich dabei stets auf die Vollauslastung der genannten Durchsätze. Die dick gekennzeichneten Anlagen mit einem Durchsatz von 50.000 Mg/a gehen in Kapitel 5.3 bei der Betrachtung von Restabfallbehandlungskonzepten ein.

Bei dem Einsatz einer klassischen MBA mit der Zielstellung des weitgehenden Kohlenstoffabbaus (Tabelle 5.2) bewegen

**Tabelle 5.1: Parameter der betrachteten Kategorien der MBA**

	Kategorie I Übergangslösung	Kategorie II Extensivverfahren	Kategorie III Intensivverfahren
Betrachteter Durchsatz	10.000-20.000 Mg/a	30.000-90.000 Mg/a	>100.000 Mg/a
Bauweise	offen	teilgeschlossen	geschlossen
Flächenbedarf Kohlenstoffabbau biologische Trocknung	ca. 4.400-6.800 m ca. 2.500-2.800 m	ca. 12.000-21.000 m ca. 8.700-9.200 m	ca. 23.000-36.000 m ca. 12.000-13.500 m
Anlieferung	Flachbunker	Flachbunker	Tiefbunker Greifkran
Mechanische Aufbereitung	Zerkleinerung Fe-Abscheidung Siebung	Zerkleinerung Fe-Abscheidung Homogenisierung Siebung Presse	Zerkleinerung Fe-Abscheidung  Siebung Presse
Biologische Stufe	offene Kaminzugrotte	geschlossene Intensivrotte  offene Kaminzugrotte	geschlossene quasidynamische Rotte
Biofilter	Nein	Ja	Ja
Input	Restabfälle aus Haushalten, Sortierreste, geeignete Gewerbeabfälle		
Output	Störstoffe, Fe, BRAM*		

sich die spezifischen Behandlungskosten in Kategorie I in einem Bereich von 44 DM/Mg bis 63 DM/Mg. Sie stellen die Mindestausgaben für einfachste Anlagen dar (ohne Deponierung).

Demgegenüber verursachen die Anlagen der Kategorie II Kosten, die in der Spanne zwischen 55 DM/Mg und 76 DM/Mg liegen. *Fricke* und *Turk* (1997) ermittelte im Rahmen einer Erhe-

**Tabelle 5.2 Kosten der MBA in Abhängigkeit von der Anlagentechnik und dem Durchsatz bei einer Rottezeit von 12 Wochen (ohne Deponie)**

konzipierter Durchsatz	Anlage kapitalbedarf	Variable Kosten	Fixe Kosten	Jährliche Gesamtkosten	Spez. Behandlungskosten
Mg/a	Mio. DM	DM/a	DM/a	DM/a	DM/Mg
<b>Kategorie I</b>					
10.000	2,304	244.000	388.000	632.000	63
15.000	2,403	349.000	415.000	764.000	51
20.000	2,461	451.000	434.000	885.000	44
<b>Kategorie II</b>					
30.000	9,403	754.000	1.515.000	2.269.000	76
<b>50.000</b>	<b>12,156</b>	<b>1.189.000</b>	<b>1.999.000</b>	<b>3.188.000</b>	<b>64</b>
60.000	13,285	1.413.000	2.193.000	3.606.000	60
90.000	17,187	2.072.000	2.875.000	4.947.000	55
<b>Kategorie III</b>					
100.000	43,500	1.819.000	7.148.000	8.967.000	90
150.000	60,217	2.662.000	9.841.000	12.503.000	83
200.000	77,256	3.483.000	12.597.000	16.080.000	80

**Tab. 5.3 Kosten der MBA in Abhängigkeit von der Anlagentechnik und dem Durchsatz bei einer Rottezeit von 10 Tagen (ohne Deponie)**

konzipierter Durchsatz	Anlagekapitalbedarf	Variable Kosten	Fixe Kosten	Jährliche Gesamtkosten	Spez. Behandlungskosten
Mg/a	Mio. DM	DM/a	DM/a	DM/a	DM/ Mg
Kategorie I					
10.000	2,221	212.000	380.000	592.000	59
15.000	2,280	303.000	401.000	704.000	47
20.000	2,296	390.000	416.000	806.000	40
Kategorie II					
30.000	7,179	706.000	1.174.000	1.880.000	63
<b>50.000</b>	<b>8,452</b>	<b>1.110.000</b>	<b>1.431.000</b>	<b>2.541.000</b>	<b>51</b>
60.000	8,840	1.318.000	1.511.000	2.829.000	47
90.000	10,521	1.930.000	1.852.000	3.782.000	42
Kategorie III					
100.000	14,713	1.791.000	2.652.000	4.443.000	44
150.000	17,039	2.620.000	3.098.000	5.718.000	38
200.000	19,684	3.427.000	3.605.000	7.032.000	35

bung im Jahr 1995 für diese Kategorie (Extensivverfahren) bei sieben Anlagen eine Schwankungsbreite von 40 – 90 DM/Mg. Es ergibt sich eine gute Übereinstimmung.

Bei den Intensivverfahren der Kategorie III werden Behandlungskosten von 80 DM/Mg bei einem Durchsatz von 200.000 Mg/a bis 90 DM/Mg bei einem Durchsatz von 100.000 Mg/a ermittelt (Behandlungskosten ohne Deponie). Stellt man diese berechneten Angaben der Erhebung von *Fricke und Turk (1997)* gegenüber, so zeigen sich deutliche Abweichungen. Für fünf derzeit betriebene Anlagen wird ein Schwankungsbereich von 110 – 170 DM/Mg, für Anlagen in Planung von 80 – 250 DM/Mg ermittelt, was ca. 40 – 50 % über den theoretisch berechneten Werten liegt. Dies ist zum einen darauf zurückzuführen, daß die im Rahmen der theoretischen Betrachtungen gewählten Anlagen mit Durchsätzen über 100.000 Mg/a kalkuliert wurden. Werden kleinere Anlagen mit gleichartigem hohen technischen Standard ausgeführt, so ergibt sich ein exponentieller Anstieg der Kosten, was auch der Abbildung 5.1 zu entnehmen ist. Zum anderen ist auf die Möglichkeit einer Minderauslastung hinzuweisen, was nachfolgend noch differenzierter ausgeführt wird.

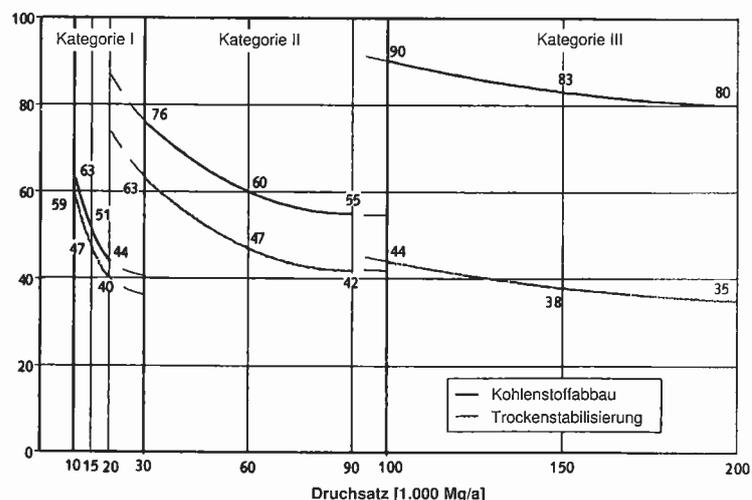
In der Abbildung 5.1 sind die ermittelten spezifischen Behandlungskosten zusammengefaßt. Über die Berechnungsgrenzen hinaus wird der weitere Verlauf gestrichelt vermerkt. Sprungfixe Kosten sind idealisiert als Kurve dargestellt.

Die Kosten der für die biologische Trocknung konzipierten Anlagen liegen infolge der geringeren Aufwendungen für die Rotte prinzipiell unter den Kosten der für die entsprechenden Durchsätze konzipierten Anlagen für die Zielsetzung weitgehender Kohlenstoffabbau.

Die Behandlungskosten bei biologischer Trocknung schwanken nur in einem engen Bereich. In der Kategorie II werden Behandlungskosten in Höhe von 42 DM/Mg bis 63 DM/Mg, in der Kategorie III von 35 DM/Mg bis 44 DM/Mg ermittelt. Praktische Vergleichswerte liegen derzeit noch nicht vor.

Die Abbildung 5.1 verdeutlicht, daß durch die Auswahl größerer Anlagen in jeder Kategorie die spezifischen Behandlungskosten reduziert werden. Aufgrund der proportional zum Durchsatz angenommenen steigenden Komplexität der Anlagenkategorien werden die Kosteneinsparungen jedoch völlig oder teilweise aufgehoben. Vergleicht man exemplarisch den Anlagekapital-

**Abb. 5.1: Spezifische Behandlungskosten der MBA in Abhängigkeit von den gewählten Kategorien und der Zielsetzung**



bedarf der MBA umgerechnet in die Jahresanuität, so betragen diese Kosten bei Einsatz der Kategorie I (Durchsatz von 10.000 Mg/a) 27 DM/Mg und steigen bei Einsatz der Kategorie III (Durchsatz von 100.000 DM/a) auf 54 DM/Mg an. Diese Entwicklung ergibt sich im wesentlichen durch die Gestaltung der eingehausten Rotte, welche einen hohen investiven Aufwand erfordert.

Bei Rottezeiten zwischen 10 Tagen und 12 Wochen werden die Behandlungskosten in dem durch beide Kurven begrenzten Bereich zu erwarten sein.

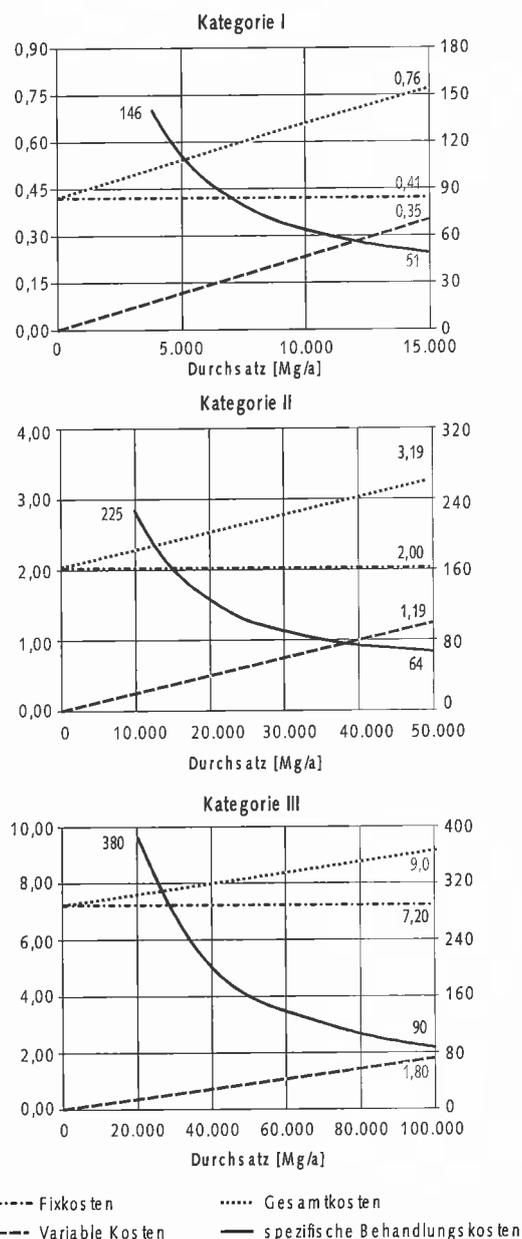
Bei der Diskussion der erheblichen Differenz der in Kapitel 4 ermittelten praktischen Angaben zu den in diesem Kapitel berechneten Kostensätzen der Anlagen des Intensivverfahrens (Kategorie III, Kohlenstoffabbau) wurde als mögliche Ursache Minderauslastung der Anlagen angesprochen. Eine Minderauslastung bewirkt einen Anstieg der spezifischen Behandlungskosten. Je größer der Anteil der fixen Kosten an den Gesamtkosten ist, um so stärker wirkt sich eine Minderauslastung der Anlage kostensteigernd aus.

Beispielhaft werden die Anlagen zum weitgehenden Kohlenstoffabbau bei einer Rottezeit von 12 Wochen unter diesem Aspekt gegenübergestellt. In der Abbildung 5.2 sind für ausgewählte Anlagen (Kategorie I: 15.000 Mg/a; Kategorie II: 50.000 Mg/a; Kategorie III: 100.000 Mg/a) die fixen und variablen Kosten sowie die sich daraus ergebenden jährlichen Gesamtkosten und spezifischen Behandlungskosten für verschiedene Auslastungen der Anlagen zusammengefaßt. Der Auslegungspunkt der Anlagen befindet sich jeweils am rechten Rand des Diagrammes.

Es ist zu erkennen, daß der Fixkostenanteil mit steigendem Technologisierungsgrad ansteigt. In der Kategorie I beträgt dieser Anteil 54 % (bei Vollauslastung). Er steigt in der Kategorie III auf 80 % (bei Vollauslastung) an, was den Verhältnissen einer MVA entspricht. Die Anlagenkonzepte des Intensivrotteverfahrens (Kategorie III) sind schlußfolgernd nicht geeignet, prognostizierte Abfallmengenrückgänge auszugleichen.

Die Aussagen der Abbildung 5.2 werden in der Abbildung 5.3 nochmals in anderer Form aufbereitet. Es wird dargestellt, um welchen Normfaktor die spezifischen Behandlungskosten der betrachteten Kategorien bei entsprechendem Auslastungsgrad ansteigen. Bei einer Teilaus-

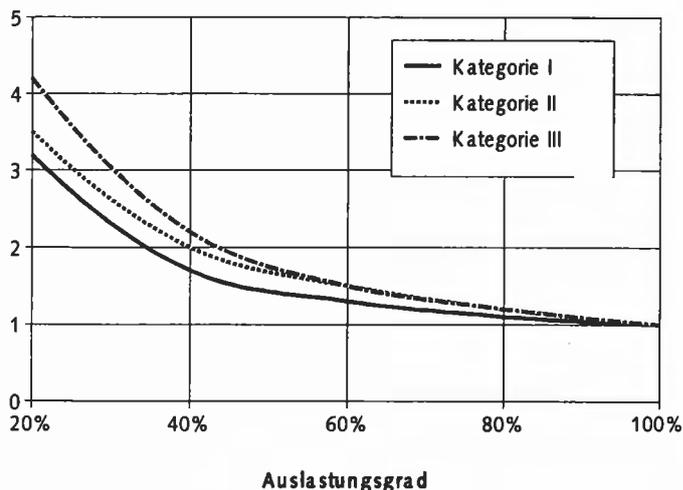
**Abb. 5.2: Darstellung der Kostenstrukturen für ausgewählte MBA bei einer Rottezeit von 12 Wochen**



stung von 80 % liegen diese Faktoren für alle Kategorien in einem engen Bereich von 1,1 – 1,2. Eine starke Differenzierung findet bei Auslastungsgraden < 60 % statt.

Über die dargestellten Behandlungskosten hinaus sind die Folgekosten für Deponierung (bei einem weitgehenden Kohlenstoffabbau) und/oder die thermische Behandlung zu berücksichtigen.

**Abb. 5.3: Spezifische Behandlungskosten der Kategorien I, II und III, normiert auf die jeweilige Vollauslastung (nach Krusche, 1996)**



### 5.3 Kosten thermischer Verfahren der Restabfallbehandlung

Zur thermischen Behandlung der Restabfälle stehen neben der klassischen Rostfeuerung auch alternative Verfahren wie das Wirbelschicht-, das Schwel-Brenn-, das Konversions- oder des Thermoselectverfahren zur Verfügung.

Die Auswahl eines Verfahrens ist von regionalen Randbedingungen abhängig. Dazu gehört insbesondere die Entwicklung der Restabfalleigenschaften, welche den alternativen Verfahren zum Durchbruch verhelfen können.

Diese alternativen Verfahren sind beispielsweise gekennzeichnet durch:

- hohen energetischen Wirkungsgrad,
- Flexibilität bezüglich Heizwertschwankungen,
- Wirtschaftlichkeit auch bei Anlagengrößen bis 100.000 Mg/a.

Diese Verfahren können mit verkleinerten, homogenisierten Restabfällen, wie sie bei einer mechanisch-biologischen Aufbereitung entstehen, betrieben werden.

In der Tabelle 5.4 sind Schwankungsbreiten des spezifischen Anlagekapitalbedarfes für die eingangs genannten Verfahren zur thermischen Behandlung in Abhängigkeit vom Durchsatz dargestellt. Diese Angaben sind Orientierungswerte. Unter Beach-

tung der örtlichen Bedingungen können die tatsächlichen Werte stark davon abweichen.

Die aus den Investitionen resultierenden kapitalabhängigen Kosten machen den Hauptanteil<sup>1)</sup> der Gesamtkosten einer MVA aus. Rechnet man andere durchsatzunabhängige Kostenarten hinzu, ergibt sich ein Fixkostenanteil von ca. 85 %.

Die sich ergebenden Behandlungskosten schwanken zwischen 200 – 500 DM/Mg. In Ausnahmefällen werden Behandlungskosten bis zu 800 DM/Mg genannt, was jedoch ursächlich durch eine Mindererauslastung der Anlagen bedingt ist (Keller-Reinspach, 1996).

Durch den Anteil der Fixkosten von bis zu 85 % wirken sich Teilauslastungen deutlich auf die Behandlungskosten aus. Bei der beispielhaften Betrachtung einer Anlage von 150.000 Mg/a bedeutet bereits eine nur 80 %ige Auslastung der Anlage eine Steigerung der Behandlungskosten von 400 DM/Mg auf 500 DM/Mg.

Werden MBA und MVA in einem integrierten Abfallwirtschaftskonzept parallel oder in Reihe geschaltet, so können sich positive Kostenauswirkungen ergeben. Dazu gehört zum einen, daß durch die Vorschaltung einer MBA ein kurz- bis mittelfristig lagerstabiles Zwischenprodukt ge-

1) je nach Anlagengröße, 60 bis 70 %

**Tabelle 5.4 Spezifischer Anlagekapitalbedarf verschiedener Verfahren zur thermischen Behandlung in Abhängigkeit vom Durchsatz (Keller-Reinspach, 1996)**

Verfahren	spezifischer Anlagekapitalbedarf [DM/Mg]			
	konzipierter Durchsatz 100.000 Mg/a	konzipierter Durchsatz 200.000 Mg/a	konzipierter Durchsatz 300.000 Mg/a	konzipierter Durchsatz 400.000 Mg/a
Rostfeuerung	1.800 - 2.300	1.400 - 1.700	1.000 - 1.500	1.000 - 1.300
Schwel-Brenn-Verfahren	2.200 - 2.700	1.600 - 2.200	1.400 - 1.700	1.200 - 1.400
Thermoselect	2.000 - 2.500	1.500 - 2.000	1.400 - 1.800	1.300 - 1.600
Noell-Konversionsverfahren	2.000 - 2.500	1.500 - 2.200		

wonnen wird, welches eine kontinuierliche Beschickung im Jahresgang ermöglicht. Die MVA kann in diesem Fall nahe dem Jahresmittelwert ausgelegt werden, die Auswirkungen einer 80- bzw. 100 %-Auslegung finden sich am obenstehenden Beispiel. Zum anderen können durch den Einsatz heizwertreicher Teilströme oder getrockneten Restabfalls höhere Erlöse möglich werden. Demgegenüber muß die Verfahrenstechnik der MVA an das heizwertreiche Material mit Heizwerten bis zu 16 MJ/kg angepaßt werden. Diese gegenseitige Kostenbeeinflussung kann nur im Rahmen der zu untersuchenden Einzelfälle diskutiert werden.

#### 5.4 Diskussion der Kosten integrierter Restabfallbehandlungskonzepte

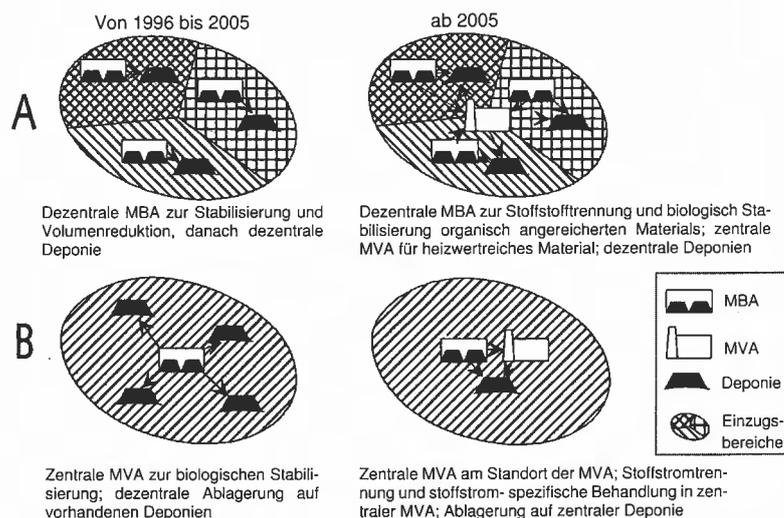
Mechanisch-biologische Verfahren können allein oder in Verbindung mit thermischen Verfahren eingesetzt werden, wobei die Verknüpfung mit thermischen Anlagen in der Diskussion einen immer breiteren Raum einnimmt. Demgegenüber stehen ausschließlich thermische Behandlungskonzepte.

Neben den verfahrenstechnischen Aspekten haben jedoch auch räumliche und zeitliche Aspekte Einfluß auf die Kosten der Restabfallbehandlung. In der Abbildung 5.4 sind exemplarisch verschiedene räumliche und zeitliche Möglichkeiten der stoffspezifischen Restabfallbehandlung dargestellt.

„A“ kennzeichnet ein dezentrales Konzept. Die mechanisch-biologische Behandlung kann zeitlich vor der thermischen Stufe am Standort der Deponien realisiert werden. Nach Errichtung einer zentralen thermischen Anlage werden die vorhandenen mechanisch-biologischen Anlagen weitergenutzt (Teilstromverfahren oder biologische Trocknung in Abhängigkeit von den gesetzlichen Vorgaben).

Dies ist geeignet für große Einzugsgebiete, bzw. um vorhandene thermische Anlagen in Nachbarregionen, die infolge der rückläufigen Abfallmengen prognostisch nicht mehr ausgelastet sind, zu nutzen.

**Abb. 5.4: Schematische Darstellung zentraler und dezentraler Restabfallbehandlungskonzepte (Bilitewski et al., 1995)**



„B“ steht beispielhaft für ein zentralisiertes Konzept, was zunächst auf der mechanisch-biologischen Stabilisation aufbaut, um Laufzeiten der vorhandenen Deponien zu verlängern. Die MBA wird in der Nähe der künftigen thermischen Vorbehandlung errichtet und nach Inbetriebnahme der thermischen Anlage als Vorschaltanlage genutzt.

Für ein Modellgebiet werden nachfolgend die Kosten für fünf ausgewählte Varianten (vergleiche Tabelle 5.5) integrierter Abfallwirtschaftskonzepte gegenübergestellt. Das gewählte Modellgebiet umfaßt eine Fläche von 340.000 ha. Es leben 1 Mio. Einwohner in der Region, wobei ca. die Hälfte der Einwohner in einer zentral angesiedelten Großstadt leben. Nachfolgend werden die gewählten Varianten näher erläutert. Die Durchsätze der Anlagen können der Tabelle 5.5 entnommen werden.

#### Varianten integrierter Abfallwirtschaftskonzepte

**Variante 1:** Im Rahmen der Variante 1 werden die Kosten bei der Nutzung einer zentral gelegenen MVA ohne Einbeziehung mechanisch-biologischer Behandlungsverfahren ermittelt. Durch den Einsatz einer Anlage mit großem Durchsatz kann der Effekt der Kostendegression genutzt werden und es ergeben sich günstige Behandlungskosten für die MVA. Variante 1 verur-

sacht maximale Transportaufwendungen.

Variante 2: Variante 2 stellt eine kombinierte Lösung dar. In den drei dezentral angesiedelten MBA wird das Material einer Trockenstabilisierung unterzogen. Nachgelagert erfolgt die Verbrennung des lagerstabilen Zwischenproduktes in der zentral gelegenen jedoch kleiner als in Variante 1 dimensionierten MVA.

Variante 3: Das Behandlungskonzept der Variante 3 setzt sich analog zu Variante 2 aus drei dezentral angeordneten MBA und einer zentral gelegenen, MVA zusammen. Allerdings wird ausschließlich das heizwertreiche Material abgetrennt und einer Verbrennung zugeführt. Der verbleibende Mengenstrom wird in den MBA einem weitgehenden Kohlenstoffabbau unterzogen und anschließend deponiert (Teilstrombehandlung). Bei Anwendung dieses Konzeptes wird eine Minimierung des zu verbrennenden Materials erreicht.

Variante 4: Variante 4 stellt sich als vollständig dezentrale Lösung dar. Die drei kleineren MVA sind in der näheren Umgebung der drei dezentral gelegenen MBA angesiedelt. Transportaufwendungen fallen aufgrund der regionalen Nähe von MVA und MBA nicht an (innerbetriebliche Transportaufwendungen finden keine Berücksichtigung). Das Material wird wie in Variante 2 beschrieben zunächst mechanisch-biologisch und nachfolgend thermisch behandelt. Der Einsatz von Verbrennungsanlagen mit solch kleinen Durchsätzen (unter 100.000 Mg/a) führt jedoch rasch an die Rentabilitätsgrenze.

Variante 5: Wie in Variante 4 sind im Rahmen der Betrachtung von Va-

riante 5 drei dezentrale MBA und MVA angesiedelt. Das angelieferte Material wird jedoch analog zu Variante 3 einer Teilstrombehandlung unterzogen.

### Input zur Restabfallbehandlung

Im Modellgebiet fällt Restabfall im Umfang von 285.000 Mg/a an. Der Input der MVA setzt sich in Abhängigkeit von der betrachteten Variante aus den Fraktionen

- aufbereitetes (zerkleinertes, getrocknetes) Material aus der vorgeschalteten MBA,
- Restabfall aus Haushalten,
- Sortierreste (Baustellenabfall/ Sperrmüll/ Gewerbeabfall/ Wertstoffe) sowie
- Aufbereitungsreste

zusammen. Die Trocknung des Materials vor der thermischen Verwertung führt zu einer deutlichen Heizwerterhöhung um ca. 25 % auf 13.300 kJ/kg (Durchschnitt). Wird nur der heizwertreiche Tpeilstrom aus der MBA einer thermischen Verwertung zugeführt, so werden Heizwerte von 16.000 kJ/kg erreicht (Durchschnitt).

Folgende Kostenbestandteile werden betrachtet:

- Behandlungskosten der MBA (siehe Kapitel 5.2)
- Behandlungskosten der MVA (siehe Kapitel 5.3)
- Transportkosten (ohne Sammlung; zwischen MVA, MBA und Deponie)
- Entsorgungskosten

Aus logistischen Gründen wird als Basis der Transportkostenermittlung von der Anlage dreier

**Tab. 5.5 Kennzeichnung der fünf Varianten zur Restabfallbehandlung**

Variante	Kennzeichen	Anlagen/ Anlagendurchsatz
Variante 1	thermisch zentral	1 MVA (Rost) mit 285.000 Mg/a;
Variante 2	mech.-biol. dezentral; thermisch zentral Reihenbetrieb	3 MBA (Trockenstabilisierung mit nachfolgender Verbrennung) mit je 50.000 Mg/a 1 MVA (Rost) mit je 240.000 Mg/a
Variante 3	mech.-biol. dezentral; thermisch zentral Parallelbetrieb	3 MBA (Kohlenstoffabbau mit nachfolgender Deponierung) mit je 50.000 Mg/a 1 MVA (Rost) mit je 170.000 Mg/a
Variante 4	mech.-biol. dezentral; thermisch dezentral; Reihenbetrieb	3 MBA (Trockenstabilisierung mit nachfolgender Verbrennung) mit je 50.000 Mg/a; 3 MVA (Wirbelschicht) mit je 85.000 Mg/a
Variante 5	mech.-biol. dezentral; thermisch dezentral; Parallelbetrieb	3 MBA mit 50.000 Mg/a 3 MVA (Wirbelschicht) mit je 55.000 Mg/a

Umladestationen im Modellgebiet ausgegangen.

Als Entsorgungskosten werden 200 DM/Mg Restabfall inklusive der Kosten für die Rückstellung für Abschluß und Nachsorge der Deponien angesetzt.

In der Tabelle 5.6 sind die Ergebnisse der Kostenrechnung der betrachteten Varianten zusammengefaßt. Die graphische Darstellung der Ergebnisse erfolgt in den Abbildungen 5.5 (Darstellung des Investitionsbedarfes) und 5.6 (Darstellung der Gesamtkosten).

Die Investitionen schwanken zwischen 523 Mio. DM (Variante 4) und 332 Mio. DM (Variante 3). Die Variante 4 ist das Abfallwirtschaftskonzept mit dem größten Investitionsumfang von 523 Mio. DM. Die weiteren Varianten liegen im Bereich zwischen 332 Mio. DM und 428 Mio. DM.

Die dezentrale mechanisch-biologische Vorbehandlung, verbunden mit einer zentralen thermischen Behandlung (Variante 2), ist mit Gesamtkosten von ca. 104 Mio. DM/a als das kostengünstigste Konzept einzuschätzen.

Die dezentrale mechanisch-biologische Teilstrombehandlung verbunden mit einer zentralen thermischen Behandlung (Variante 3) sowie die dezentrale mechanisch-biologische Teilstrombehandlung verbunden mit einer dezentralen thermischen Behandlung (Variante 5) liegen mit Gesamtkosten von jeweils ca. 106 Mio. DM/a nur geringfügig darüber.

Die integrierten Abfallwirtschaftskonzepte können in Abhängigkeit von den Randbedingungen günstiger sein als die alleinige thermische Behandlung. Des weiteren sollten folgende Punkte berücksichtigt werden:

- Durch die MBA können die Funktionen der Umladestationen übernommen werden.
- Durch eine MBA bestehen Möglichkeiten des Lastmanagements und damit die Möglichkeit zu einer geringeren Anlagendimensionierung, was zu weiteren Kostenreduzierungen führen kann.
- Die Kombinationsverfahren können flexibler und kostengünstiger auf den weiteren Rückgang der Abfallmengen reagieren.

**Tabelle 5.6** Behandlungskosten der Verfahrenskombinationen bei der Behandlung von 285.000 Mg/a Restabfall

	Var. 1	Var. 2	Var. 3	Var. 4	Var. 5
Durchsatz [1.000 Mg/a]:					
MBA	0	3*50	3*50	3*50	3*50
MVA	285	1*240	1*170	3*85	3*55
Investbedarf <sup>1)</sup> [Mio DM]					
MBA	0	26	36	26	36
MVA	428	317	296	497	322
$\Sigma$ Investbedarf [Mio DM]	428	343	332	523	358
Behandlungskosten [Mio DM/a]					
MBA		7,6	9,6	7,6	9,6
MVA	93,1	76,9	69,6	108	70,1
Transportkosten [Mio DM/a]	1	0,9	0,4	0	0
Entsorgungskosten [Mio DM/a]	18,8	18,8	26,5	18,8	26,5
$\Sigma$ jährliche Gesamtkosten incl. Erlöse [Mio DM/a]	112,9	104,2	106,1	134,4	106,2
Spezifische Kosten [DM/Mg]	396	366	372	472	373

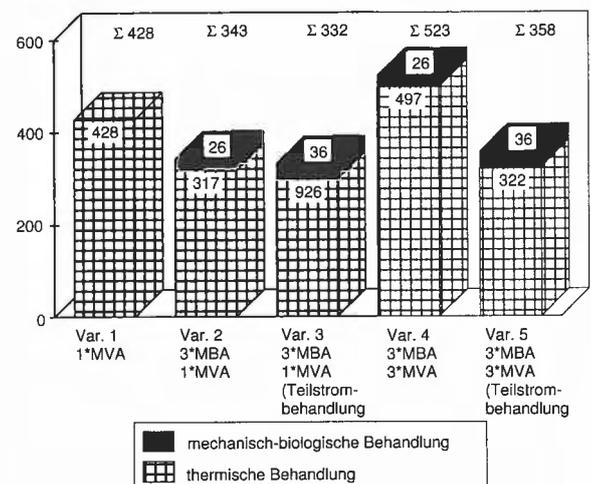
<sup>1)</sup> ohne Umladeanlagen

Die Ergebnisse zeigen deutlich, daß die mechanisch-biologische Vorbehandlung aus ökonomischer Sicht ihre Berechtigung im Rahmen integrierter Abfallwirtschaftskonzepte besitzt. Die Grenzen und Möglichkeiten der MBA sind im Rahmen von Variantenvergleichen unter konkreten regionalen Randbedingungen zu bewerten.

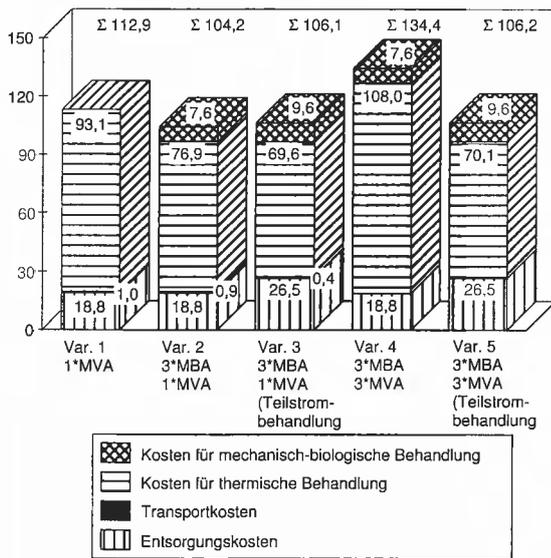
### 5.5 Zusammenfassung

Bei der Betrachtung der spezifischen Gesamtkosten von MBA und MVA kann deutlich festgestellt werden, daß eine Verbrennungsanlage mit einer größeren spezifischen Kostensteigerung auf eine geringere Auslastung reagiert. Damit

**Abb. 5.5:** Investitionsbedarf der fünf Varianten (nach Krusche, 1996)



**Abb. 5.6: Gesamtkosten der fünf Varianten (nach Krusche, 1996)**



wäre als Schlußfolgerung eine MBA oder eine Kombinationsanlage vorteilhafter als eine reine Verbrennungsanlage.

Nicht in die vorliegende Betrachtung eingehend ist die Betrachtung Rotte versus Schlacke in Bezug auf das Nachsorgerisiko. Während die Schlacken als Bergbauversatz genutzt und gleichzeitig einer Oberflächendeponie entzogen werden können, was dazu führt, daß eine Abfallwirtschaft ohne Deponie für den Abfall aus dem Haushalt und Gewerbe möglich ist, gilt dies für die MBA nicht. Selbst wenn das Produkt einer MBA in Zukunft als ablagerungsfähig betrachtet werden würde, ist eine Deponie mit Restrotten und Nachsorge notwendig, so daß eine nachhaltige Kostensenkung aufgrund des Nachsorgerisikos

zeitraumes nicht sicher prognostiziert werden kann. Langfristig können die Entsorgungskosten nur mit der Kombination zentrale thermische Anlage und dezentrale mechanisch-biologische Anlagen gesenkt werden. Diese Aussage gilt aber auch nicht generell, sondern ist standortabhängig.

## Literatur

*Bilitewski, B. (1989)*

Schnelle Vorkalkulation des Kapitalbedarfs für die Errichtung von Abfallbehandlungsanlagen, in: *Thomé-Kozmiensky, K. J. (Hrsg.), Handbuch zur Planung von Abfallbehandlungsanlagen*, EF-Verlag, S. 585-610, 1989

*Bilitewski, B., et al. (1995)*

Stoffspezifische Restabfallbehandlung – die kostengünstigere Behandlungskonzeption? Vortragsskript zur Tagung am 16./17.11.1995 in Sonthofen

*Fricke, K., Turk, T. (1997)*

Grenzkostenbetrachtung des Gesamtsystems Restabfallbehandlung und -entsorgung, Vortragsskript zu den Münsteraner Abfalltagen, Februar 1997

*Keller-Reinspach, H. W. (1996)*

Kosten der thermischen Abfallbehandlung, in: *Bilitewski, B. et al. (Hrsg.), Thermische Restabfallbehandlung*, ESV, 1996

*Krusche, S. (1996)*

Kostenstrukturen integrierter Abfallbehandlungskonzepte unter Nutzung mechanischer, biologischer und thermischer Behandlungsstufen, Diplomarbeit an der TU Dresden, 1996

## 6. Prüfmethode zur Beschreibung der biologischen Stabilität

W. Müller, K. Fricke, P. Lechner und H. Doedens

### 6.1 Einleitung

Nach jetzigem Kenntnisstand eignen sich der Glühverlust und der TOC nicht für die Charakterisierung des mittel- bis langfristigen Emissionsverhaltens der Reststoffe aus der mechanisch-biologischen Restabfallbehandlung auf der Deponie (Bidlingmaier, 1993; Damiecki, 1992; Fricke et al., 1993; Kraschom et al., 1993; Lepom und Henschel, 1993; Müller und Fricke, 1993; Völker, 1991).

Im Rahmen der nachfolgend aufgeführten Forschungsvorhaben wurden bzw. werden Untersuchungen zur Charakterisierung der organischen Substanz hinsichtlich ihrer Stabilität durchgeführt:

- Forschungsvorhaben zur mechanisch-biologischen Restabfallbehandlung im ZAW Donau-Wald (gefördert vom Bayerischen Umweltministerium)
- Verbundvorhaben „Stabilisierung von Restmüll durch mechanisch-biologische Behandlung und die Auswirkungen auf die Deponierung“ auf der mechanisch-biologischen Restabfallbehandlungsanlage in Quarzbichl, Landkreis Bad Tölz-Wolfratshausen“ (Bundesministerium für Bildung, Wissenschaft, Forschung und Technologie (BMBF))
- Wissenschaftliche Begleitung der Pilotprojekte des Landes Niedersachsen (gefördert vom Land Niedersachsen)
- Forschungsvorhaben SAGA; „Mechanisch-biologische Restmüllbehandlung unter Einbindung thermischer Verfahren für Teilfraktionen“ (gefördert vom Land Hessen)

Die Untersuchungsergebnisse wurden ergänzt durch Erhebungen und Literaturrecherchen.

Im ersten Abschnitt werden verschiedene in Frage kommende Parameter beschrieben und bezüglich ihrer Aussagekraft zur Stabilität der organischen Substanz bewertet. Anschließend werden Beziehungen bzw. Korrelationen einzelner Parameter und Parametergruppen untereinander aufgezeigt. Abschließend erfolgt eine Einschätzung der dargestellten Parameter hinsicht-

lich ihrer Eignung zur Charakterisierung der Ablagerungseignung mechanisch-biologisch behandelter Abfälle. Die zu den einzelnen Parametern vorliegenden Ergebnisse werden auf ihre Repräsentativität und Allgemeingültigkeit geprüft. Wo diese Anforderungen erfüllt sind, werden mögliche Richtwerte abgeleitet.

### 6.2 Material und Methoden

#### 6.2.1 Bezugsgrößen

##### Frischsubstanz (FS)

Die Frischsubstanz stellt das zu untersuchende Material in seiner Originalform dar inklusive des anteiligen Wassergehaltes.

##### Trockensubstanz (TS)

Die Trockensubstanz wird durch Trocknen der Frischprobe bei 105 °C bis zur Gewichtskonstanz ermittelt. Der Gewichtsverlust entspricht dem Wassergehalt, der Trockenrückstand dem Trockensubstanzgehalt.

##### Organische (Trocken-)substanz (oTS)

Die organische Substanz wird durch Glühen der getrockneten Probe bei 550 °C über 3 Stunden ermittelt (DIN 38 414, Teil 3), wobei der Glühverlust als organische Substanz definiert wird.

##### Biologisch abbaubare organische Substanz (oTS<sub>bio</sub>)

Der Parameter oTS<sub>bio</sub> wurde eingeführt, um organischen Kohlenstoff aus Kunststoffen von nativ organischem Kohlenstoff zu unterscheiden. Hintergrund dieser Unterscheidung ist die Tatsache, daß Kunststoffe unter den Bedingungen einer Deponie allenfalls in sehr langen Zeiträumen abgebaut werden und damit bezüglich einer biologischen Aktivität als inert betrachtet werden können. Zur Bestimmung der oTS<sub>bio</sub> werden die makroskopisch sichtbaren Kunststoffe von Hand ausgelesen. Vom Rest der Probe wird anschließend der Glühverlust ermittelt. Bei der Berechnung des oTS<sub>bio</sub> werden die ausgelesenen Be-

standteile rechnerisch dem Inertstoffanteil der Probe (Glührückstand) zugerechnet. Auch in der – mit dieser Methode bestimmten – sogenannten biologisch abbaubaren organischen Substanz befinden sich nach wie vor Komponenten, die biologisch nicht abbaubar bzw. als inert zu bezeichnen sind, wie z.B. Karbonate und Kristallwasser.

### 6.2.2 Umrechnungsmethoden auf unterschiedliche Meß- und Bezugsgrößen

In bisherigen Untersuchungen zur Charakterisierung der Stabilität der organischen Substanz wurden verschiedene Analysemethoden angewandt. Auch die Angabe der Meßergebnisse erfolgte auf unterschiedliche Bezugsgrößen (z.B. TS oder oTS). Speziell bei der Atmungsaktivität kommt komplizierend hinzu, daß je nach Bestimmungsmethode die Angaben in CO<sub>2</sub> oder aber O<sub>2</sub> erfolgt. Durch diesen Sachverhalt ist ein Vergleich der Daten unterschiedlicher Forschungsinstitutionen untereinander stark erschwert. Im Rahmen der BWK-Arbeitsgruppe „Restabfallbehandlung“ wurde daher versucht, einen einheitlichen Standard bezüglich der Bezugsgrößen und Untersuchungsmethoden festzulegen.

Gemeinsam mit der Projektleitung des BMBF-Verbundvorhabens „Mechanisch-biologische Behandlung von zu deponierenden Abfällen“ wurde vereinbart, als Bezugsgröße für Richtwer-

te zur Beschreibung des Deponieverhaltens generell die Trockensubstanz zu verwenden.

Um der organischen Substanz – entsprechend ihres Emissionspotentials – die erforderliche Gewichtung beizumessen, wird zusätzlich empfohlen, ergänzend zu den Angaben auf die Trockensubstanz den Glühverlust mitanzugeben. Hierdurch wird eine Umrechnung der Ergebnisse auf die organische Substanz ermöglicht.

In Tabelle 6.1 sind Umrechnungsfaktoren angegeben, mit deren Hilfe eine Umrechnung auf die unterschiedlichen Meß- und Bezugsgrößen erfolgen kann. Es ist zu beachten, daß sich diese Faktoren rein auf die Bezugsebene beziehen. Eine Berücksichtigung unterschiedlicher Bestimmungsmethoden ist darin nicht enthalten. Ebenfalls ist nicht berücksichtigt, daß die Umrechnung von CO<sub>2</sub> auf O<sub>2</sub> und umgekehrt über den Respirationskoeffizienten verknüpft ist. In Laboruntersuchungen ermittelte *Fertig* (1981) für Glucose einen Respirationskoeffizienten von 1, für Fette von 0,71 und für Proteine von 0,81. Bei Behälterrotteversuchen mit Restabfall wick nach Angaben von *Von Felde* (1996a) der Respirationskoeffizient auch bei Rottezeiten von einem halben Jahr nicht wesentlich von 1 ab. Da in der Regel keine Respirationskoeffizienten vorliegen, wird bei der Umrechnungstabelle ein Wert von 1 unterstellt. Wegen der besseren Übersichtlichkeit ist auf die Aufnahme des Respirationskoeffizienten in die Umrechnungstabelle ver-

**Tab. 6.1: Umrechnungsfaktoren für verschiedene Dimensionen der Atmungsaktivität (gesuchte Dimension = Faktor X vorhandene Dimension) (verändert nach von FELDE, 1996)**

gesuchte Dimension	vorhandene Dimension				
	mgO <sub>2</sub> /gTS	mgO <sub>2</sub> /goTS	mgC/gTS	ml <sub>Luft</sub> /gFS	mgCO <sub>2</sub> /gOS <sub>bio</sub>
mgO <sub>2</sub> /gFS	(100-WG)/100	GV/100 x (100-WG)/100	2,667x(100-WG)/100	0,3	0,727xGV/100 x oTS <sub>bio</sub> /100 x (100-WG)/100
mgO <sub>2</sub> /gTS	1	GV/100	2,667	0,3x100/(100-WG)	0,727xGV/100 x oTS <sub>bio</sub> /100
mgO <sub>2</sub> /goTS	100/GV	1	2,667x100/GV	0,3x100/GV x 100/(100-WG)	0,727 x (oTS <sub>bio</sub> )/100
mgC/gTS	0,375	0,375xGV/100	1	0,113x100/(100-WG)	0,273xGV/100 x (oTS <sub>bio</sub> )/100
mgCO <sub>2</sub> /gTS	1,375	1,375xGV/100	3,667	0,413x100/(100-WG)	GV/100 x (oTS <sub>bio</sub> )/100
ml <sub>Luft</sub> /gFS	3,33x(100-WG)/100	3,33xGV/100 x (100-WG)/100	8,888x(100-WG)/100	1	2,422xGV/100 x (oTS <sub>bio</sub> )/100 x (100-WG)/100
mgCO <sub>2</sub> /gOS <sub>bio</sub>	1,375x100/GV x 100/(oTS <sub>bio</sub> )	1,375x100/(oTS <sub>bio</sub> )	3,667x100/GV x 100/(oTS <sub>bio</sub> )	0,413x100/GV x 100/(oTS <sub>bio</sub> ) x 100/(100-WG)	1

GV = Glühverlust (%TS); WG = Wassergehalt (%FS);

zichtet worden. Die Umrechnungsfaktoren können für andere Bestimmungsmethoden (z.B. Gärtest) adaptiert werden.

### 6.2.3 Analysemethoden

#### 6.2.3.1 Atmungsaktivität (O<sub>2</sub>-Zehrung bzw. CO<sub>2</sub>-Respiration)

Die Messung der Atmungsaktivität erfolgte bei den Messungen der IGW im kontinuierlich durchströmten System (SIR-Soil-Biomass-Analyzer) über max. 10 Tage bei stündlicher Meßwertregistrierung (*Schinner* et al., 1993). Ca. 30 – 50 g der homogenisierten und auf < 10 mm zerkleinerten Probe werden auf einen optimalen Wassergehalt (ca. 45 %) eingestellt und mit Schaumstoffstopfen im Probenhalter (Glasrohr, 50 mm Durchmesser) fixiert. Mit Meßgaspumpen wird Außenluft zunächst durch eine Waschflasche und danach durch die Probe gepumpt. Durch die Waschflasche wird die Luft auf 100 % Luftfeuchte gebracht und so verhindert, daß die Probe austrocknet. Die eingesetzte Luftmenge beträgt ca. 200 – 300 ml/min. Durch eine Differenzmessung der CO<sub>2</sub>-Konzentration vor und nach Durchströmen der Probe mittels Infrarot-Gasanalysator und Multiplikation mit der Luftmenge wird das entstandene CO<sub>2</sub> ermittelt und über einen Computer aufgezeichnet. Es wird sowohl die maximale Atmungsaktivität (mg CO<sub>2</sub>/h) als auch der Summenwert über 96 Stunden (AT<sub>4</sub>) ermittelt. Als Bezugsbasis diene die Trockensubstanz oder die oTS<sub>bio</sub>.

Ein Vergleich der Untersuchungsergebnisse untereinander wird durch die unterschiedlichen Bestimmungsmethoden der Atmungsaktivität erschwert. Bei der in den IGW-Versuchen verwendeten Methode wird die Probe mit wassergesättigter Luft durchströmt, während bei der Untersuchung im Sapromaten keine Druckbelüftung stattfindet. Die Sauerstoffverteilung erfolgt hier nur durch Diffusion in die ruhende Probe. Nach *Schinner* et al. (1993) werden bei der Bestimmung im durchströmten System tendenziell höhere Aktivitäten gemessen als bei der Sapromatmethode. Diese Aussage kann von *Bidlingmaier* und *Streff* (1995), die verschiedene Methoden zur Bestimmung der CO<sub>2</sub>-Produktion bzw. O<sub>2</sub>-Zehrung an unterschiedlich vorbehandelten Abfallstoffen durchführten, nicht bestätigt werden. Unterschiede ergeben sich auch durch die Art der Probenaufbereitung. Während für die Untersuchungen der IGW das Probenmaterial auf < 10 mm zerkleinert wurde, führte *Höring*

(1995) Sapromatuntersuchungen an hochfein (< 0,25 mm) gemahlten Proben durch.

Ebenso wie für die Bezugsbasis wurde von der BWK-Arbeitsgruppe „Restabfallbehandlung“ ein Vorschlag für eine Standardisierung der Bestimmung der Atmungsaktivität erarbeitet. Diese Bestimmungsmethode wird zukünftig von den Institutionen angewendet, die durch die Mitglieder der BWK-Arbeitsgruppe vertreten sind. Ebenso soll diese Bestimmungsmethode für die Forschungen im Rahmen des BMBF-Verbundvorhabens „mechanisch-biologische Behandlung vor der Ablagerung“ Verwendung finden.

#### **Vorschlag der BWK-Arbeitsgruppe „Restabfallbehandlung“ zur Bestimmung der Atmungsaktivität:**

##### **A Analyseverfahren:**

Die Messung der Atmungsaktivität erfolgt mit dem Sapromat über einen Zeitraum von 4 Tagen.

##### **B Probenaufbereitung:**

Zerkleinerung des Probenmaterials mit einer Messermühle auf <10 mm

Vorgehen:

1. Zerkleinerung
2. Absiebung auf <10 mm (händisch)
3. Zerkleinerung des Siebüberlaufes auf <10 mm

Steine, Glas, Porzellan und Metalle sind vor der Zerkleinerung auszuschleusen und als Inertstoff in der Auswertung zu berücksichtigen.

##### **C Probenlagerung:**

Die Proben sind frisch zu verarbeiten (max. 48 Stunden Zwischenlagerung). Ist dies nicht möglich, sind die Proben bei -18 °C einzufrieren und gefroren zu verschicken. Die gefrorenen Proben sind über einen Zeitraum von ca. 24 Stunden schonend bei Raumtemperatur aufzutauen. Rückstellproben sind ebenfalls einzufrieren.

##### **D Probenmenge:**

Die Bestimmung erfolgt in 500 ml-Flaschen mit einer Einwaage von 40 g Frischsubstanz.

##### **E Probenfeuchte:**

Die Probe wird auf einen optimalen Wassergehalt von 40 – 50 % eingestellt. Ausnahme: Wenn die hochkalorische Fraktion im Behandlungsverfahren nicht abgetrennt wurde,

wird die max. Wasserkapazität ermittelt und ein Wassergehalt von 60 – 70 % der max. Wasserkapazität eingestellt werden.

**F** Temperatur:

Der Saproimat wird bei einer Temperatur von 20 °C betrieben.

**G** Wiederholungen:

Jede Probe wird als dreifacher Ansatz bestimmt.

**H** Angabe des Ergebnisses

Die Angabe der Atmungsaktivität geschieht wie folgt

$AT_4 = \dots\dots\dots \text{mg O}_2/\text{g TS}$

$oTS = \dots\dots\dots \% \text{ TS}$

### 6.2.3.2 Gärtest/ Gasbildung

Eine wesentliche Beeinträchtigung der Umwelt bei der Deponierung von unvorbehandelten Abfällen resultiert aus der Entstehung und Freisetzung von Deponiegas. Der Erfolg einer Vorbehandlung kann an der Reduzierung des Gasbildungspotentials gemessen werden. Ein Meßverfahren, mit dem die unter Deponiebedingungen (maximal) zu erwartende Deponiegasmenge ermittelt werden kann, würde ein geeigneter Prüfparameter für den Erfolg der Vorbehandlung darstellen.

Zur Zeit existiert kein standardisiertes Verfahren zur Bestimmung des Gasbildungspotentials in festen Abfallstoffen. Aus diesem Grund wurden bei den Untersuchungen der jeweiligen Forschungsinstitute unterschiedlichste Methoden verwendet, mit denen die Gasbildung bestimmt wurde.

Das Gärverhalten wurde bei den Versuchen der Ingenieurgesellschaft Witzhausen in Anlehnung an DEV S8 ermittelt (Müller, 1995). Die Bestimmung erfolgt an getrockneten, auf < 1 mm gemahlene Proben. Mit dem hohen Aufmahlungsgrad wird das Ziel verfolgt, möglichst gute Bedingungen für einen schnellen und weitgehenden Abbau der organischen Substanz zu bieten.

Ca. 50 g der Probe werden mit Impfschlamm versetzt und auf einen Wassergehalt von ca. 90 % sowie einen pH-Wert von 7 – 8 eingestellt. Die so vorbereiteten Proben werden in die Reaktionsgefäße eingebracht und in einem auf 35 °C thermostatisierten Wasserbad bebrütet. Die entstandene Gasmenge wird kontinuierlich erfaßt

und in regelmäßigen Abständen auf den CO<sub>2</sub>- und CH<sub>4</sub>-Gehalt untersucht. Der Versuch wird solange fortgeführt, bis die Gasbildungsrate pro Tag nur noch 1 % des bis zu diesem Zeitpunkt angefallenen Gesamtgasvolumens beträgt. Dies ist in der Regel nach ca. 20 Tagen der Fall.

An der BOKU-Wien wird mit sogenannten Inkubationsreaktoren gearbeitet (Binner, 1996). Diese sind 2 l fassende Reaktionsgefäße mit Siebboden und einer mit Glashahn verschließbaren Entnahmemöglichkeit für Sickerwasser im Bodenbereich. Im Deckel ist ein weiterer Glashahn angebracht, durch den Flüssigkeit zugeführt werden kann. Der Deckel wird mit einem Schnellspanverschluss fixiert. Über eine Schließverbindung wird zur Sammlung und Mengemessung des gebildeten Gases ein sogenanntes Eudimeterrohr gasdicht aufgesetzt. Das der Versuchsanordnung nach DEV S8 nachempfundene Sammelgefäß ist mit einer durch Methylorange rosa gefärbten, gesättigten Salzlösung gefüllt. Über ein Steigrohr verdrängt das im Reaktionsgefäß gebildete Gas diese Sperrflüssigkeit in ein fix montiertes Ausgleichsgefäß, in dem der Flüssigkeitsspiegel konstant gehalten wird. Das Eudimeterrohr hat einen abgestuften Durchmesser, wodurch 2 Ablesebereiche entstehen. Der obere Teil – für geringe Gasbildung – faßt ca. 100 ml und ist mit einer Skala versehen, die ein Ablesen des aufgefangenen Gases auf 1 ml genau ermöglicht. Im unteren, dickeren Teil – er faßt ca. 1 l – kann auf 10 ml genau abgelesen werden. Jedem abgelesenen Volumen entspricht ein definierter Höhenunterschied zum Flüssigkeitsspiegel im Ausgleichsgefäß. Dies ermöglicht es, den Einfluß des durch die Wassersäule hervorgerufenen unterschiedlichen Innendruckes im Eudimeterrohr auf das jeweils abgelesene Volumen (mittels Computer) rechnerisch zu kompensieren. Bei jeder Ablesung (je nach Gasbildungsintensität täglich bis mehrmals täglich) werden Raumtemperatur und aktueller Luftdruck notiert. Das Auswerteprogramm ist damit in der Lage, die abgelesene Gasmengen auf Normalverhältnisse (0 °C, 1013 mbar) umzurechnen und sowohl die stündlich gebildeten Gasmengen (Gasspenden), als auch die Gesamtgasmengen (Gasspendensummen) bezogen auf die eingesetzte Trockensubstanz, die entsprechende organische Trockensubstanz bzw. den organischen Kohlenstoff, in Tabellenform oder als Diagramm anzugeben. Über einen an der Eudimeterrohrspitze angebrachten Einwegkegelhahn können Gasproben entnommen

und analysiert werden. Die Salzlösung als Sperrflüssigkeit verhindert, daß in ihr Gaskomponenten gelöst werden. 6 Reaktionsgefäße werden in einem Wasserbad mittels Einhängethermostat konstanter Umgebungstemperatur (40 °C) ausgesetzt. Ein Aufstellen der gesamten Anlage in der Klimakammer hat sich wegen der dort stärkeren Verdunstung der Sperrflüssigkeit und des damit verbundenen Auskristallisierens des Salzes als nicht zweckmäßig erwiesen.

An der TU-Hamburg-Harburg und an der GH Wuppertal erfolgen die Versuche in Deponiesimulationsreaktoren aus Edelstahl mit ca. 100 l Nutzinhalt (Leikam und Stegmann, 1995; Brinkmann et al., 1995). Das Material wird naturfeucht eingebracht. Fallweise wird mit Kompost angeimpft. Die Versuchstemperatur beträgt 30 °C. Der wesentliche Unterschied zu den Inkubationsversuchen an der BOKU-Wien ist die Sickerwasserkreislaufführung bei ständigem Ersatz der entnommenen Sickerwassermengen durch Frischwasser. Die Versuchsdauer kann derzeit noch nicht angegeben werden. Teilweise ist auch nach 370 Tagen die Gasbildung noch nicht abgeschlossen.

Die Versuche an der GH-Essen werden in 10 l Glasreaktoren durchgeführt (Rieger und Bidlingmaier, 1995). Bewährt hat sich ein Wassergehalt von 65 % und eine Versuchstemperatur von 45 °C. Die Versuchsdauer beträgt 100 Tage.

Eine an den DEV S8 Gärtest angelehnte Methode wurde von Bröker (1996) entwickelt. Je nach Substrateigenschaften werden zwischen 300 und 700 g Frischsubstanz an Probenmaterial verwendet, die mit Impfschlamm bis auf 7000 g aufgefüllt und in 10 l Reaktionsgefäße gefüllt. Der Gärtest wird mit einer Temperatur von 32 bis 35 °C über einen Zeitraum von 21 Tagen durchgeführt.

Ein direkter Vergleich der aufgeführten Untersuchungsergebnisse der verschiedenen Institutionen untereinander ist aufgrund der unterschiedlichen Analysemethoden nur begrenzt möglich, da die Versuche mit unterschiedlichen Ausgangsmaterialien und bei unterschiedlichen Randbedingungen durchgeführt wurden, wodurch sich u. a. unterschiedlich lange „Stagnationsphasen“ (=LAG-Phasen) bis zu Beginn der Gasproduktion ergaben.

#### 6.2.3.3 Van Soest Analysen

Zur differenzierten Bestimmung der schwer hy-

drolysierbaren Bestandteile des Restabfalls werden die von Van Soest (1963), Van Soest und Wine (1967) sowie Goering und Van Soest (1972) beschriebenen Methoden zur Bestimmung des Hemizellulose-, Zellulose- und Rohlingehaltes von Futtermitteln angewandt.

#### – Säure-Detergentien-Faser (ADF)

Der Gehalt an aschefreier Säure-Detergentien-Faser (ADF) ist bei pflanzlichen Futtermitteln ein Maß für ihren Gehalt an den Zellwandgerüstsubstanzen Zellulose und Lignin. Die ADF-Bestimmung wird nach Goering und Van Soest (1972) entsprechend der vom Hersteller des Analysegerätes beschriebenen Vorgehensweise durchgeführt (Tecator, 1978a). 1 g der gemahlene (< 1 mm) Restabfallprobe wird in Glasfiltertiegel (P2) eingewogen und anschließend in den Fibertec-Heissextraktor überführt. 100 ml einer 95 °C warmen ADF-Lösung werden zugeführt, in 10 Minuten bis zum Sieden erhitzt und anschließend unter Rückfluß gekocht. Die Schaumbildung wird – wenn erforderlich – mit einem Entschäumer auf Silikonbasis unterbunden. Nach 60 Minuten Kochzeit erfolgt die Filtration. Der Filterkuchen wird mit heißem Aqua dest. gewaschen, bis das Perkolat keine Färbung mehr zeigt und anschließend mit Aceton gespült. Nach Trocknung (bei 105 °C) erfolgt die erste Wägung ( $W_1$ ), nach Veraschung (bei 550 °C) die zweite ( $W_2$ ).

Berechnung der aschefreien Säure-Detergentien-Faser und der (Roh-)Hemizellulose (% i. d. TS):

$$ADF = \frac{W_1 - W_2}{E} \times 100$$

#### – Säure-Detergentien-Lignin (ADL) und Zellulose

Diese Methode dient der Ermittlung des Rohlignins und der Berechnung des Zellulose-Gehaltes (ADF minus ADL). Die ADL-Fraktion des Restabfalls enthält neben der stabilen nativen organischen Substanz auch alle Kunststoffe und Kunststoffbestandteile, die einem reduktiven Säureangriff standhalten.

Die ADL-Bestimmung erfolgt im Anschluß an die Bestimmung der ADF. Die Glasfiltertiegel mit den Rückständen der in saurer Detergentien-Lösung gekochten und mit heißem Aqua dest. gewaschenen Proben werden für den weiteren Analysegang in den Fibertec-Kaltraktor ge-

stellt und mit 25 ml einer gekühlten (15 °C), 72prozentigen Schwefelsäure (H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>) überschichtet. Der Filterkuchen wird zunächst nach Zugabe einiger ml H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> mit einem Glasstab zu einer weichen gleichmäßigen Paste verrührt, anschließend mit der restlichen Schwefelsäure versetzt und halbstündlich umgerührt. Nach 3 Stunden wird die Schwefelsäure unter Vakuum abgesaugt und der Tiegelinhalt mit heißem Wasser und Aceton gewaschen. Nach Trocknung (bei 105 °C) erfolgt die erste Wägung (W<sub>1</sub>), nach Veraschung (bei 550 °C) die zweite (W<sub>2</sub>).

Berechnung des aschefreien Säure-Detergentien-Lignins und der Rohzellulose (% i. d. TS).

$$\text{ADFL} = \frac{W_1 - W_2}{E} \times 100$$

Zellulose = ADF – ADL

#### – Rohfett

Die Rohfettbestimmung erfolgt entsprechend der amtlichen Methode zur Bestimmung von Rohfett in Futtermitteln (Bassler, 1988). Entsprechend der Analysevorschrift für Verfahren B wird eine Vorbehandlung mit Salzsäure durchgeführt. Der so ermittelte Rohfettgehalt von Restabfall kann neben pflanzlichen und tierischen Fetten auch andere n-Hexan-lösliche Stoffe, wie synthetische Fette/Öle sowie Wachse, Harze und Farbstoffe (z. B. Chlorophyll, Carotin) enthalten.

#### 6.2.4 Material

Eine genaue Beschreibung der Versuchsdurchführung und des Versuchsmaterials der von der IGW durchgeführten Untersuchungen ist in Müller (1995) und Fricke et al. (1995) ausführlich beschrieben. Sowohl für den Versuch aus dem Verbandsgebiet des Zweckverbandes Abfallwirtschaft Donau-Wald als auch für den Versuch auf der Anlage in Quarzbichl im Landkreis Bad Tölz-Wolfratshausen wurde Resthausabfall aus einem Einzugsgebiet verwendet, in dem flächendeckend das Drei-Tonnen-System installiert ist, d. h. Bioabfälle und Papier/Kartonagen werden jeweils über ein zusätzliches Sammelgefäß im Holsystem erfaßt. Die nachfolgend dargestellten Ergebnisse stammen, wenn nicht anders angegeben, aus folgenden Untersuchungsvarianten:

*Versuche Donau-Wald (Müller und Fricke, 1993):*

RM-KS: rein aerobe Behandlung: 2/3 Rest-

abfall, 1/3 Klärschlamm, Rotte in HerHofbox

RS: vorgeschaltete anaerobe Behandlung („Vergärungsvarianten“): entwässerte Rohsuspension nach Naßtrennung im BTA-Pulper, Nachrotte in Kleinrottebox

RS-KS: Vorbehandlung wie RS, Zumischung von Klärschlamm, Nachrotte in Kleinrottebox

HR: entwässerte Hydrolysereststoffe auf der BTA-Vergärungsanlage, Nachrotte in Kleinrottebox

HR-KS: Vorbehandlung wie HR; Zumischung von Klärschlamm, Nachrotte in Kleinrottebox

*Versuche Quarzbichl (Fricke et al., 1995):*

Variante 1: Material < 150 mm, Druckbelüftung bis zur 16. Rotteweche, Zwischenzerkleinerung nach 6 Wochen, Absiebung auf < 60 mm nach 10 Wochen Rottedauer

Variante 2: Material < 150 mm, Druckbelüftung bis zur 16. Rotteweche

Variante 3: Material < 60 mm, Druckbelüftung 4 Wochen, anschließend keine Belüftung mehr

Variante 4: Material < 60 mm, Druckbelüftung bis zur 16. Rotteweche

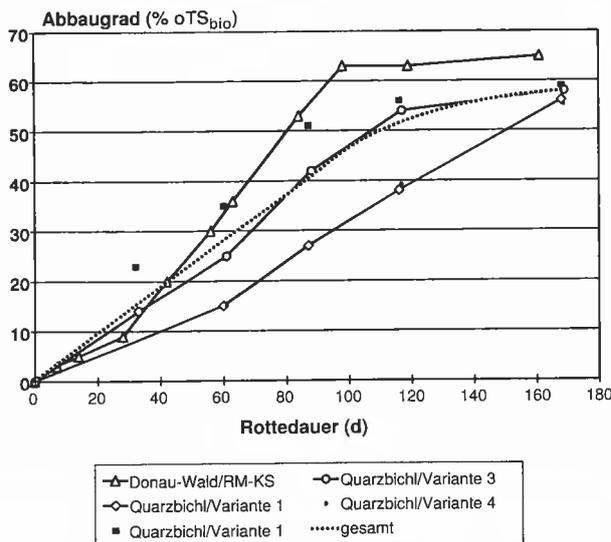
*Versuche SAGA 1995, (Müller et al., 1996):*

Doppstadt: Zerkleinerung mit Doppstadt-Häcksler, Absiebung auf < 80 mm, 9 Wochen Herhof-Boxenrotte<sup>1)</sup>, anschließend unbelüftete statische Mietenrotte

Cascade: Zerkleinerung mit Cascaden-Kugelmühle, Absiebung auf < 25 mm, 9 Wochen Herhof-Boxenrotte, anschließend unbelüftete statische Mietenrotte

1) Die Versuche wurden auf der Kompostanlage Heppenheim durchgeführt, die über Herhof-Boxen einer älteren Baureihe verfügt.

**Abb.6.1: Abbau der organischen Substanz im Verlauf der Rotte**



Versuche SAGA 1996 (Müller und Wallmann, 1997):

- Langrotte:** Zerkleinerung mit Doppstadt-Häcksler, Absiebung auf < 80 mm, 4 Wochen Herhof-Boxenrotte<sup>2)</sup>, anschließend 9 Wochen unbelüftete statische Mietenrotte
- Optimalrotte:** Zerkleinerung mit Doppstadt-Häcksler, 3 Wochen mit dem Ziel des Massenabbaus und der Trocknung zum Rotteende (4 Versuchsläufe)
- Trockenstabilat:** Zerkleinerung mit Doppstadt-Häcksler, 1 Woche Intensivrotte zur Herstellung von Trockenstabilat (4 Versuchsläufe)

Die Beschreibung von Versuchsdurchführung, Material und Methoden der im Beitrag zitierten Versuche der GH Essen sind in Rieger und Bidlingmaier (1995), der GH Wuppertal in Brinkmann (1995), der TU Hamburg in Leikam und Stegmann (1995), der Universität Wien in Binner (1995) und der Universität Hannover (Bröker, 1996) aufgeführt. Eine Kurzbeschreibung ist in Tabelle 6.3 dargestellt.

2) Die Versuche fanden auf der Kompostanlage Lohfelden statt, die über Herhof-Boxen nach neuestem Stand verfügt.

## 6.2.5 Statistische Auswertung und Darstellung der Ergebnisse

Der Zusammenhang zwischen einzelnen Parametern wurde mit den Modellen linear, multiplikativ, exponentiell und reziprok einer „einfachen Regression“ überprüft. Die Eignung dieser Modelle wurde mit einer Varianzanalyse überprüft. In den Grafiken ist jeweils der Kurvenverlauf des Modells aufgetragen, das den höchsten Wert für das Bestimmtheitsmaß ( $r^2$ ) aufweist. Regressionskurven sind nur für höchstsignifikante Zusammenhänge ( $P \leq 0,001$ ) dargestellt. Zusätzlich ist in den Grafiken der Korrelationskoeffizient ( $r$ ) angegeben.

## 6.3 Kenngrößen verschiedener Stabilitätsparameter bei der biologischen Restabfallbehandlung

### 6.3.1 Abbau der organischen Substanz

Die Ergebnisse über den Abbau der organischen Substanz während des Rotteprozesses verschiedener Forschungsvorhaben sind in Tabelle 6.2 zusammenfassend dargestellt.

Es ist ein deutlicher Zusammenhang zwischen Rottedauer und Abbauleistung festzustellen. Der Abbau der organischen Substanz liegt zwischen 55 und 70 %. Die verbleibende biologisch abbaubare organische Substanz ( $oTS_{bio}$ ) lag bei den Versuchen zur rein aeroben Behandlung zwischen 19 und 30 % in der TS. Bei den Varianten, die im Anschluß an eine Vergärungsstufe aerob nachbehandelt wurden, lagen die  $oTS_{bio}$ -Gehalte zum Teil deutlich höher (bis zu 40 % TS). Dies liegt darin, daß es in der Vergärungsstufe durch die Abtrennung von Leicht- und Schwerstoffen zu einer deutlichen Aufkonzentrierung der organischen Substanz kommt, die sich bis auf den  $oTS_{bio}$ -Gehalt des ausgerotteten Materials durchschlägt. In Abbildung 6.1 ist der Abbau der  $oTS_{bio}$  für die aeroben Varianten der Donau-Wald- und Quarzbichl-Untersuchungen dargestellt. Für alle Werte zusammengefaßt ergibt sich ein exponentieller Abbau.

### 6.3.2 Atmungsaktivität

Die Verringerung der Atmungsaktivität erfolgt in einem exponentiellen Verlauf (Abbildung 6.2). Nach einer Rottezeit von 3 bis 4 Monaten war die Atmungsaktivität um 75 bis 95 % reduziert, sie betrug zwischen 4 und 10 mg  $O_2/g$  TS. Nach fünf- bis sechsmonatiger Rotte reduzierte sich die Atmungsaktivität im Quarzbichler Versuch auf Werte zwischen 1,5 und 3 mg  $O_2/g$  TS: Be-

**Tabelle 6.2: Abbaugrad der organischen Substanz bei unterschiedlichen Rotteausgangsmaterialien und Rotteverfahren**

Versuchsort/Quelle	Bemerkung	Rottezeit (Wochen)	Rotteanfang oTS (% TS)	Rotteende oTS (% TS)	Abbau oTS (%)
<b>Quarzbühl</b> (Fricke et al., 1995) 4 Varianten	Bezug: oTS <sub>bio</sub>	16 24	43 - 49	26 - 30 22 - 24	43 - 63 57 - 68
<b>ZAW Donau-Wald</b> (Müller und Fricke, 1993)	Bezug: oTS <sub>bio</sub>				
- Restabfall/Klärschlamm	-	17	39,2	19	63,6
- Hydrolyserest/Klärschlamm	Nachrotte von	5	37,5	27,1	38
- Hydrolyserest pur	Resten aus der	6	36,5	27,1	35,3
- Rohsuspension/Klärschlamm	Vergärung	11	54,4	35,2	54,5
<b>SAGA</b> (Müller und Wallmann, 1996)	einfache Rottebox				
- Cascade (Intensivrotte)		9	58	43	42
- Cascade (Intensiv + Nachrotte)		19	58	30	68
- Doppstadt (Intensivrotte)		9	51	32	40
- Doppstadt (Intens.+Nachrotte)		19	51	30	58
<b>SAGA</b> (Müller und Wallmann, 1997)	Rottebox mit verbesserter Rottesteuerung				
- Langrotte		4	48	32	50
- Optimalrotte (Mittel aus 3 Versuchen)		3	61	51	33
- Trockenstabilat (Mittel aus 3 Versuchen)		1	61	59,5	5
<b>Schaffhausen</b> (Restabfall < 150 mm) (Fricke et al., 1992)		18	57,6	34,5	64,3
<b>Ludwigsburg</b> (Bidlingmaier et al., 1992)	3 Varianten	15	50,1 - 58,0	22,7 - 47,3	35,0 - 70,7
(Bidlingmaier, 1993)	Hydrolysereste	12	45,3	47,6	15-20
<b>Ludwigshafen</b> (Scheffold und Sotec, 1992)	-	12	50,7	27,2	63,7
<b>Gießen</b> (Loesche und Werning, 1992)	3 Varianten	12	58,7 - 60,4	31,2 - 34,1	65,8 - 70,3
<b>Lahn-Dill-Kreis</b> (Restabfall) (Wiemer, 1993)		13 Tage	50,8	42	29,8
<b>Pöchlarn, Österreich</b> (Restabfall) (Engenhardt, 1994)	18 Varianten	18 - 35	26 - 47	14 - 29	45 - 66

zogen auf die Atmungsaktivität am Rotteanfang entspricht dies einer Reduktion von 94 bis 98 %.

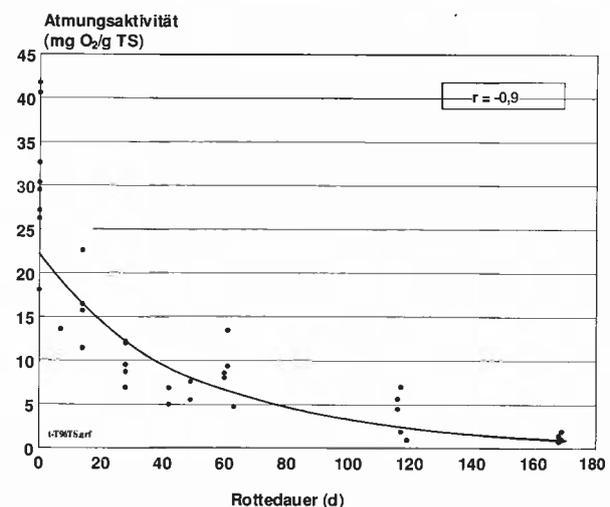
Der Einfluß der anaeroben Vorbehandlung auf den Verlauf der Atmungsaktivität in der Nachrotte ist in Müller (1995) ausführlich dargestellt. Es zeigte sich, daß trotz Ausschleusung und Abbau leicht verfügbarer Nährstoffe in der Vergärungsstufe die Atmungsaktivität zu Beginn der Nachrotte in der gleichen Größenordnung lag wie bei frischem Restabfall. Während der Nachrotte erfolgt jedoch eine deutlich schnellere Reduktion der Atmungsaktivität. In einer Nachrottezeit von 7 – 11 Wochen konnten die gleichen Reduktionsraten erzielt werden wie bei der rein aeroben Behandlung nach 17 Wochen.

### 6.3.3 Gasbildung

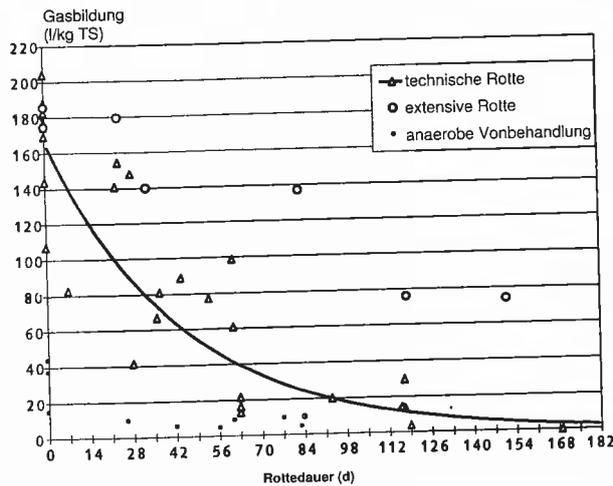
Derzeit existieren nur wenige Deponien, auf denen biologisch behandelte kommunale Abfälle bzw. Restabfall abgelagert wurden. Untersuchungen zur Gasbildung wurden vor Ort aller-

dings noch nicht durchgeführt. Im Labor wird die Gasbildung mit Hilfe von Gärtests (vgl. Kap. 6.2 Material und Methoden) oder durch Gasmessun-

**Abb. 6.2: Atmungsaktivität (AT4) im Verlauf der Rotte**



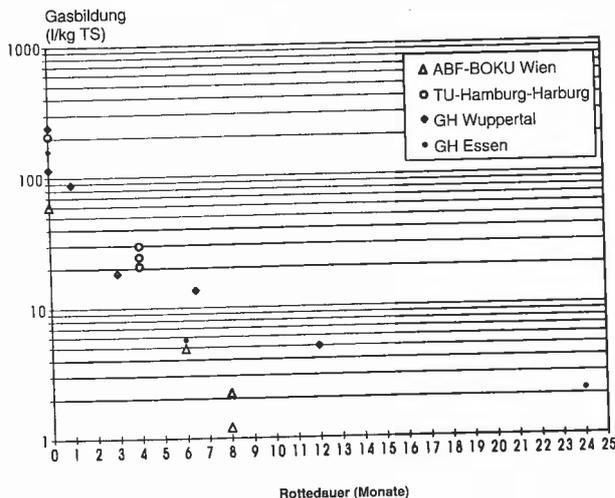
**Abb. 6.3: Veränderung der Gasbildung im Verlauf der Rotte**



gen in sogenannten Deponiesimulationsreaktoren bzw. Inkubationsversuchen bestimmt.

Die mit Hilfe von Gärtests ermittelte Gasbildung der verschiedenen Rottevarianten aus dem Versuch des Zweckverbandes Abfallwirtschaft Donau-Wald, dem BMBF-Forschungsvorhaben in Quarzbichl und dem Forschungsvorhaben für das Land Hessen sind in Abbildung 6.3 dargestellt. Für die Versuche mit technischen Rotteverfahren zusammengefaßt, ergibt sich ein exponentieller Verlauf der Reduktion der Gasbildung während des Rotteprozesses. Durch die biologische Behandlung reduzierte sich die Gasbildung in einem Zeitraum von ca. 3 bis

**Abb. 6.4: Gasbildungspotential von Abfällen nach unterschiedlicher biologischer Vorbehandlung (Binner, 1995; Höring, 1995; Höring, 1997; Leikam und Stegmann, 1995 und Rieger und Bidlingmaier, 1995)**



4 Monaten um über 95 %, nach 5 bis 6 Monaten war keine Gasbildung mehr nachweisbar. Der Einfluß der Behandlungsintensität zeigt sich an den dargestellten Einzelwerten aus extensiven Rotteverfahren (unbelüftete, statische Mietenrotte). Die Reduktion der Gasbildung ist hier deutlich verlangsamt.

Die Reduktion der Gasbildung bei der Rotte, der eine anaerobe Behandlungsstufe vorgeschaltet war, mit Versuchsmaterialien aus dem Zweckverbandsgebiet Abfallwirtschaft Donau-Wald (BTA-Verfahren) (Muller, 1995) bzw. dem Output der Rottetrommel in Quarzbichl (BRV-Trockenfermentation) erfolgte ebenfalls in einem exponentiellen Verlauf. Durch den vorgeschalteten anaeroben Abbauschritt waren die Werte zu Beginn der Rotte jedoch bereits auf ca. 37 bis 44 l/kg TS reduziert. Auf die Abbaukinetik des unbehandelten Restabfalls übertragen, entspricht das einem Rottezeitraum von ca. 7 bis 11 Wochen.

In Tabelle 6.3 bzw. Abbildung 6.4 sind die an der Universität Wien (Binner, 1995), an der GH-Essen (Rieger und Bidlingmaier, 1995), der GH Wuppertal (Brinkmann et al., 1995) und an der TU-Hamburg (Leikam und Stegmann, 1995) durchgeführten Untersuchungen zusammenfassend dargestellt. Obwohl in diesen Fällen sowohl das untersuchte Ausgangsmaterial als auch die Untersuchungsmethodik unterschiedlich waren, werden die in Abbildung 6.3 dargestellten Ergebnisse bestätigt. Auch hier ist der exponentielle Kurvenverlauf deutlich zu erkennen. Es zeigt sich, daß eine kurze aerobe Vorbehandlung (1 Monat Brikollareverfahren mit Trockenstabilisierung des Materials) noch keine nennenswerte Verminderung der biologischen Aktivität bewirkt. Die Gasbildung wurde lediglich auf 77 % reduziert, bezogen auf unbehandelten Restabfall. Eine einmonatige intensive Mietenrotte bewirkt eine Reduktion auf 50 %. Durch eine 6-monatige Rotte war eine Reduktion um 92 bis 96 % zu verzeichnen.

Abbildung 6.5 zeigt den Verlauf der Gasbildung von unbehandeltem Restabfall im Vergleich zu biologisch behandeltem Restabfall, der im Rahmen der Untersuchungen der Uni Wien über den Zeitraum von 250 Tagen ermittelt wurde. Die Gasproduktionsrate ist auf den jeweils aktuellen Gehalt an organischem Kohlenstoff (TOC) bezogen (Binner, 1995).

In grundlegenden Vergleichen sind die Einflußfaktoren **Reaktorgroße, Adaption, Gärtemperatur, Zerkleinerung des Untersuchungsma-**

**Tabelle 6.3: Gasbildung von Abfällen nach unterschiedlicher biologischer Vorbehandlung (Binner, 1995; Höring, 1995; Höring und Ehrig, 1997; Leikam und Stegmann, 1995 und Rieger und Bidlingmaier, 1995)**

Versuchsmaterial und Rottedauer	Gesamtversuchsdauer Tage	Spezifische Gasmengen		spezifische Methanmenge	
		l/kg TS	% v. Unbehandelten	l/kg TS	% v. Unbehandelten
<b>BOKU (Inkubationsversuch 2l, bei 40°C)</b>					
Restabfall, unbehandelt	270	60,4	100	29,5	100
Restabfall (Dreiecksmieten 6 Monate)	270	4,9	8	2,6	9
Restabfall (Intensiv- + Nachrotte 8 Monate *)	270	1,7	3	0,32	1
<b>TU-HAMBURG-Harburg (Deponiesimulationsversuch 100l bei 30°C)</b>					
Restabfall, unbehandelt	393	207	100	123	100
Restabfall (4 Monate Mietenrotte **)	610	29,7	14	15,4	12
Restabfall, < 80 mm (4 Monate Mietenrotte)	613	20,8		11,7	
Restabfall, < 80 mm (4 Mon. Containerrotte)	607	24,5		12,8	
<b>GH-WUPPERTAL (Deponiesimulationsreaktor, 100l bei 30°C)</b>					
Restabfall, unbehandelt	390	115	100		
Restabfall (Intensivrotte-Brikollare 1 Monat)	390	88	77		
Restabfall + Klärschlamm (30%), unbehandelt	350	100	100		
Restabfall + KS (Mietenrotte 1 Monat)	350	50	50		
Restabfall + KS (1 Mo. Mietenr. + 11 Mo. Ablag.)	350	5,0	5		
<b>GH-ESSEN (Glasreaktoren, 10 l bei 45°C)</b>					
Restabfall, unbehandelt	100	160	100		
Restabfall (6 Monate Rotte)	100	5,7	4		
Restabfall (24 Monate Rotte)	100	2,2	1		

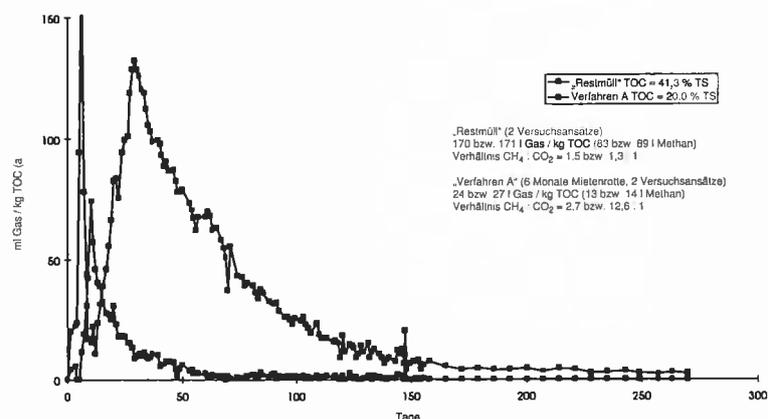
**terials und Durchmischung der Gärreaktoren** untersucht worden. Bröker (1996) kommt dabei zu folgenden Ergebnissen:

- ◆ Reaktorgrößen von 10 l-, 120 l- und 1 m<sup>3</sup>-Gesamtvolumen erbrachten keine gravierenden Unterschiede im Gesamtgasertrag. Jedoch verminderte sich die Abbaugeschwindigkeit mit der Reaktorgröße, ohne daß eindeutige Ursachen für diesen Effekt ermittelt werden konnten.
- ◆ Eine Adaption des Impfschlammes wirkt sich auf die Abbaugeschwindigkeit, nicht jedoch auf den Gesamtgasertrag aus. Um reproduzierbare Ergebnisse zu erzielen, ist der Einsatz von adaptiertem Impfschlamm notwendig.
- ◆ Ein nennenswerter Einfluß der Gärtemperatur konnte nur bei unbehandelten Abfällen festgestellt werden (10 – 15 % erhöhter Gasertrag bei thermophiler Betriebsweise im Vergleich zu mesophil). Bei biologisch behandelten Abfällen konnte kein

Einfluß der Gärtemperatur nachgewiesen werden.

- ◆ Die Zerkleinerung des Testsubstrates wirkte sich nur auf die Abbaugeschwindigkeit aus, während Einflüsse auf die Gesamtgasmenge nicht festzustellen waren.
- ◆ Die regelmäßige Durchmischung der Gärbehälter erhöhte weder den Gasertrag noch beschleunigte es den Abbau.

**Abb. 6.5: Gasproduktion von Restabfall im Vergleich zu biologisch vorbehandeltem Restabfall (Binner, 1995)**



Zur Entwicklung einer geeigneten Gärtestmethode wurde im Rahmen des BMBF-Verbundvorhabens „Mechanisch-biologische Behandlung von zu deponierende Abfällen“ ein Laborvergleich durchgeführt (Dach et al., 1997). Ziel dieser Untersuchungen war es, ausgehend von der Durchführung des Gärtests nach DEV S8, die wesentlichen Einflußfaktoren für das Substrat „mechanisch-biologisch behandelte Restabfall“ so festzulegen, daß die Gasbildung unter optimierten Bedingungen stattfindet (kurze Analysezeiträume, maximale Gaserträge). Auf Grundlage dieser Versuchsergebnisse wurde eine vorläufige Arbeitsvorschrift vereinbart, die im oben genannten Verbundvorhaben angewandt und von der Arbeitsgruppe Qualitätssicherung dieses Verbundvorhabens weiterentwickelt wird. Die Bestimmungsmethode für die in Abbildung 6.3 dargestellten Werte entspricht im wesentlichen dieser Arbeitsvorschrift.

Ein Vergleich der in Tabelle 6.3 und Abbildung 6.4 aufgeführten Untersuchungen zeigt eine hohe Übereinstimmung mit den Versuchsergebnissen der Gärtestuntersuchungen (vgl. Abbildung 6.3). Gosch (1992) verglich die Ausfaulbarkeit unterschiedlich behandelter Substrate in liegenden 70 l Laborfermentern mit dem DEV S8 – Test. Im Rahmen der Meßgenauigkeit waren die Ergebnisse der beiden unterschiedlichen Testverfahren sehr gut vergleichbar. Diese Ergebnisse deuten darauf hin, daß mit einem vergleichsweise einfachen Labor-Gärttest in Anlehnung an DEV S8 die gleichen Resultate bzgl. der Gasbildung erzielt werden wie mit den deutlich aufwendigeren Fermentertests bzw. Deponiesimulationsreaktoren.

#### 6.3.4 Stoffgruppenspezifischer Aufschluß der organischen Substanz – Van Soest Analyse

In der Abfallwirtschaft sind derzeit kaum Methoden zur differenzierten Bestimmung der organischen Bestandteile vorhanden. Lediglich das LAGA-Merkblatt M 6 (LAGA, 1964) enthält einige Untersuchungsmethoden zur oTS-Bestimmung von Hausmüll. Diese entsprechen zum Teil aber nicht mehr dem Stand der modernen Analytik. Methoden, mit denen sich die Zusammensetzung der Organik differenziert beschreiben läßt, liegen aus der Futtermittelanalytik vor. Für die Tierernährung wurden schon seit Mitte des letzten Jahrhunderts chemische Analysemethoden entwickelt und ständig aktualisiert, um eine bedarfsgerechte Tierfütterung zu ermögli-

chen. Zur Ermittlung des Futterwertes der unterschiedlichen Futtermittel wurde im Jahre 1860 von Henneberg und Stohmann die bis heute eingesetzte „Weender Futtermittelanalyse“ ausgearbeitet (Kirchgessner, 1987). Zur differenzierten Bestimmung der schwer hydrolysierbaren Bestandteile des Restabfalls wurden die von Van Soest (1963), Van Soest und Wine (1967) sowie Goering und Van Soest (1972) aus der „Weender Analyse“ abgeleiteten Methoden zur Bestimmung des Hemizellulose-, Zellulose- und Rohligningehaltes von Futtermitteln angewandt.

Die im Restabfall enthaltene biologisch abbaubare organische Substanz umfaßt leicht abbaubare bis nicht bzw. kaum abbaubare Substanzen. Lepom und Henschel (1993) unterteilen die organische Substanz in Stoffe und Stoffgruppen mit unterschiedlichem Abbauverhalten. Dabei wird jedoch nicht zwischen aerobem und anaerobem Abbau unterschieden:

- **leicht abbaubar:**  
Zucker, Stärke, Eiweiße, tierische und pflanzliche Fette
- **mittelschwer abbaubar:**  
Hemizellulose, Zellulose, Wachse und synthetische Öle
- **schwer abbaubar:**  
Lignine und Harze
- **nicht/kaum abbaubar:**  
Leder, Gummi und Kunststoffe.

Während der biologischen Restabfallbehandlung werden nach einer bestimmten Zeit die leicht und mittelschwer abbaubaren Bestandteile weitgehend abgebaut, während die schwer abbaubaren Anteile einem vergleichsweise geringen Abbau unterliegen. Während der Rotte findet parallel zum Stoffabbau eine Umbildung von Teilen der organischen Substanz statt (Humifizierung). Die Huminstoffe sind durch eine hohe biologische Stabilität gekennzeichnet (Grünekle und Klein, 1993). Becker et al. (1991) konnten bei Bioabfall bereits nach sieben- bis zehntägiger Intensivrotte eine Huminstoffbildung nachweisen.

In Tabelle 6.4 sind die Ergebnisse der Zellulose- und Rohfettbestimmung dargestellt. Neben den Gehalten zu Beginn („-in“) und am Ende („-out“) der Rotte sind auch die Abbaugrade aufgeführt. Zellulose und Rohfett gehören zu den leicht bis mittelschwer abbaubaren Bestandteilen der organischen Substanz. Die Abbauraten dieser Stoffgruppen liegen daher über denen der gesamten organischen Substanz.

### 6.3.5 TOC im Eluat

Die in den Versuchen der IGW ermittelten und in der Literatur publizierten TOC-Gehalte in Relation zur Rottedauer sind in Abbildung 6.6 dargestellt. Für die einzelnen Versuche liegen in der Regel nur Werte vom Rotteanfang und Rottende vor, so daß die dargestellte Kinetik nicht anhand der TOC-Verläufe einzelner Versuche überprüft werden konnte. Der in der TASI für die Deponieklasse II angegebene TOC-Grenzwert von 100 mg/l wird bei Zugrundelegung der vorliegenden Daten erst bei einer langen Rottedauer von 17 bis 28 Wochen erreicht.

### 6.3.6 BSB<sub>5</sub>/CSB-Verhältnis im Eluat

Im Rahmen der Quarzbichler Versuche wurden nach 4-monatiger Rotte BSB<sub>5</sub>/CSB-Verhältnisse zwischen 0,13 und 0,19 und nach 6-monatiger Rotte zwischen 0,05 und 0,1 festgestellt (Fricke et al., 1995). Vergleichbare Versuchsergebnisse wurden von Müller und Fricke (1993) und Bidlingmaier (1993) erzielt.

## 6.4 Korrelationen zwischen den verschiedenen Stabilitätsparametern und Parametergruppen

Nachfolgend werden die unterschiedlichen Methoden zur Bestimmung der Stabilität der organischen Substanz einander gegenübergestellt. Dabei werden alle Untersuchungsergebnisse für die jeweiligen Parameter als eine Grundgesamt-

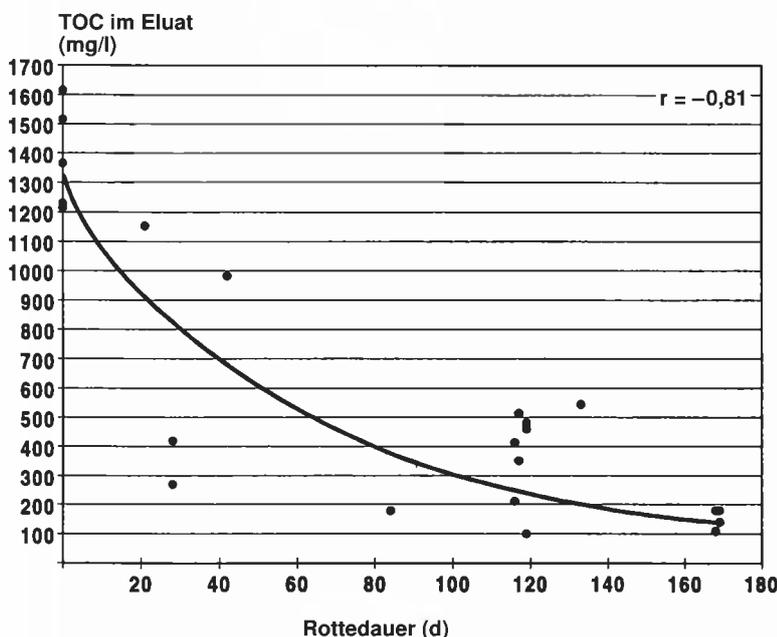
**Tab. 6.4: Zellulose und Rohfettgehalte zu Beginn und am Ende der Rotte und Abbaugrad durch die Rotte**

Variante 1) / Bezeichnung	Zellulose [% TS]	Rohfett [% TS]
Donau Wald/RM-KS-in	14,1	3,2
Donau-Wald/RM-KS-out	3,1	0,8
Abbau nach 17 Wochen	84 %	82 %
Quarzbichl/Variante 1-in	20,1	4,5
Quarzbichl/Variante 1-out	11,5	1,45
Abbau nach 24 Wochen	74 %	72 %
Quarzbichl/Variante 2-in	21,4	4,7
Quarzbichl/Variante 2-out	4,6	0,8
Abbau nach 24 Wochen	84 %	88 %
Quarzbichl/Variante 3-in	21,3	4,5
Quarzbichl/Variante 3-out	4,4	0,75
Abbau nach 24 Wochen	86 %	88 %
Quarzbichl/Variante 4-in	18	4,7
Quarzbichl/Variante 4-out	5,0	1,1
Abbau nach 24 Wochen	79 %	82

1) Legende siehe Kap. 6.2.4

heit betrachtet. Ebenso werden Zusammenhänge bzw. Korrelationen der einzelnen Parameter und Parametergruppen untereinander geprüft und aufgezeigt.

**Abb. 6.6: TOC-Gehalte im Verlauf der Rotte**

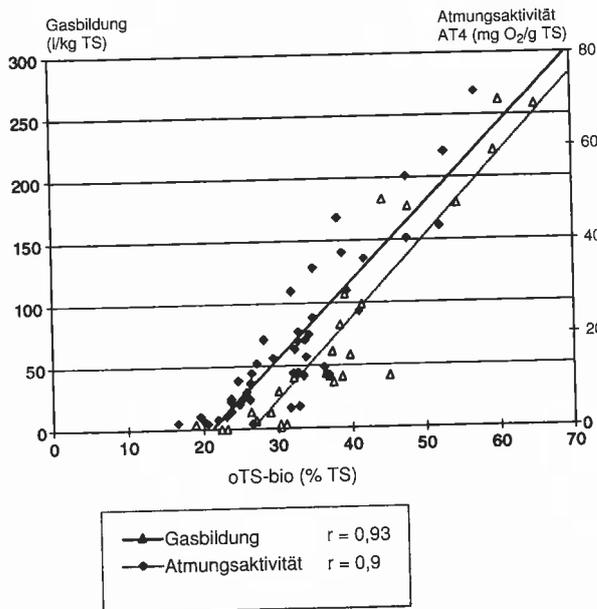


### 6.4.1 Korrelationen der biologisch abbaubaren organischen Substanz ( $oTS_{bio}$ ) und Atmungsaktivität und Gasbildung

Abbildung 6.7 zeigt die Zusammenhänge zwischen der  $oTS_{bio}$  und der aeroben und anaeroben biologischen Aktivität des Untersuchungsmaterials, ausgedrückt durch Atmungsaktivität ( $r = 0,9$ ) und Gärtest ( $r = 0,93$ ). Eine lineare Korrelation besteht auch zwischen  $oTS_{bio}$  und BSB<sub>5</sub>/CSB-Verhältnis ( $r = 0,73$ ), Zellulose ( $r = 0,89$ ) sowie Rohfett ( $r = 0,81$ ).

Es zeigt sich, daß die biologische Aktivität im Bereich zwischen 20 und 25 %  $oTS_{bio}$  gegen Null geht. Hieraus kann allerdings

**Abb. 6.7: Zusammenhang zwischen  $oTS_{bio}$ , Gasbildung und Atmungsaktivität**



nicht geschlossen werden, daß generell zwischen 20 und 25 %  $oTS_{bio}$  in der TS die biologische Aktivität minimiert ist. Dies trifft nur zu bei einer stabilisierten organischen Substanz mit einem vorherigen  $oTS$ -Abbau oberhalb von ca. 60 % (Abbildung 6.1).

#### 6.4.2 Korrelationen der biologischen Untersuchungsmethoden untereinander

Die biologische Aktivität wurde sowohl für einen aeroben Abbau (Atmungsaktivität) ermittelt als auch für einen anaeroben Abbau (Gärtest). Um zu überprüfen, ob die Biotests untereinander in Beziehung stehen, wurden entsprechende Korrelationstests durchgeführt (Abbildung 6.8).

Der höchstsignifikante lineare Zusammenhang zwischen Atmungsaktivität und Gärtest dürfte in erster Linie auf die Testbedingungen zurückzuführen sein. Die kurze Inkubationsdauer macht das Ausbilden einer Pilzflora, die schwer abbaubare Verbindungen abbauen könnte, sehr unwahrscheinlich. Daher werden mit dem Atmungstest in erster Linie die leichter abbaubaren Verbindungen erfaßt, die zum größten Teil auch durch die anaerobe Mikroflora (im Gärtest) abgebaut werden können. Die sehr enge Korrelation zwischen Atmungsaktivität und Gärtest besteht nur für Reststoffe, deren biologisch abbaubare organische Substanz zum Rottebeginn eine ähnliche Stabilität aufweist. Ist das Material bereits anaerob vorbehandelt, verändert sich das

Verhältnis zwischen Gasbildung und Atmungsaktivität.

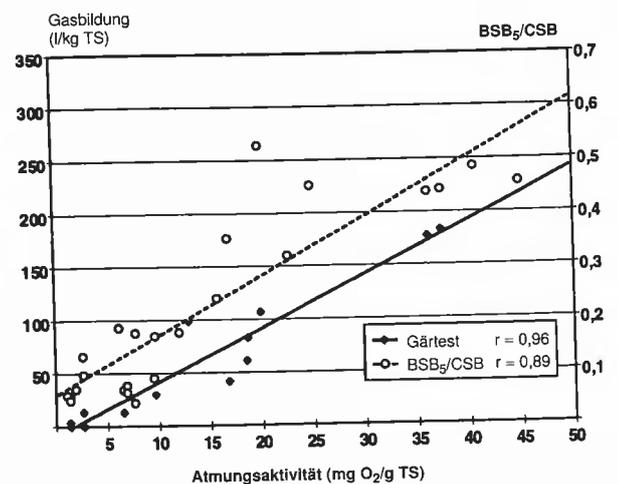
Das  $BSB_5/CSB$ -Verhältnis weist eine geringere Korrelation mit der Atmungsaktivität und dem Gärtest auf. Dies dürfte in erster Linie darin begründet liegen, daß bei der  $BSB_5$ - und  $CSB$ -Bestimmung nicht alle biologisch abbaubaren Stoffe erfaßt werden, sondern nur die wasserlöslichen. Bei der Ermittlung der Atmungsaktivität und Gasbildung werden durch die mikrobielle Aktivität (z.B. durch Exoenzyme) auch organische Verbindungen verfügbar, die bei der reinen Wasserelution nicht erfaßt werden.

#### 6.4.3 Korrelationen zwischen den Ergebnissen der Van Soest-Analyse und den biologischen Prüfmethoden sowie dem TOC im Eluat

Mit Hilfe der Zellulose- und Rohfettbestimmung kann die organische Substanz bezüglich ihrer biologischen Abbaubarkeit differenziert dargestellt werden. Allerdings ist anhand dieser Kenngrößen zunächst keine Aussage zur biologischen Stabilität möglich. Falls jedoch signifikante Korrelationen zu den verschiedenen biologischen Prüfmethoden nachgewiesen werden können, eröffnet sich die Möglichkeit, mit Hilfe der Zellulose- und Rohfettbestimmung Aussagen zur Stabilität zu treffen.

Zellulose und Rohfett können sowohl unter aeroben als auch anaeroben Bedingungen mikrobiell gut abgebaut werden (Schlegel, 1985). Dies zeigt sich in einer engen Korrelation mit den biologischen Prüfmethoden (Abbildung 6.9).

**Abb. 6.8: Korrelationen der biologischen Untersuchungsmethoden untereinander**



Die Schnittpunkte der Regressionsgeraden von Zellulose- und Rohfettgehalt mit der Ordinate (entspricht Atmungsaktivität = 0) deuten darauf hin, daß ein Teil der durch die Zellulose- und Rohfettbestimmung erfaßten Verbindungen unter den Bedingungen der Biotestverfahren weder anaerob noch aerob abgebaut wird. Bei der Zellulose- und Rohfettbestimmung wurden offenbar Stoffgemische erfaßt, die zum Teil mikrobiell nicht bzw. nur schwer verwertbar sind. Aufgrund ihrer hohen Korrelationen mit den Ergebnissen der Biotestverfahren sind die Parameter Zellulose und Rohfett zur einfachen Bestimmung zur Stabilität der biologisch abbaubaren organischen Substanz geeignet.

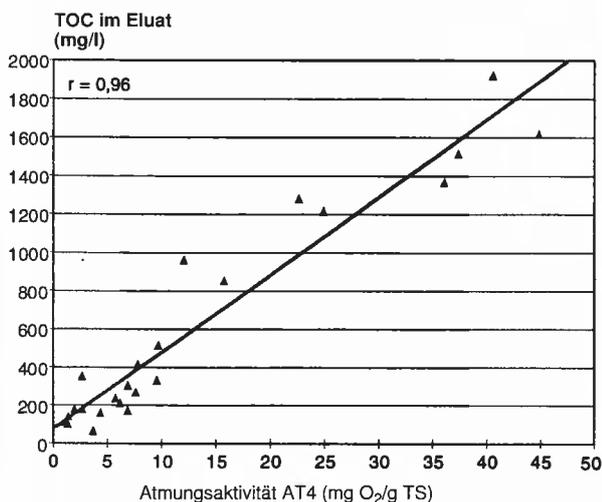
Ein sehr enger Zusammenhang ( $r = 0,97$ ) besteht zwischen der Atmungsaktivität und dem TOC-Gehalt im Eluat (Abbildung 6.10). Auch Gasbildung und BSB<sub>5</sub>/CSB-Verhältnis weisen enge Korrelationen zu Zellulose, Rohfett und TOC im Eluat auf. Dies ergibt sich zwangsläufig aus den Korrelationen der Biotests untereinander. Wenn sich diese Zusammenhänge in weiteren Untersuchungen und im Praxisbetrieb mit unterschiedlichen Materialien bestätigen lassen, können die Biotests durch die relativ einfach zu bestimmenden chemischen Parameter ersetzt und die jeweiligen biologischen Kennwerte über Eichkurven ermittelt werden.

## 6.5 Weitere Parameter zur Charakterisierung der organischen Substanz

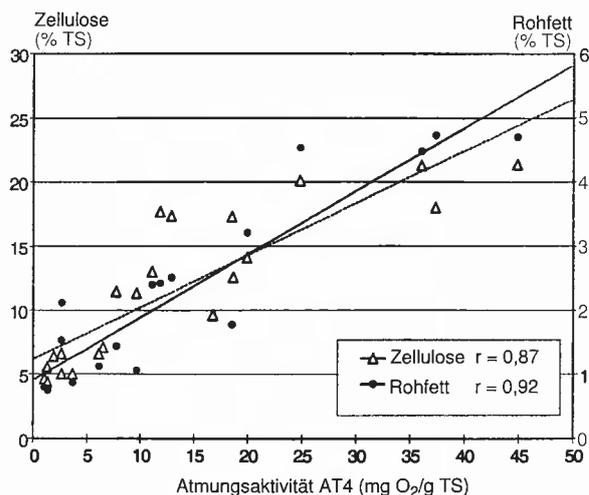
### 6.5.1 Selbsterhitzung (Rottegrad)

Die Rottegradbestimmung im Dewargefäß, wie sie für Bioabfallkompost als Standardmethode

**Abb. 6.10: Zusammenhang zwischen Atmungsaktivität und TOC im Eluat**



**Abb. 6.9: Korrelation der Atmungsaktivität mit dem Zellulose- und Rohfettgehalt**



Anwendung findet, ist für die Bestimmung der Stabilität der organischen Substanz weniger geeignet. Im Vergleich zur Atmungsaktivität ist die Empfindlichkeit gegenüber geringen biologischen Aktivitäten deutlich geringer. Beim Vergleich des Rottegrades mit der Selbsterhitzung wurde festgestellt, daß mit dem Erreichen des Rottegrades V die Atmungsaktivität noch vergleichsweise hohe Werte aufwies (Müller, 1995). Nach jetzigem Kenntnisstand können die Korrelationen zwischen Atmungsaktivität und Rottegrad – wie sie in der Fassung vom Januar 1994 des LAGA-Merkblattes M 10 aufgeführt sind – nicht auf die biologische Restabfallbehandlung übertragen werden.

### 6.5.2 Keimzahlbestimmung

Filip (1979) ermittelte in Lysimeterversuchen neben der Atmungsaktivität auch die Keimzahlen unterschiedlicher Mikroorganismen. Die unterschiedliche Größe und Zusammensetzung der Mikroorganismenpopulationen hängt im wesentlichen mit den Milieu- und Nährstoffbedingungen der jeweiligen Proben zusammen. Während jedoch die Atmungsaktivität die momentane Leistung der Mikroflora zum Ausdruck bringt, spiegelt die Keimzahl einen Zustand „kurz vorher“ wider, Filip erklärt dies damit, daß die Kultivierungsbedingungen zu einem großen Anteil ruhender Mikroorganismen führen. Spillmann (1986) weist darauf hin, daß ein vermehrtes Auftreten von Aktinomyceten auf ein Verarmen an leicht abbaubaren Stoffen hindeutet, da Aktinomyceten als Destruenten schwer abbaubarer Substanzen bekannt sind.

Ein Vergleich der Keimzahlen mit den Ergebnissen der Atmungstests (*Filip*, 1979) zeigt, daß die Abbaubedingungen durch den Atmungstest besser wiedergegeben werden. Die Keimzahlbestimmung gibt lediglich eine Zusatzinformation über die Abbaubedingungen und die Stabilität der organischen Substanz, jedoch keine detailliertere Beschreibung.

### 6.5.3 Menge und Qualität der Huminstoffe

*Filip* (1979) untersuchte in einem Rotteversuch über einen Zeitraum von 12 Monaten die qualitativen und quantitativen Veränderungen der Huminsäuren. Dabei stellte er in unterschiedlichen Schichten des Rottelysimeters eine Zunahme der „Müll“huminsäuren um bis zu 50 % fest.

Um die Huminstoffe qualitativ zu vergleichen, wurden sie spektrometrisch in einem Meßbereich von 400 – 700 nm untersucht und mit Bodenhuminsäuren verglichen. Es zeigte sich, daß die Spektren mit fortschreitender Versuchsdauer denen der Bodenhuminsäure ähnlicher wurden. Eine weitergehende Auswertung der Extinktionskurven, anhand derer ein Rückschluß auf den Polymerisationsgrad und damit auf die Partikelgröße möglich ist, ergab jedoch, daß die „Müll“huminsäuren einen geringeren Polymerisationsgrad aufwiesen als Bodenhuminsäuren.

Die Untersuchung von *Filip* (1979) ermöglicht wegen der geringen Zahl an Meßwerten keinen Vergleich mit anderen Stabilitätsparametern der organischen Substanz. Eine Quantifizierung wäre nur möglich, wenn Angaben über die Stabilität der Ausgangssubstrate vorlägen, aus denen die korrespondierenden Bodenhuminsäuren extrahiert wurden. Ebenso fehlt der Abgleich mit den verschiedenen anderen Parametern zur Charakterisierung der biologisch abbaubaren organischen Substanz, um zu überprüfen, ob die erforderlichen Korrelationen untereinander vorhanden sind.

### 6.5.4 Enzymaktivitäten

Zur Bestimmung der mikrobiellen Aktivität untersuchten *Küster* und *Neumeier* (o. J.) die Enzymaktivitäten von Müll. Ihre Ergebnisse können allerdings in keinen eindeutigen Zusammenhang mit dem Glühverlust und der Atmungsaktivität gebracht werden. *Nannipieri* (1984) untersuchte die Relevanz der Dehydrogenaseaktivität als Maßstab für die gesamten biologischen oxidativen Aktivitäten der Bodenmikroflora. Er ist der

Auffassung, daß diese Messung eine geeignete Methode zur Bestimmung der mikrobiellen Bodenaktivität darstellt. Im weiteren Verlauf seiner Ausführungen weist er jedoch darauf hin, daß nicht in jedem Fall eine positive Korrelation der Dehydrogenaseaktivität mit der Bakterienzahl und der Atmungsaktivität gefunden wurde. Im Falle der Atmungsaktivität führt er dies auf das Vorkommen von Oxigenasen zurück, die bei der Anwesenheit von anderen Elektronenakzeptoren (z.B. Nitrat) die direkte Oxidation durch molekularen Sauerstoff katalysieren.

Des weiteren zitiert *Nannipieri* (1984) andere Untersuchungen, die sich mit der Eignung von spezifischen Enzymen zur Charakterisierung der biologischen Gesamtaktivität von Böden befassen. Für keines der Enzyme konnte eine positive Korrelation mit der Bakterienzahl und der Atmungsaktivität nachgewiesen werden. Dies ist nach *Nannipieri* darauf zurückzuführen, daß die Aktivitäten einzelner Enzyme jeweils spezifischen Metabolismen bzw. Nährstoffkreisläufen entsprechen.

### 6.5.5 DOC/ TOC-Verhältnis

In Lysimeteruntersuchungen mit frischem und mit unterschiedlich lang gerottetem Restabfall stellte *Höring* (1995) einen Zusammenhang zwischen dem Verhältnis von DOC (TOC im Eluat) zu Feststoff-TOC und der biologischen Aktivität in den Lysimetern, ausgedrückt durch die Gasbildungsrate, fest. Allerdings liegen aufgrund des hohen Aufwandes für diese Untersuchung nur wenig Ergebnisse vor. Inwieweit hierdurch differenziertere Aussagen zur der Gasbildung in einer Deponie abgeleitet werden können, müssen weitere Vergleichsuntersuchungen zeigen.

### 6.5.6 Aufschluß der organischen Substanz mit Wasserstoffperoxid

*Grünekle* (1995) weist auf ein Aufschlußverfahren der organischen Substanz mit Wasserstoffperoxid ( $H_2O_2$ ) hin. Diese Methode zur Bestimmung der abbaubaren organischen Substanz sei ein Verfahren, das in den 50er bis 70er Jahren in der Gesamtmüllkompostierung eingesetzt wurde. Untersuchungsergebnisse zu diesem Verfahren aus dem Bereich der biologischen Restabfallbehandlung **sind nicht bekannt**. Ebenso – wie schon beim Parameter  $oTS_{bio}$  aufgezeigt – erlaubt der durch Wasserstoffperoxid aufgeschlossene ermittelte  $oTS$ -Gehalt ohne Kenntnis

des dazugehörigen Anfangsgehaltes und des daraus abgeleiteten Abbaugrades keine Aussage zur Stabilität der organischen Substanz.

#### 6.5.7 Korrigierter Glühverlust

Amin und Lepom (1995) schlagen als Alternative zum Glühverlust einen korrigierten Glühverlust vor. Dabei werden vom Glühverlust analytisch gewonnene Stoffgruppen, die als biologisch inert gelten (Lignin), abgezogen. Hintergrund des Vorgehens dürfte in erster Linie sein, den in der TASI festgeschriebenen Parameter Glühverlust zu belassen und lediglich durch Modifikationen bei der Bestimmungsmethode die Aussagekraft des Grenzwertes zu erhöhen.

Wie in Kap. 6.3.4.3 dargestellt, stellen die Stoffgruppen, die durch einen sequentiellen Aufschluß der organischen Substanz ermittelt werden, keine Reinstoffe dar, die eine definierte biologische Wirksamkeit aufweisen. Vielmehr muß die mikrobielle Verwertbarkeit mit Hilfe von Biotests überprüft werden.

### 6.6 Richtwertdiskussion

Die Parameter Atmungsaktivität  $AT_4$  und Gasbildung  $GB_{21}$  im Gärtest bilden nach dem derzeitigen Kenntnisstand den biologischen Stabilisierungsgrad am direktesten ab. Für die Atmungsaktivität existiert eine abgestimmte Arbeitsmethodik und ausreichend Datenmaterial aus Versuchen und inzwischen auch aus ersten Großanlagen. Ab Behandlungszeiten von ca. 3 Monaten wird eine

Atmungsaktivität von  $AT_4 < 5 \text{ mg O}_2 / \text{g TS}$

erreicht, die sich auch bei längerer Rottezeit nur noch langsam und geringfügig vermindert.

Eine einheitliche Methodik für den Gärtest wird seit Mitte 1996 durch Ringversuche erarbeitet, ist aber wegen der Vielzahl der angewandten unterschiedlichen Versuchsaapparaturen, Impfmethode, Temperaturen usw. schwieriger. Erreichbare Werte für die Gasbildung von MBA-Reststoffen liegen im Bereich von 8-20 ml/g TS.

Für die Entscheidung, bis zu welchem Endwert oder Prozentsatz eine Emissionsminderung für MBA-Reststoffe gefordert werden kann oder muß, können zum Vergleich

- ◆ langjährig praktizierte Regelungen in anderen Bereichen des Umweltschutzes oder

- ◆ bisher in der TASI enthaltene Vorgaben, „übersetzt“ auf die mechanisch-biologische Vorbehandlung,

herangezogen werden. In anderen Bereichen des Umweltschutzes genannte Anforderungen orientieren sich emissionsorientiert nach dem was nach dem Stand der Technik realisierbar ist oder immissionsorientiert nach dem, was zum Schutze der Umwelt oder für ein Verhinderung der Beeinträchtigung des Wohls der Allgemeinheit erforderlich ist.

Im Bereich der **Abluftemissionen** sind z.B. in der 17. Bundesimmissionsschutzverordnung (BlmschV) Anforderungen an eine Emissionsminderung bei Müllverbrennungsanlagen genannt, die einen Wirkungsgrad der Abgasreinigung von ca. 80 bis über 99,5 % bei Stäuben und Metallen und von ca. 80 bis über 99 % bei sauren Schadgasen und PCDD/PCDF (Doedens, 1997) erfordern. Lediglich bei CO, TOC und  $\text{NO}_x$  sind die Anforderungen an die Rauchgasreinigung niedriger angesetzt bzw. bereits in der Verbrennung, d.h. auf der Rohgasseite, zu gewährleisten.

Im Bereich der **Abwasserreinigung** werden nach dem Stand der Technik z.B. nach der Rahmen-Abwasserverwaltungsvorschrift Anforderungen gestellt, die in der Größenklasse 4 für die Parameter  $BSB_5$ , CSB,  $N_{\text{aes}}$  und  $P_{\text{aes}}$  – bezogen auf normales häusliches Abwasser – Wirkungsgrade der Abwasserreinigung von ca. 75 bis 95 % erfordern.

Man erkennt an diesen Beispielen, daß auch in anderen Bereichen des Umweltschutzes die gesetzlichen Anforderungen eine umweltverträgliche und ökonomisch/ technisch bedingte Restbelastung beinhalten. Analog könnten daher auch für die Reststoffe aus der MBA gegenüber rohen Siedlungsabfällen Emissionsminderungen um ca. 85 – 95 % akzeptabel sein, wenn die Schutzziele der TASI dabei eingehalten sind.

Würde man das Verhalten von mechanisch-biologisch vorbehandelten Abfällen im Vergleich zu rohen Siedlungsabfällen konzentrationsbezogen – wie im Anhang B der TASI – bewerten, so entspricht die in der TASI geforderte Minderung des Glühverlustes von durchschnittlich 65 % im unbehandelten Abfall auf 5 % nach der Vorbehandlung eine Minimierung um 92 %. Die durch eine mechanisch-biologische Behandlung erreichbaren Reduktionsraten bei den Ersatzparametern Atmungsaktivität und Gasbildung im gleichen

**Tab. 6.5: Vergleich der nach TASI geforderten Minderung des Glühverlustes mit den nach MBV erreichbaren Minderungen bei Ersatzparametern**

	im Input	im Output nach TASI	im Output nach BMA	geforderte Minderung nach TASI	erreichte Minderung durch MBA
				%	%
Glühverlust (%)	65	5		92,3	
Atmungsaktivität AT <sub>4</sub> (mg O <sub>2</sub> / g TS)	100		5		95
Gasbildung GB <sub>21</sub> (l / kg TS)	180		8 bis 20		89 bis 96

Bereich und treffen damit die Intentionen der TASI recht genau (Tabelle 6.5).

Offen ist bisher noch, wie mit dem bisherigen Wert im Anhang B für den TOC im Eluat von <100 mg/l umgegangen werden soll. Er würde erst nach einer Rottezeit von > 6 Monaten einzuhalten sein.

Ein anderer Vergleich ist zu den Vorgaben der TASI möglich, wenn man den zulässigen Rest-TOC von maximal 3 % als vollständig biochemisch umsetzbares Substrat ansetzt. Hieraus ergibt sich ein theoretisches Gasbildungspotential von 56 l/kg TS führen würde.

Sowohl die im Gärtest gemessene Gasbildung GB<sub>21</sub> von 8-20 ml/g TS mechanisch-biologisch vorbehandelter Abfälle als auch eine Extrapolation der GB<sub>21</sub> auf GB<sub>1</sub> nach den Ansätzen bei *Kübler* und *Schertler* (1996) mit ca. 20-35 ml/g liegen unter diesem Wert von 43 l / kgTS. *Dach et al.* (1997) empfehlen aufgrund der Ergebnisse eines Ringversuches zum Gärtest allerdings die Durchführung von Langzeitgärtests, um diese Extrapolation – besonders bei gut gerotteten Materialien – abzusichern. Eine zuverlässige Aussage über die Übertragbarkeit auf eine großtechnische Deponie ist zur Zeit noch nicht möglich. Die dargestellten Werte sind jedoch als worst-case zu betrachten, weil in diesen Tests optimale Bedingungen für einen anaeroben Abbau eingestellt wurden. In einer Deponie sind die Bedingungen für einen mikrobiellen Abbau in der Regel deutlich schlechter. Es ist daher davon auszugehen, daß es, wenn überhaupt, nur zu sehr geringen Gasraten (Gasertrag pro Tag) kommen wird und daß evtl. auftretendes Methan in den obersten Deponieschichten bzw. in der Rekultivierungsschicht aerob weitgehend abge-

baut wird und zu keinen Umweltbelastungen führt. Aussagen zu dieser Fragestellung sind vom BMBF-Verbundvorhaben „Mechanisch-biologische Behandlung von zu deponierenden Abfällen“ zu erwarten.

Bei der aeroben Umsetzung würde eine komplette Oxidation von 30 mg TOC/g TS zu CO<sub>2</sub> einen Sauerstoffbedarf von 80 mg O<sub>2</sub>/g TS bedeuten. Zum Vergleich korrespondiert ein AT<sub>4</sub> von (5 mgO<sub>2</sub>/g TS mit einem AT<sub>1</sub> von ca. 20 – 160 mg O<sub>2</sub>/g TS (abgeleitet aus einer Behälterrotte über 100 d mit Aufheizung auf 50°C).

Diese Vergleiche zeigen, daß die aus einer kompletten Ausnutzung der aus 3 % TOC resultierenden biochemischen Umsetzungen in gleicher Größenordnung liegen wie diejenigen von gut stabilisiertem MBA-Material.

## 6.7 Zusammenfassung und Handlungsbedarf

Im vorliegenden Beitrag wurden verschiedene Methoden zur Bestimmung des Stabilisierungsgrades der organischen Substanz in mechanisch-biologisch behandeltem Restabfall beschrieben und geprüft, inwieweit sie geeignet sind, die biologische Stabilität von mechanisch-biologisch behandeltem Restabfall besser zu charakterisieren als der Glühverlust oder der TOC.

Nach jetzigem Kenntnisstand kann mit Hilfe der biologischen Restabfallbehandlung ein hoher Stabilisierungsgrad erreicht werden. Bei entsprechender Behandlungsdauer wird eine Reduktion der mit dem Gärtest gemessenen Gasbildung von über 95 % erzielt. Für eine weitere Reduzierung nimmt der zusätzliche Aufwand

bzw. der Rottedauer stark zu. In einer ganzheitlichen Betrachtung muß ermittelt werden, welcher Stabilitätsgrad aus ökologischen Gesichtspunkten durch die biologischen Behandlungsverfahren angestrebt werden sollte. In diese Betrachtung muß der gesamte Komplex, sowohl Behandlung als auch Deponierung, und die hierdurch verursachten Gesamtemissionen unter Berücksichtigung des energetischen Aufwandes miteinbezogen werden.

In der vorliegenden Abhandlung wurde ausschließlich der Themenkomplex Stabilität der biologisch abbaubaren organischen Substanz und deren Auswirkungen auf die Gasbildung betrachtet. Der Themenkomplex Sickerwasseremissionen wird an anderer Stelle abgehandelt. Bei den beschriebenen Leistungsparametern und den daraus abgeleiteten möglichen Richtwertbereichen werden mit Ausnahme des TOC sämtliche Eluatwerte der TASI, Anhang B, Depo-nieklasse II, deutlich unterschritten. Generell zeigen die Ergebnisse der Eluatuntersuchungen, daß eine entscheidende Verringerung der Eluatbelastung erst nach einer längeren Rottedauer (über 8 Wochen) zu verzeichnen ist. Inwieweit bei den Eluatkriterien die Grenzwerthöhe und die Palette der Parameter allerdings ausreichend definiert und auch die Untersuchungsmethoden geeignet sind, das Sickerwasseremissionspotential ausreichend exakt zu beschreiben, erscheint zum jetzigen Zeitpunkt fraglich.

Weitere Parameter für MBA-Reststoffe, wie BSB<sub>5</sub>/CSB-Verhältnis sowie die chemischen Parameter Zellulose- und Rohfettgehalt werden im Rahmen des BMBF-Verbundvorhabens „Mechanisch-biologische Behandlung von zu deponierenden Abfällen“ zum einen hinsichtlich ihrer Eignung zur Charakterisierung des Ablagerungsverhaltens untersucht, zum anderen werden Vorschriften zur Standardisierung von Probenahme, Probenaufbereitung und Analysemethodik erarbeitet. Mit verlässlichen Ergebnissen ist 1997 zu rechnen.

## Literatur

*Amin, M. und P. Lepom* (1995)

Stoffgruppenanalyse zur Charakterisierung des biologisch abbaubaren Anteils der organischen Substanz in Müllproben; Müll und Abfall 4; S. 242 – 250, 1995

*Bassler, R.* (1988)

Die chemische Untersuchung von Futtermitteln

– Methodenbuch Band III. – VDLUFA – Verlag, Darmstadt, 2. Ergänzungslieferung, 1988

*Beiersdorf, C.* (1992)

Abfälle à la Carte – Chancen und Risiken der biologischen Restabfallbehandlung. – Entsorgungstechnik, 9/10, S. 34 – 35, 1992

*Bidlingmaier, W.* (1993)

Begleitung des Rotteversuches Restmüll Ludwigsburg, unveröffentlichter Schlußbericht; Institut für Siedlungswasserbau, Wassergüte- und Abfallwirtschaft der Universität Stuttgart, Abteilung Siedlungsabfall, Stuttgart, 1993

*Bidlingmaier, W., L. Streff und L. Gonchigar* (1995)

Lysimeterversuche mit biologisch vorbehandelten Restabfällen aus dem Versuch ZAW Donau-Wald; Universität GH Essen, Abschlußbericht, unveröffentlicht, 1995

*Bidlingmaier, W. und L. Streff* (1995)

Sauerstoffbedarfsmessungen unterschiedlich vorbehandelter Abfallstoffe mit unterschiedlicher Meßmethodik. In: Compost Science & Utilization, JG Press Inc., Emmaus PA (USA) – in Druck –. 1995

*Bidlingmaier, W., J. Müskén und L. Streff* (1992)

Kompostierung von Ludwigsburger Restmüll in unbelüfteten Dreiecksmieten, im Auftrag der Abfallverwertungsgesellschaft des Landkreises Ludwigsburg mbH und der Landesentwicklungsgesellschaft Baden-Württemberg mbH, Stuttgart, 1992

*Binner, E.* (1996)

Der Inkubationsversuch – eine Methode zur Beurteilung der Reaktivität von Abfällen. In: Waste Reports 04/ Dez. 96 „Methoden zur Charakterisierung der biochemischen Stabilität von organischer Substanz“, ABF-BOKU Wien, 1996

BMU (1993)

Dritte Allgemeine Verwaltungsvorschrift zum Abfallgesetz (TA Siedlungsabfall) – Technische Anleitung zur Verwertung, Behandlung und sonstigen Entsorgung von Siedlungsabfällen. – Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (Hrsg.) – Abfallwirtschafts Journal 5, 7, 540 – 546 und Abfallwirtschafts Journal 5, 6, 459 – 484, 1993

*Brinkmann, U. et al.* (1995)

Einfluß der Abfallvorbehandlung auf das Emissionsverhalten von Ablagerungen sowie die Beurteilung durch Biotests. In: „BMF – Statusseminar Deponiekörper“ GH-Wuppertal, 1995

- Bröker, E.* (1996)  
Die Eignung des Gärtest zur Bestimmung der Vergärbarkeit und der Ablagerungseignung von Restabfällen; Fachtagung Mechanisch-biologische Restabfallbehandlung – MBV -23. / 24.01.96 in Brietligen/Bardowick bei Lüneburg; ISBN: 3-921421-24-1, 1996
- Brümmer, H., H. Doedens, D. Von Felde; K. Ketelsen, H. Ringe, J. Rospunt, H. Zohren* (1995)  
Stellungnahme zur Parameterdiskussion und Novellierung der TA-Siedlungsabfall; Fachtagung Mechanisch-biologische Restabfallbehandlung – MBV -23. /24.01.96 in Brietligen/Bardowick bei Lüneburg; ISBN: 3-921421-24-1, 1995
- Dach, j., H. Danhammer und J. Jager* (1997)  
Ergebnisse eines Laborvergleiches zur Harmonisierung des Gärtestes für feste Siedlungsabfälle; in: Lechner, P. (Hrsg.); Methoden zur Charakterisierung der biochemischen Stabilität von organischer Substanz; Waste Reports, Nr. 4; Veröffentlichungen der Universität für Bodenkultur, Abteilung Abfallwirtschaft, Wien, 1997
- Damiecki, R.* (1992 a)  
Über den Glühverlust zur Emissions-Ermittlung: Schlichtweg ungeeignet. – Entsorga-Magazin Entsorgungswirtschaft, 5, 39 – 45, 1992
- Damiecki, R.* (1992 b)  
Mechanisch-biologische Restmüllaufbereitung – Ergebnisse mehrerer Pilotversuche, Müll und Abfall, 11, S. 769, 1992
- DEV (Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung) (1985)  
Schlamm und Sedimente (Gruppe S) – Bestimmung des Faulverhaltens (S 8); Beuth-Verlag, Berlin, 1985
- Dichtl, N.* (1984)  
Die Stabilisation von Klärschlämmen unter besonderer Berücksichtigung einer zweistufigen aeroben/anaeroben Prozeßführung, Schriftenreihe SIWAWI, Bd. 5, Bochum, 1984
- Doedens, H.* (1997)  
Anforderungen an die Reststoffe aus der mechanisch-biologischen Vorbehandlung, 5. Münsteraner Abfallwirtschaftstage Jan. 1997; Veröff. des LASU, FH Münster, 1997, Heft 10, S. 192-198
- Ehrig, H.-J.* (1980)  
Beitrag zum quantitativen und qualitativen Wasserhaushalt von Mülldeponien. Veröffentlichung des Institutes für Stadtbauwesen, Techn. Univ. Braunschweig, Heft 26, 1980
- Engenhart, M.* (1994)  
Untersuchungen zur Auswirkung der Restmüllrotte auf der Pöchlarn; Untersuchungsbericht der NÖ-Umweltschutzanstalt; Maria Enzersdorf, 1994
- Fertig, J.* (1981)  
Untersuchungen von Wechselwirkungen zwischen Belüftung, Wärmebildung, Sauerstoffverbrauch, Kohlendioxidbildung und Abbau der organischen Substanz bei der Kompostierung von Siedlungsabfällen, Dissertation am Institut für Mikrobiologie und Landeskultur der Justus-Liebig-Universität Gießen, Fachbereich Angewandte Biologie und Umweltsicherung, 1981
- Filip, Z.* (1979)  
Untersuchungen zur umwelthygienisch relevanten biologischen und stofflichen Stabilisierung von Mülldeponien WaBoLu Berichte 5/79; Dietrich Reimer Verlag, Berlin, 1979
- Fricke, K., W. Müller, G. Ganser, R. Kölbl und T. Turk* (1995)  
Mechanisch-biologische Restmüllbehandlungsanlage Quarzbühl-Massenbilanz, Stabilität der organischen Substanz und Qualität des Eluats. in: Wiemer, K. und M. Kern (Hrsg.): Biologische Abfallbehandlung II, MIC Baeza Verlag, Witzenhausen, 1995
- Fricke, K., W. Müller und R. Wallmann* (1992)  
Untersuchung zur Leistungsfähigkeit der Restmüllverrottung nach dem Schaffhausener Modell, Untersuchungsbericht der Ingenieurgesellschaft Witzenhausen, 1992
- Goering, H. K. und P. J. Van Soest* (1972)  
Forage Fiber Analyses – Apparatus, Reagents, Procedures and some Applications. – Agriculture Handbook No. 379, United States Department of Agriculture, U. S. Printing Office, Washington, S. 55 – 58, 1997
- Gosch, A.* (1992)  
Anaerobe Fermentation von Rest- und Gewerbemüll und vorbehandeltem Rest- und Gewerbemüll im Labormaßstab, Abschlußbericht, Gießen, 1992
- Grünklee, C. E und T. Klein* (1993)  
Bedeutung der Huminstoffbildung für die biologische Restmüllstabilisierung, in: Wiemer, K. und M. Kern; 1993: Biologische Abfallbehandlung, Kompostierung – Anaerobtechnik – Kalte Vorbehandlung, M. I. C. Baeza Verlag, Witzenhausen
- Grünklee, C. E.* (1995)  
mündliche Mitteilung

- Hoberg, H. und J. Christiani (1991)*  
Möglichkeiten der Restmüllbehandlung durch Vergärung und nachgeschaltete Kompostierung der Hydrolysereststoffe von Restabfällen der Stadt Aachen, Schlußbericht, Lehrstuhl für Aufbereitung, Veredlung und Entsorgung der RWTH, Aachen, 1991
- Höring, K. (1995)*  
Abschätzung des Gefährdungspotentials bei der Ablagerung von unbehandeltem sowie mechanisch-biologisch vorbehandelten Restabfällen; Diplomarbeit an der BUGH Wuppertal, FB 14 Sicherheitstechnik, 1995
- Höring, K. und H.-J. Ehrig (1997)*  
Langfristige Emissionen aus Ablagerungen mechanisch-biologisch vorbehandelter Abfälle; in: Gallenkemper, B.; W. Bidlingmaier; H. Doedens und R. Stegmann; 5. Münsteraner Abfallwirtschaftstage, Tagungsband, S. 199 – 208, 1997
- Kraschon, G., C. U. Schmitt und A. Müfit Bahadir (1993)*  
Verschiedene Methoden zur Bestimmung des organischen, anorganischen und Gesamtkohlenstoffgehaltes (TOC, TIC, TC) in ausgewählten festen Abfallmatrizes, Müll und Abfall, 3, S. 163 – 167, 1993
- Kübler, H. und C. Schertler (1996)*  
Gärtest zur Bestimmung des Deponiegasbildungspotentials, in: Manuskriptband der 1. Tagung zum BMBF-Verbundvorhaben „Mechanisch-biologische Behandlung von zu deponierenden Abfällen“, Potsdam, 13./14. 03. 1996
- Leikam, K. und R. Stegmann (1995)*  
Emissionsverhalten von mechanisch-biologisch vorbehandelten Restabfällen. In: Waste Reports 2, „Arbeitsgespräch: Emissionsverhalten von Restmüll“, ABF-BOKU-Wien, 1995
- Lepom, P. und P. Henschel (1993)*  
Verfahren zur Charakterisierung des biologisch abbaubaren Anteils der organischen Substanz, Müll und Abfall, 7, S. 530, 1993
- Loesche, T. und W. Werning (1992)*  
Vorbehandlung von Gewerbe- und Restmüll durch selektive Aufbereitung und Intensivrotte vor der Deponierung, Müll und Abfall, 6, S. 393 – 400, 1992
- Loll, U. und U. Möller (1984)*  
Prozeßziele der Klärschlammstabilisierung und deren Zusammenhang mit Dimensionierungs-, Betriebs- und Kontrollparametern, Korrespondenz Abwasser, 11, S. 940 – 945, 1984
- Mennerich, A. (1986)*  
Oxidation von Deponiegas auf biologischem Wege – Möglichkeiten und erste Ergebnisse aus Laborversuchen; Müll und Abfall, Heft 7, 1986
- Müller, W. (1995)*  
Leistungsfähigkeit der biologischen Restmüllbehandlung und Auswirkungen der biologischen Vorbehandlung auf die Stabilität des zu deponierenden Materials; Studienreihe ABFALL NOW, Band 14, Stuttgart, 1995
- Müller, W. und K. Fricke (1993)*  
Mechanisch-biologische Restmüllbehandlung unter Berücksichtigung der Aerob- und Anaerobtechnik, in: Fricke, K., K. J. Thomé-Kozmiensky und G. Neumüller; 1993: Integrierte Abfallwirtschaft im ländlichen Raum, EF-Verlag für Energie- und Umwelttechnik, Berlin, S. S. 259 – 523
- Müller, W. und R. Wallmann (1996)*  
Vorversuche zur mechanisch-biologischen Restabfallbehandlung; in: WAR-Förderverein: Mechanisch-biologische Restabfallbehandlung unter Einbindung thermischer Verfahren für Teilfraktionen; Schriftenreihe WAR; Band 90; S. 157 – 184; ISBN Nr. 3-923419-84-8, 1996
- Müller, W., R. Wallmann und K. Fricke (1997)*  
Forschungsvorhaben „Mechanisch-biologische Restabfallbehandlung unter Einbindung thermischer Verfahren für Teilfraktionen“; 2. Zwischenbericht, 1997
- Nannipieri, P. (1984)*  
Microbial Biomass and Activity Measurements in Soil: Ecological Significance, in: Klug, M. J. und C. A. Reddy; 1984: Current Perspectives in Microbial Ecology, Proceedings of the Third International Symposium on Microbial Ecology, American Society for Microbiology, Washington, D. C., S. 515 – 521
- Novak, B. (1973)*  
Ausnutzung biochemischer Tests in der Bodenmikrobiologie. VI. Beurteilung der Stabilität der organischen Bodensubstanz; Zbl. Bakt. II, Abt. 128, S. 499 – 514, 1973
- Rieger, A. und W. Bidlingmaier (1995)*  
Reaktionsfähigkeit von mechanisch-biologisch behandeltem und weitgehend gerottetem Material auf der Deponie. In: Waste Reports 2, „Arbeitsgespräch: Emissionsverhalten von Restmüll“, ABF-BOKU-Wien, 1995
- Scheffold, K. und Sotec (1992)*  
Versuche zur Rotte und Vergärung von Restabfällen aus dem GML-Gebiet; Realisierungstudie

im Auftrag der Gemeinnützigen Müllheizkraftwerks GmbH, Ludwigshafen/Rhein, 1992

*Scheffold, K. und A. Rösler* (1991)

Versuche zur Restabfallbehandlung, in: Erfahrungen mit der Umsetzung der neuen Ziele der Abfallwirtschaft, Schriftenreihe des ANS, Bad Kreuznach, 1991

*Schinner, F., R. Öhlinger, E. Kandeler und R. Margesin* (1993)

Bodenbiologische Arbeitsmethoden; 2. Auflage; Verlag Springer Labor, Berlin, 1993

*Schlegel, H. G.* (1985)

Allgemeine Mikrobiologie. – Georg Thieme Verlag, Stuttgart, 6. Auflage, 1985

*Schlichting, E. und H.-P. Blume* (1966)

Bodenkundliches Praktikum – Eine Einführung in pedologisches Arbeiten für Ökologen, insbesondere land- und Forstwirte und für Geowissenschaftler, Verlag Paul Parey, Hamburg und Berlin, 1966

*Spillmann, P.* (Hrsg.) (1986)

Wasser- und Stoffhaushalt von Abfalldeponien und deren Wirkung auf Gewässer: Ergebnisse eines fünfjährigen interdisziplinären Forschungsprogramms / DFG, Dt. Forschungsgemeinschaft VCH, Weinheim, 1986

*Stegmann, R.* (1991)

Vorteile der Restmüllaufbereitung zur Senkung der Gasemissionen von Deponien, in: Collins, H.-J.; 1991: Aufbereitung fester Siedlungsabfälle; Veröffentlichung des Zentrums für Abfallforschung der Technischen Universität Braunschweig, Heft 6

TECATOR (1978)

Determination of Acid Detergent Fibre in some

Feed and Food Samples by using the FIBER-TEC SYSTEM. – Tecator AB (Hrsg.) – Application Note 03/78, Höganäs/Schweden [Bezug in BRD und CH über Perstorp Analytical Comp., Rodgau/BRD], 1978

*Van Soest, P. J.* (1963)

Use of Detergents in the Analysis of Fibrous Feeds, II. A Rapid Method for the Determination of Fiber and Lignin, Journal of the Association of Official Analytical Chemists (A. O. A. C.), 46 (5), S. 829 – 835, 1963

*Van Soest, P. J. und R. H. Wine* (1967)

Use of Detergents in the Analysis of Fibrous Feeds, IV Determination of Plant Cellwall Constituents, Journal of the Association of Official Analytical Chemists (A. O. A. C.), 50 (1), S. 50 – 55, 1967

*Völker, M.* (1991)

Ist der Glühverlust ein sinnvoller Parameter für die Beurteilung von Industrieabfällen? – Müll und Abfall, 12, 825 – 827, 1991

*Von Felde, D.* (1996)

Alternativen zum Glühverlust; Fachtagung Mechanisch-biologische Restabfallbehandlung – MBV -23. /24.01.96 in Brietligen/Bardowick bei Lüneburg; ISBN: 3-921421-24-1, 1996

*Von Felde, D.* (1996a)

mündliche Mitteilung

*Wiemer, K.* (1993)

Die Bedeutung der mechanisch-biologischen Verfahren vor dem Hintergrund der TA-Siedlungsabfall, in: Wiemer und Kern, 1993, Biologische Abfallbehandlung, Kompostierung – Anaerobtechnik – Kalte Vorbehandlung, M. I. C. Baeza Verlag, Witzenhausen, S. 927 – 982

## 7. Ablagerungsverhalten mechanisch-biologisch behandelter Restabfälle

W. Bidlingmaier, T. Scheelhaase, K. Leikam und A. Rieger

### 7.1 Anforderungen an die Behandlung von Restabfällen

Mit der am 1. Juni 1993 in Kraft getretenen TA Siedlungsabfall (TASI) werden im wesentlichen drei Schwerpunkte in der Entsorgung von Siedlungsabfall durch Anforderungen an

- die stoffliche Verwertung und Schadstoffentfrachtung
- Behandlungsanlagen und
- Deponien

geregelt.

Mit diesen Anforderungen soll unter anderem sichergestellt werden, daß Restabfälle in Zukunft emissionsarm, umweltgerecht und möglichst nachsorgefrei abgelagert werden.

Geeignete Verfahren zur Behandlung sind generell die thermische und zumindest während einer Übergangszeit, bis ausreichend Behandlungskapazitäten geschaffen sind, die mechanisch-biologische Restabfallbehandlung.

Die biologische Restabfallbehandlung kann im aeroben und anaeroben Milieu durchgeführt werden.

Die TASI stellt an Behandlungsanlagen spezifische Anforderungen. So sollen neben der Volumen- und Mengenreduzierung eine Zerstörung, Umwandlung, Abtrennung, Konzentrierung oder Immobilisierung schädlicher oder gefährlicher Inhaltsstoffe erfolgen sowie verbleibende Rückstände in verwertbare Stoffe überführt oder diese in eine ablagerungsfähige Form gebracht werden.

An Deponien wird in der TASI grundsätzlich die Anforderung gestellt, daß durch

- geologisch und hydrologisch geeignete Standorte
- geeignete Deponieabdichtungssysteme
- geeignete Einbautechnik für die Abfälle und
- Einhaltung von Zuordnungswerten nach Anhang B

mehrere weitgehend voneinander unabhängig wirksame Barrieren geschaffen (Multibarrieren-

konzept) und die Freisetzung und Ausbreitung von Schadstoffen nach dem Stand der Technik verhindert werden.

Wenn die TASI auch keine direkte Definition einer emissionsarmen Deponie gibt und keine Anforderungen an das Emissionsgeschehen stellt, so kann doch gefolgert werden, daß

- biologische Abbauvorgänge auf der Deponie weitestgehend eingeschränkt werden und damit eine
- Gasbildung minimiert wird,
- die organische Belastung evtl. anfallender Sickerwässer gering ist und
- Setzungen auf äußerst niedrigem Niveau ablaufen.

Wird vor diesem Hintergrund die Leistungsfähigkeit der mechanisch-biologischen Restabfallbehandlung untersucht, so sind das Entgasungspotential, die Sickerwasserbelastung und das bodenmechanische Verhalten zu bewerten.

Es werden in der TASI zwei Deponieklassen definiert:

- Als Deponien der Klasse I können Abfälle abgelagert werden, die einen geringen organischen Anteil besitzen und bei denen eine sehr geringe Freisetzung von Schadstoffen im Elutionsversuch stattfindet.
- In Deponien der Klasse II können Abfälle abgelagert werden, die einen höheren organischen Anteil enthalten und bei denen die Freisetzung von Schadstoffen im Elutionsversuch höher liegen darf. Um dennoch eine umweltgerechte Ablagerung zu garantieren, sind daher die Anforderungen für Deponien nach Klasse II, den Standort und die Abdichtungssysteme betreffend, höher.

Vor allem die im Anhang B der TASI aufgeführten Zuordnungswerte (s. Tabelle 7.1) sind derzeit in der Diskussion. Insbesondere der geforderte organische Anteil des abzulagernden Materials, bestimmt als Glühverlust oder als TOC, für Deponiekategorie II ist umstritten, weil er nur durch thermische Behandlung erreicht werden

kann. Biologische Stabilität tritt aber durchaus auch bei höheren Gehalten an organischer Substanz auf, so daß der Glühverlust bzw. der TOC-Gehalt die biologische Stabilität nicht ausreichend charakterisiert.

## 7.2 Dichte und Setzungsverhalten

In der TASI wird gefordert, Deponien so zu planen, zu errichten und zu betreiben, daß unter anderem durch geeignete Einbautechnik für die Abfälle mehrere weitgehend voneinander unabhängig wirksame Barrieren geschaffen und die Freisetzung und Ausbreitung von Schadstoffen nach dem Stand der Technik verhindert werden. Desweiteren wird gefordert, durch baldmögliche Verdichtung der abgelagerten Abfälle eine maximale Ausnutzung des verfügbaren Deponievolumens zu erreichen.

Als Zuordnungskriterien gibt die TASI die Flügelscherfestigkeit, axiale Verformung und einaxiale Druckfestigkeit an (siehe Tabelle 7.1).

Diesbezügliche Daten liegen von Deponien, die mit mechanisch-biologisch behandeltem Restabfall verfüllt wurden, nur eingeschränkt vor. Ergebnisse aus einschlägigen Pilotversuchen ergänzen die Datenbasis.

### 7.2.1 Einbaudichte und Stabilität

Als bodenmechanischer Parameter kann die Festigkeit, ermittelt als Flügelscherfestigkeit, axiale Verformung oder einaxiale Druckfestigkeit, gezählt werden. Dieser Parameter kann für Abfall wegen dessen Inhomogenität nur schwer bestimmt und mit Boden verglichen werden. Einen einheitlichen Versuchsaufbau für die erforderlichen großen Probenvolumina gibt es nicht. Von besonderem Interesse sind in der Deponietechnik neben Größen wie zum Beispiel Scherfestigkeit und Reibungswinkel insbesondere die Einbau- und Ablagerungsdichte. Sie bestimmen neben der Wirtschaftlichkeit des Deponiebetriebes die Stabilität und das Setzungs-/Verformungsverhalten.

Als Einbaudichte wird die Dichte der Abfälle direkt nach dem Einbau bezeichnet. Sie ist der Quotient aus dem Gewicht des eingebauten (frischen) Abfalls und seinem Volumen und ist eine Funktion der Einbaumethode.

Die Ablagerungsdichte dagegen bezieht sich auf den gesamten Müllkörper unter Einschluß der Setzungen und der Abbauvorgänge in der Depo-

nie. Sie ist unter anderem abhängig von der erzielten Einbaudichte. Daten hierzu liegen aus Direktmessungen nicht vor. Die Ermittlung erfolgt über Vermessung der Deponieoberfläche.

Bei mechanisch-biologisch behandelten Restabfällen ist mit einer deutlich verminderten Gas- und Wassergängigkeit zu rechnen. Dies hat auf die Gestaltung und die Einbautechnik maßgeblichen Einfluß. Aus Reaktorversuchen konnte ein  $k_f$ -Wert von  $10^{-8}$  m/s bei einer Trockendichte von  $0,835 \text{ Mg/m}^3$  gemessen werden, was eine Aufstauung von Wasser an der Oberfläche zur Folge haben kann.

Durch eine hohe Einbaudichte sollen zum einen Deponievolumen und damit spezifische Ablagerungskosten gespart werden, zum anderen wird der erste Setzungsschub infolge der steigenden Auflast und damit wachsender Ablagerungsdichte im Deponiekörper in gewissem Maß vorweggenommen.

*Spillmann* (1981) führte Untersuchungen zur Erhöhung der Ablagerungsdichte durch Restabfallbehandlung durch. Nach aerober Behandlung von Hausmüll ergaben die Versuche eine Dichte von 1 bis  $1,1 \text{ Mg pro m}^3$  (bezogen auf die Feuchtsubstanz mit einem Wassergehalt von 27 bis 30 %).

Untersuchungen von *Bidlingmaier* et al. (1995) zeigen ebenfalls mit steigender Behandlungsintensität zunehmende Dichten. So wurde für nur mechanisch behandelten Restabfall eine Einbaudichte von  $0,9 \text{ Mg/m}^3$  ermittelt, wobei der Porenanteil 57 % betrug. Mechanisch-biologisch behandelter Restabfall konnte mit  $1,6 \text{ Mg/m}^3$  eingebaut werden. Der Porenanteil sank auf 50 %.

Werden die Korndichten verglichen, so zeigt sich, daß der mechanisch-biologisch behandelte Restabfall mit  $2 \text{ Mg/m}^3$  nahe den Werten von Müllverbrennungsschlacken ( $2,4 \text{ Mg/m}^3$ ) liegt. Ausschließlich mechanisch behandelte Restabfall erreicht nur  $1,4 \text{ Mg/m}^3$ .

*Wiemer* (1981) gibt mittlere Ablagerungsdichten von  $0,75 \text{ Mg FS pro m}^3$  an, allerdings für unbehandelten Hausmüll. Im Dünnschichtbetrieb wurden hier Werte von  $0,81 \text{ Mg FS/m}^3$  (jeweils auf die Feuchtsubstanz bezogen) erreicht.

Die TASI schreibt vor, daß Deponiekörper in sich selber und in Bezug auf ihre Umgebung mechanisch stabil hergestellt werden müssen. Die Stabilität des Deponiekörpers ist aufgrund von An-

**Tab. 7.1: Zuordnungswerte für Siedlungsabfälle gemäß Anhang B der TA Siedlungsabfall**

Nr.	Parameter	Zuordnungswerte	
		Deponieklasse I	Deponieklasse II
<b>1.</b>	<b>Festigkeit</b>		
1.01	Flügelscherfestigkeit	25 kN/m <sup>2</sup>	25 kN/m <sup>2</sup>
1.02	axiale Verformung	20 %	20 %
1.03	Einaxiale Druckfestigkeit	50 kN/m <sup>2</sup>	50 kN/m <sup>2</sup>
<b>2.</b>	<b>organischer Anteil des Trockenrückstandes der Originalsubstanz</b>		
2.01	bestimmt als Glühverlust	3 Masse-%	5 Masse-%
2.02	bestimmt als TOC	1 Masse-%	3 Masse-%
<b>3.</b>	<b>Extrahierbare lipophile Stoffe der Originalsubstanz</b>	0,4 Masse-%	0,8 Masse-%
<b>4.</b>	<b>Eluatkriterien</b>		
4.01	pH-Wert	5,5 - 13,0	5,5 - 13,0
4.02	Leitfähigkeit	10 000	50 000
4.03	TOC	20 mg/l	100 mg/l
4.04	Phenole	0,2 mg/l	50 mg/l
4.05	Arsen	0,2 mg/l	0,5 mg/l
4.06	Blei	0,2 mg/l	1 mg/l
4.07	Cadmium	0,05 mg/l	0,1 mg/l
4.08	Chrom-VI	0,05 mg/l	0,1 mg/l
4.09	Kupfer	1 mg/l	5 mg/l
4.10	Nickel	0,2 mg/l	1 mg/l
4.11	Quecksilber	0,005 mg/l	0,02 mg/l
4.12	Zink	2 mg/l	5 mg/l
4.13	Fluorid	5 mg/l	25 mg/l
4.14	Ammonium-N	4 mg/l	200 mg/l
4.15	Cyanide, leicht freisetzbar	0,1 mg/l	0,5 mg/l
4.16	AOX	0,3 mg/l	1,5 mg/l
4.17	wasserlöslicher Anteil (Abdampfrückstand)	3 Masse-%	6 Masse-%

nahmen für bodenmechanische Kennwerte und die Festigkeit der Abfälle zu prognostizieren.

Von Bedeutung ist dies, da Gefährdungen der Stabilität des Deponiekörpers zu Grundbruch, Abgleiten von Dichtungsschichten, Böschungsbruch und Instabilitäten von Deponieeinbauten für Gas- und Wasserableitung führen können.

Aus diesem Grund müssen, wie im Erd- und Grundbau üblich, Standsicherheitsnachweise rechnerisch und/ oder experimentell durchgeführt werden. Hier ergeben sich jedoch im Deponiebau folgende Schwierigkeiten (nach *Blümel*, 1993):

- Ermittlung von Bemessungswerten für die Scherfestigkeit des abzulagernden Materials unter Berücksichtigung des Anfangs- und Endzustandes, sowie der viskoplastischen Stoffeigenschaften
- Ermittlung von Bemessungswerten für die Reibung/ Adhäsion zwischen Abfall und Bo-

den bzw. Konstruktionsteilen unter Berücksichtigung des Konsolidierungszustandes bindiger Böden/ Abfallschichten und der zeitabhängigen Veränderungen.

*Henke* (1985), nennt einige Kennwerte für Abfallstoffe, wobei diese einen orientierenden Charakter haben und sehr von Zusammensetzung, Dichte, Wassergehalt und Abbauzustand der Restabfälle abhängen (siehe Tabelle 7.2).

*Blümel* erstellte ein Scherdiagramm, worin anhand der großen Streubreite deutlich wird, wie schwierig die Festlegung von Rechenwerten der Scherparameter von Siedlungsabfall für Standsicherheitsberechnungen ist (*Blümel*, 1993).

Es ist aber davon auszugehen, daß, wenn kaum noch langfristige Stoffumsetzungsprozesse zu erwarten sind, die Standsicherheit positiv beeinflusst wird.

**Tab. 7.2: Zusammenstellung von Kennwerten für Abfallstoffe (Henke, 1985)**

	Reibungswinkel [°]	Kohäsion c [kN/m <sup>2</sup> ]	Trockendichte [Mg/m <sup>3</sup> ]
Hausmüll ca. 40 Jahre alt	33	30	Einbau: 0,9 Ausbau: 1,4 (Mittelwerte)
Hausmüll vermischt mit hausmüllähnlichem Industriemüll, unverrotet	32	20	Einbau: 1,4 Ausbau: 1,6 (Mittelwerte)
Müllverbrennungsschlacke	38	0	1,4

Genau diese Reduktion der biologisch umsetzbaren organischen Stoffe wird durch mechanisch-biologische Restabfallbehandlung erreicht.

### 7.2.2 Setzungs- und Verformungsverhalten

Oft wird allgemein von Setzung gesprochen, wobei eher unterschieden werden müßte zwischen Setzung und Sackung (Verformung). Unter Setzung wird die Verformung des Untergrundes unter Last, unter Sackung das Versagen der Eigenfestigkeit des abgelagerten Materials (Abfall) verstanden. Dies bedeutet, daß die Oberflächensetzung die Summe aus Setzung und Sackung, also Untergrundsetzung und Abfallverformung, ist.

Über die zu erwartende Setzung des Untergrundes (einschließlich Basis) lassen sich hinreichend genaue Aussagen machen, da anzunehmen ist, daß die geotechnischen Eigenschaften (bodenmechanische Parameter) bekannt sind.

Schwieriger gestaltet sich die Berechnung oder Bewertung des Verformungsverhaltens von Deponiekörpern, da die speziellen Kenngrößen von Abfall fehlen oder nur unzureichend bekannt sind.

**Tabelle 7.3: Spezifisches jährliches Sackungsmaß infolge unterschiedlicher Einbaudichten (Wiemer, 1983)**

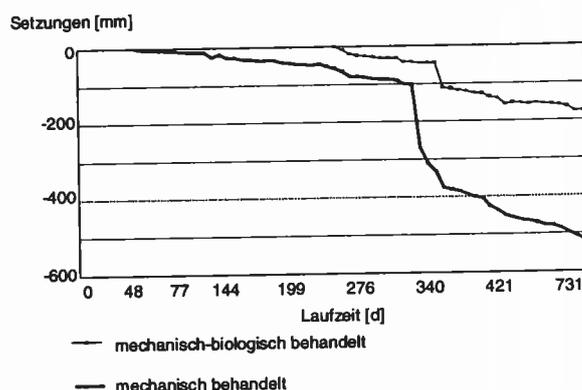
Verdichtungsgrad	jährliche Sackung [mm/m Deponiehöhe]	Deponie
schlecht	11	Mission Canyon, USA
befriedigend	5	Lübars
sehr gut	< 1,2	Kahlenberg

Die Setzung bzw. Sackung ist von den Parametern Zeit, Geometrie (z.B. Höhe), Betrieb (z.B. schichtweiser Einbau) und Anteil biologisch abbaubarer Substanzen abhängig.

Da die Einbaudichte ein bestimmender Faktor ist, ist während des Einbaus eine hohe Dichte anzustreben, um demzufolge nur kleine Folgesetzungen zu erhalten. Tabelle 7.3 (Wiemer, 1983) gibt einige Werte bezüglich des Sackungsmaßes von Hausmülldeponien an.

Mit Hilfe der mechanisch-biologischen Behandlung von Restabfall läßt sich ein weiterer maß-

**Abb. 7.1: Sackungskurven eines mechanisch-biologisch behandelten Restabfalls**



geblicher Sackungseinfluß ausschalten, indem der biologische Abbau im Abfall unter kontrollierten Bedingungen in relativ kurzer Zeit vor der Deponierung stattfindet.

Zusammenfassend sind in Tabelle 7.4 einige abfallmechanische Parameter von unterschiedlich biologisch behandelten Restabfällen aufgeführt (Müller, 1995). Hier liegen die Schüttdichten zwischen 0,6 und 1,0 Mg/m<sup>3</sup>. Die Proctordichte bestimmte sich zu 0,8 bis 1 Mg/m<sup>3</sup>, der Steifemodul zu 1,3 bis 1,6 MN/m<sup>2</sup>.

Messungen zum Verlauf der Sackung sowohl mechanisch als auch mechanisch-biologisch behandelte Restabfälle wurden von der Universität-GH-Essen an Großlysimetern durchgeführt. Die Abbildung 7.1 zeigt, daß das Sackungsmaß mit zunehmender Behandlungsintensität deutlich abnimmt. Der mechanisch-biologisch behandelte Restabfall setzt sich an der Oberfläche im ersten Jahr um 100 % weniger als ein nur mechanisch behandeltes. Auch das Aufbringen zusätzlicher Lasten wurde deutlich besser gepuffert.

Die Kurzzeitsackung nach Aufbringung weiterer Lasten betrug nur ein Drittel gegenüber der von mechanisch behandeltem Restabfall.

Werden auch die Werte von Schlacke, die praktisch keine Sackung aufweist, nicht erreicht, so ist eine deutliche Reduzierung des Sackungsmaßes durch die biologische Behandlung zu verzeichnen.

In der Abbildung 7.2 wird der Unterschied zwischen mechanischer und mechanisch-biologischer Behandlung sehr deutlich. So weist der mechanisch behandelte Restabfall 1,3 cm/Mg Auflast an Sackung auf, der biologisch behandelte nur 0,5 cm/Mg Auflast.

### 7.3 Deponieemissionen

Die langfristig wirksamen Emissionen einer Deponie stellen das Deponiegas und das Sickerwasser dar. Diese bedingen eine entsprechende Nachsorge und sind deshalb zu verhindern bzw. weitestgehend zu reduzieren.

#### 7.3.1 Sickerwasser

Im Folgenden wird unter Sickerwasser das an der Basis des Deponiekörpers anfallende Wasser verstanden. Maßgebliche Faktoren für die Bildung von Sickerwasser können der Niederschlagseintrag, Preßwasser und durch Abbauprozesse gebildetes Wasser sein.

Die TASI strebt einen abschnittswiseen Aufbau des Deponiekörpers in der Form an, daß die einzelnen Abschnitte möglichst zügig verfüllt werden und das Deponieoberflächenabdichtungssystem bald eingebaut werden kann.

Mit dieser Empfehlung wird von vornherein versucht, den Niederschlagseintrag so gering wie möglich zu halten und damit die Aktivierung von (vorwiegend anaeroben) biologischen Vorgängen im Deponiekörper zu minimieren und die Sickerwasserbildung zu reduzieren. Mit einer Sickerwasserbildung über mehrere Jahre muß zumindest während der Betriebs- und Einbauphase gerechnet werden. Der Sickerwasseranfall hochverdichteter Deponien mit Ablagerungsdichten von bis zu 1,5 Mg/min Abschnitt 7.2 beschrieben, wird sich aber vom Sickerwasseranfall heutiger Deponien unterscheiden. Da zur Zeit noch keine hochverdichteten Deponien mit mechanisch-biologisch behandeltem Restabfall existieren, sind nachfolgend die Auswertungen vorhandener Deponiedaten von Ehrig (1989) und Dahm (1994) aufgeführt.

**Tabelle 7.4: Mechanische Eigenschaften von Restabfall nach mechanisch-biologischer Behandlung (Müller, 1995)**

Parameter	Einheit	RS/ KS	RS	HR/ KS	HR	RM/ KS
Wassergehalt	% FS	57,9	59,5	54	49,1	33,7
Schüttdichte	Mg/m <sup>3</sup>	0,8	0,64	0,92	0,85	0,69
Steifemodul ES1	MN/m <sup>2</sup>	1,36	1,23	1,3	1,61	1,6
Steifemodul ES2	MN/m <sup>2</sup>	1,83	0,15	2,22	3,62	3,4
Reibungswinkel		35	33	35	34	n.b.
Kohäsion	kN/m <sup>2</sup>	18	27	16	9	n.b.
Flügelscherfestigkeit	kN/m <sup>2</sup>	31	35	29	36	180
Proctordichte	Mg/m <sup>3</sup>	0,86	0,81	0,95	1	0,86
optimaler Wassergehalt für die Proctordichte wPr	% FS	32,5	33,3	30,4	27,7	33,2

RS: Rohsuspension aus anaerober Behandlung (BTA-Verfahren)

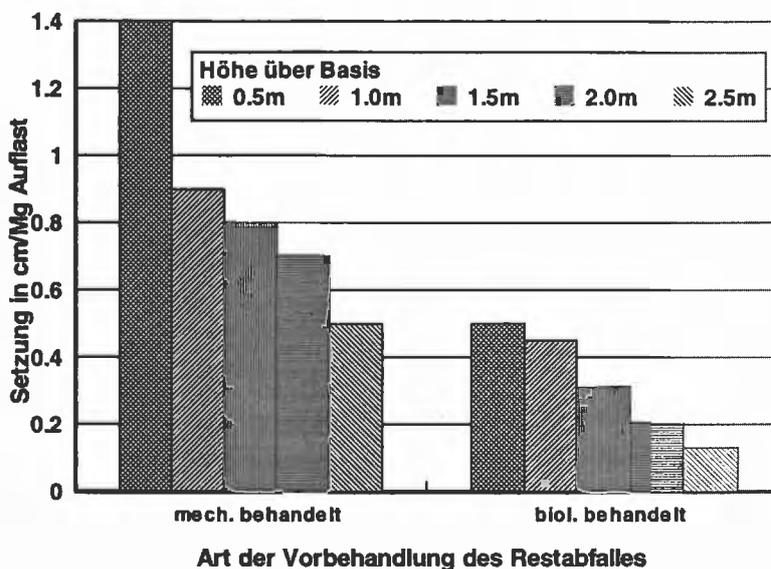
KS: Klärschlamm

HR: Hydrolyserückstand aus anaerober Behandlung (BTA-Verfahren)

RM: Restabfall nach aerober Behandlung

Für Deponien ohne Oberflächenabdichtung nach TASI gibt Ehrig (1989) Abflußwerte von

**Abb. 7.2: Vergleich der Sackung von mechanisch und mechanisch-biologisch behandeltem Restabfall**



Tab. 7.5: Vergleich unterschiedlicher Sickerwasseranalysen

Parameter	Einheit	aus Hausmülldeponien		aus deponierter Hausmüllschlacke	
		"saure" Phase	"Methan-" Phase	Minimum	Maximum
pH	-	7,4	7,6	6	10
CSB	mg/l	9.500	2.500		3.530
BSB <sub>5</sub>	mg/l	6.300	230		1.700
DOC	mg/l	2.600	660		
org. S.	mg/l	4.200	120	< 1	
AOX	mg/l	2.400	1.725	10	140
SO <sub>4</sub>	mg/l	200	240	55	3.060
Ca	mg/l	650	200		
Mg	mg/l	285	150		
Fe	mg/l	135	25		
Mn	mg/l	11	2		
Zn	mg/l	2,2	0,06	< 0,05	1,44
ADR	mg/l	14.500	7.000		
GR	mg/l	10.100	5.600		
<b>ohne Konzentrationswechsel</b>					
TKN	mg/l	920			
NH <sub>4</sub> -N	mg/l	740			
Pges.	mg/l	6,8			
el. LF		13.000			
Cl	mg/l	2.150			
Cr	mg/l	0,155			
Cu	mg/l	0,09			
Ni	mg/l	0,19			
AS	mg/l	25,5			
Hg	mg/l	1,5			

Sickerwässern im Bereich von 3,3 bis 21,6 % (=0,7 bis 4,3 m<sup>3</sup>/ha\*d) des Niederschlages (= 25 bis 160 mm/a) an. Abflüsse von weniger als 10 % des Niederschlages werden in der Regel bei neuen Deponien oder Deponieabschnitten beobachtet (Ehrig et al., 1995).

Dahm (1994) nennt für Deponien ohne Deponieabdichtung nach TASI einen weit höheren Wert von 7,2 m<sup>3</sup>/ha\*d. Dies zeigt die Schwierigkeit der richtigen Dimensionierung einer nachfolgenden Sickerwasserbehandlungsanlage.

Durch eine Oberflächenabdichtung nach TASI wird sich die Sickerwassermenge stark reduzieren lassen. Derzeit wird von 5 % der Niederschlagsmenge als anfallendes Sickerwasser oder ca. 0,96 m<sup>3</sup>/ha\*d ausgegangen.

Die Sickerwasserqualität ist die zweite wichtige Bemessungsgröße für die Behandlung. Sie wird durch die biochemischen Umsetzungsprozesse

der abgelagerten Materialien und dem sie umgebenden Milieu bestimmt.

Abhängig von der Phase, in der sich die Deponie befindet (saure Phase oder bereits stabile Methanphase) verändert sich die Belastung des Sickerwassers. Sind während der sauren Phase hohe organische Belastungen festzustellen (BSB<sub>5</sub> im Mittel um 6.300 mg/l, CSB im Mittel um 9.500 mg/l), sinken diese in der Methanphase deutlich ab (BSB<sub>5</sub> im Mittel 230 mg/l, CSB im Mittel 2.500 mg/l) (siehe Tabelle 7.5).

### 7.3.1.1 Sickerwasserzusammensetzung von mechanisch-biologisch behandeltem Restabfall

Erste Schüttfelder mit mechanisch-biologisch behandelten Abfällen sind auf den Deponien Wilhelmshaven und Meisenheim vorhanden (Turk und Maak, 1997). Um die Auswirkungen der Behandlungsmaßnahmen auf das Emissionsverhalten der Restabfälle bei der Deponierung zu quantifizieren, sind sogenannte Deponiesimulationsversuche unter

anaeroben Bedingungen in Lysimetern von verschiedenen Universitäten durchgeführt worden.

Die Deponiesimulationsversuche im Labormaßstab mit einem Reaktorvolumen von 100 bis 250 l haben den Vorteil, daß eine vollständige Bilanzierung der Emissionspfade Gas und Sickerwasser möglich ist. Die gewählten Randbedingungen bei den Deponiesimulationsversuchen stellen sicher, daß in den Reaktoren die typischen Deponiephasen wie Versäuerungs- und stabile Methanphase in stark verkürzten Zeiträumen ablaufen. Das maximale Emissionspotential der behandelten Restabfälle durch Deponiegas und Sickerwasser kann somit in überschaubaren Zeiträumen erfaßt werden (Stegmann, 1981). Untersuchungen dieser Art werden u. a. an den Universitäten Essen (Prof. Bidlingmaier), Hamburg (Prof. Stegmann) und Wuppertal (Prof. Ehrig) durchgeführt.

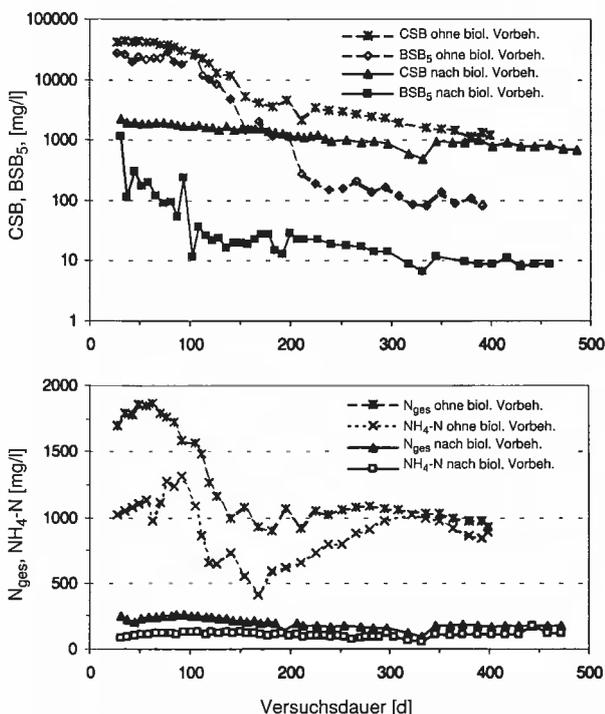
In Abbildung 7.3 sind die Konzentrationsverläufe ausgewählter Parameter im Sickerwasser der Deponiesimulationsversuche für einen unbehandelten und einen vier Monate aerob behandelten Restabfall (gleiche Restabfallzusammensetzung) dargestellt (nach *Leikam et al.*, 1995).

Die typischen Deponiephasen, wie die saure Phase mit hoher organischer Sickerwasserbelastung und die stabile Methanphase, sind am Verlauf der CSB-Konzentration für den unbehandelten Abfall deutlich zu erkennen. Die sehr hohen Anfangskonzentrationen von bis 45.000 mg CSB/l sinken nach 150 Versuchstagen auf etwa 2000 mg CSB/l ab.

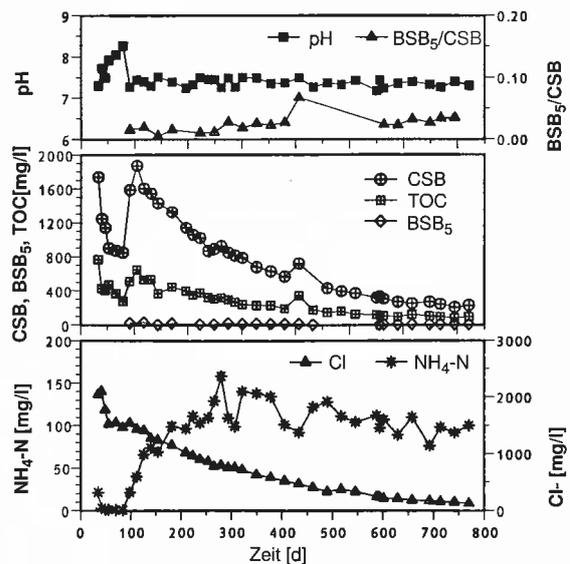
Beim behandelten Restabfall wird die Versäuerungsphase mit hohen CSB-Gehalten im Sickerwasser „übersprungen“. Nach etwa 350 Versuchstagen liegt der CSB-Gehalt im Sickerwasser unter 1000 mg/l. Beim Vergleich der CSB bzw. BSB<sub>5</sub>-Konzentrationsverläufe wird deutlich, daß durch die mechanisch-biologischen Behandlungsmaßnahmen der Abbau der leichtlöslichen und -abbaubaren organischen Verbindungen vorweggenommen wird.

Der positive Einfluß der Behandlungsmaßnahmen wird vor allem beim Parameter Stickstoff

**Abb. 7.3:** Verlauf der CSB, BSB<sub>5</sub>, N<sub>ges</sub> und NH<sub>4</sub>-N-Konzentrationen der untersuchten Restabfälle [n. *Leikam et al.*, 1995]



**Abb. 7.4:** Verlauf der Sickerwasserkonzentrationen eines weitgehend gerotteten Restabfalls im Deponiesimulationsreaktor



deutlich. Während sich der Gesamtstickstoffgehalt im Sickerwasser des unbehandelten Restabfalls auf etwa 1000 mg N<sub>ges</sub>/l einpendelt, liegen die Werte beim behandelten Restabfall unter 200 mg N<sub>ges</sub>/l. Neben dem sehr viel geringeren Aufwand bei der Sickerwasserreinigung ist auch mit einer Verkürzung der Deponienachsorgerphase zu rechnen.

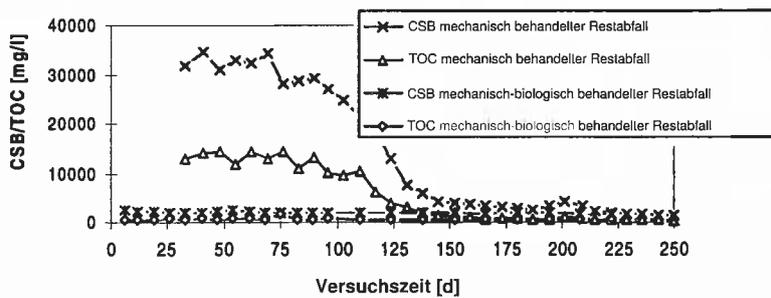
Diese Werte werden durch Untersuchungen von *Ehrig et al.* (1995), *Bidlingmaier et al.* (1995) und *Collins et al.* (1974) bestätigt.

In Abbildung 7.4 sind die Ganglinien der Sickerwasserinhaltsstoffe eines weitgehend gerotteten Restabfalls im Deponiesimulationsversuch dargestellt (*Höring*, 1997). Sie bestätigen die oben getroffenen Aussagen.

Die organische Belastung des Sickerwassers weist einen relativ langsam abnehmenden Trend auf. Für den CSB liegt sie zu Beginn bei ca. 1500 mg/l. Die Ammoniumbelastung steigt bis zum 300 Versuchstag auf ein Niveau von etwa 150 mg/l an und sinkt anschließend sehr langsam ab (100 mg/l nach 770 Tagen).

*Bidlingmaier et al.* (1995) geben zu Beginn von Lysimeterversuchen TOC-Werte für biologische behandelte Materialien zwischen 720 und 1000 mg/l an. Die Rottedauer der untersuchten Materialien betrug in einem Fall 17 Wochen und im anderen Fall 6 Wochen nach vorheriger Vergärung der Restabfälle. Die TOC-Werte sanken

**Abb. 7.5: Organische Sickerwasserbelastung bei unterschiedlicher Behandlung (Scheelhaase und Bidlingmaier, 1996)**



nach 12 Monaten auf einen Level von 580 mg/l. Die TOC-Anfangswerte des unbehandelten Restabfalls lagen zwischen 7800 und 16.900 mg/l, also bis zu 23 mal höher als beim behandelten Material. Die Werte nach 12 Monaten lagen bei 500 und 1.100 mg/l. Sie haben sich damit den Werten des behandelten Restabfalls nahezu angenähert.

Der biologisch behandelte Restabfall wies beim Versuchsbeginn einen CSB-Gehalt im Sickerwasser 1.500 mg/l auf. Nach einem Jahr Laufzeit war für den aerob behandelten Restabfall ein CSB-Rückgang von ca. 60 %, für den anaerob

behandelten Restabfall von ca. 30 % zu verzeichnen.

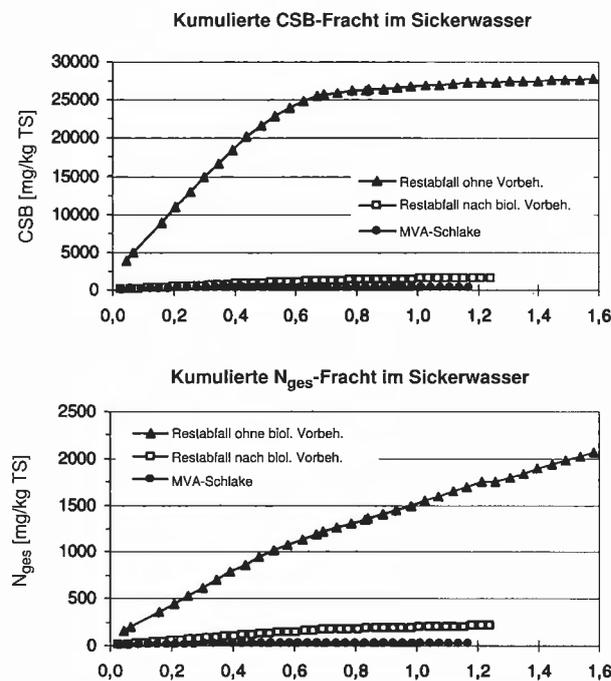
Zu einem ähnlichen Ergebnis kommen auch Scheelhaase und Bidlingmaier (1996) bei einem sehr weitgehend gerotteten Restabfall. Der CSB und TOC Konzentrationsverlauf im Deponiesimulationsversuch sind in Abbildung 7.5 dargestellt.

Aus den ermittelten Sickerwasserinhaltsstoffen sind in Abbildung 7.6 beispielhaft die Frachten

der Parameter CSB und  $N_{ges}$  für einen unbehandelten, einen vier Monate gerotteten Restabfall und einer MVA-Schlacke dargestellt (Stegmann et al., 1995). Beim Vergleich der emittierten Frachten wird die Effektivität der mechanisch-biologischen Behandlung deutlich.

Aufgrund des hohen Inertierungsgrades der MVA-Schlacke wird die Sickerwasserbelastung zwar um 98 % reduziert, jedoch ist der Unterschied der ausgetragenen Frachten zwischen dem biologisch behandelten Restabfall und der MVA-Schlacke im Vergleich zur Fracht des unbehandelten Restabfalls relativ gering.

**Abb. 7.6: Emittierte CSB- und  $N_{ges}$ -Frachten von unbehandelten, 4 Monate gerotteten Restabfällen und einer MVA-Schlacke im Deponiesimulationsversuch (Stegmann et al., 1995)**



### 7.3.1.2 Sickerwasserdaten großtechnischer Deponien

Auf der Reststoffdeponie Dußlingen erfolgt eine Ablagerung einer nicht verwertbaren, mechanisch ausgesonderten Schwerfraktion. Wertstoffe wie Glas, Papier und Metalle sowie organische Abfälle sind in dieser Schwerfraktion nicht mehr enthalten. Durch die Ausschleusung der obengenannten Fraktionen ergeben sich nach den bisherigen Beobachtungen erhebliche Unterschiede bei der Sickerwasserbelastung gegenüber konventionellen Deponien (Meyer-Knuffincke, 1991).

Die Sickerwassermengen liegen nach Beobachtungen von Ehrig und Scheelhaase (1994) bei Reststoffdeponien im Jahresmittel bei etwa 50 bis 80 % des Niederschlages mit stark erhöhten Abflüssen nach Regenentlastungen.

Im Vergleich zu konventionellen Hausmülldeponien ergeben sich anhand der Sickerwasserwerte nach dem ersten Ablagerungsjahr deutlich geringere organische Belastungen (BSB<sub>5</sub>-Werte unter 1000 mg O<sub>2</sub>/l, CSB-Werte um 2000 mg O<sub>2</sub>/l; siehe Tabelle 7.6 nach Meyer-Knuffincke, 1991).

Mittlere Werte für konventionelle Hausmülldeponien liegen während der sauren Phase beim BSB<sub>5</sub> um 6.300 mg O<sub>2</sub>/l, beim CSB um 9.500 mg O<sub>2</sub>/l (siehe Tabelle 7.5).

Noch geringere Gehalte an organischen Verbindungen werden auf den Deponieabschnitten in Meisenheim und Wilhelmshaven gemessen, auf denen sehr lang gerottetes Material abgelagert wird. Die in Abbildung 7.7 dargestellten CSB-Konzentrationsganglinien liegen im Mittel um 750 bzw. 1000 mg CSB/l (Maak und Turk, 1997). Die Ammoniumkonzentration auf der Deponie Wilhelmshaven liegt mit etwa 200 mg NH<sub>4</sub>-N/l auf dem gleichen Niveau wie die ermittelten Ammoniumkonzentrationen aus den Deponiesimulationsversuchen.

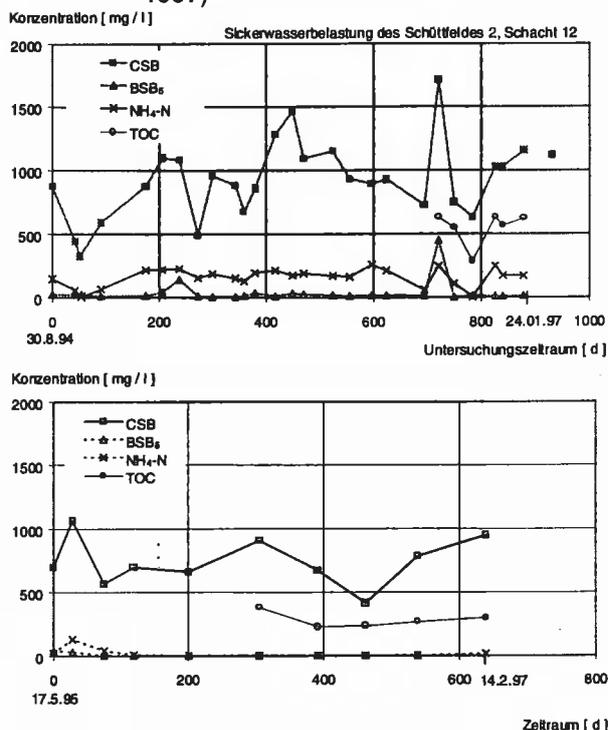
Die gemessenen organischen und anorganischen Konzentrationen liegen in der gleichen Größenordnung wie die ermittelten Konzentrationen im Sickerwasser der Deponiesimulationsversuche.

Nach dem derzeitigen Kenntnisstand aus den Deponiesimulationsversuchen und den Meßergebnissen der Deponien Meisenheim und Wilhelmshaven wird durch die mechanisch-biologische Behandlung die organische und anorganische Sickerwasserbelastung erheblich reduziert. Ob überhaupt bzw. wieviel Sickerwasser bei neuen MBA-Deponien aufgrund der sehr hohen Einbaudichte anfällt, kann derzeit noch nicht abgeschätzt werden, eine Sickerwassererfassung

**Tab. 7.6: Sickerwasseranalyse der Reststoffdeponie Dußlingen (Meyer - Knu-finke, 1991)**

Parameter	Einheit	Mittelwerte
CSB	mg O <sub>2</sub> /l	2.063
BSB <sub>5</sub>	mg O <sub>2</sub> /l	900
pH-Wert	-	8,14
Leitfähigkeit	mS/cm	6,09
NH <sub>4</sub> -N	mg/l	227
NO <sub>2</sub>	mg/l	3,7
NO <sub>3</sub> -N	mg/l	11
SO <sub>4</sub>	mg/l	70
Cl	mg/l	860
Cd	mg/l	< 1
Phenol-Index	mg/l	0,3
CN, leicht freisetzbar	mg/l	< 0,05
Fe	mg/l	5,6
Zn	mg/l	0,31
AOX	mg/l	1,65

**Abb. 7.7: CSB, BSB<sub>5</sub>, TOC und NH<sub>4</sub>-N-Konzentrationen im Sickerwasser der Deponien Wilhelmshavel (oben) und Meisenheim (unten) von Deponieabschnitten mit mechanisch-biologisch vorbehandelten Restabfälle (Maak und Turk, 1997)**



ist aber vorzusehen. Hier besteht noch Forschungs- und Entwicklungsbedarf.

### 7.3.2 Gasemissionen

Als Grundlage zur Bestimmung der Gasmenge kann die Gasprognose nach Tabasaran herangezogen werden. Hierfür stellt der TOC-Gehalt des abzulagernden Materials die Ausgangsgröße dar. Bei unbehandeltem Restabfall wird von einem TOC-Gehalt von etwa 180 kg pro Mg abzulagerndem Material ausgegangen.

Modell zur Gasprognose:

$$G = 1,868 (C - 0,014 (T + 0,28))$$

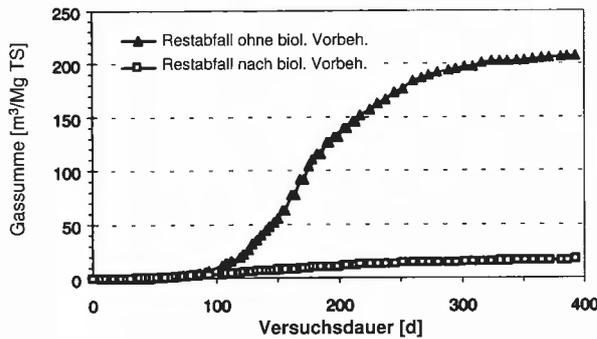
mit  $G$  = gebildete spezifische Deponiegasmenge [m<sup>3</sup>/Mg]

$C$  = Menge an organischem Kohlenstoff im Müll [kg/Mg]

$T$  = Temperatur im Deponiekörper [°C]

Daraus ergeben sich bei einer angenommenen Reaktionstemperatur von 35 °C etwa 260 m<sup>3</sup> Deponiegas pro Mg unbehandeltem Abfall. Wird die gleiche Formel auf ein Material mit dem laut

**Abb. 7.8:** Kumulierte Deponiegasproduktion der unbehandelten und 4 Monate gerotteten Restabfälle in Deponiesimulationsbereich (n. Stegmann et al., 1995)



TASI zugelassenen Zuordnungswert von 3 % TOC angewandt, so errechnen sich 43 m<sup>3</sup> Gas pro Mg Ausgangsmaterial.

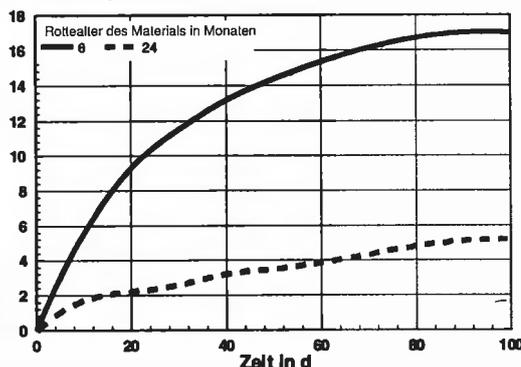
Über Gasemissionen aus Deponien mit mechanisch-biologisch behandeltem Restabfall gibt es, wegen fehlender Existenz solcher Deponietypen, keine Erfahrungen.

Um jedoch festzustellen, wie sich die Gasbildung von mechanisch-biologisch behandeltem Restabfall darstellt, wurden zum Beispiel an der Universität-GH-Essen, TU Hamburg-Harburg, TH Darmstadt, TU Wien und der Bergischen Universität Wuppertal Versuche durchgeführt.

In den Deponiesimulationsversuchen der TU Hamburg-Harburg wurden Gasbildungskurven erstellt. Die Gassummenlinien von unbehandeltem und biologisch behandeltem Restabfall sind in Abbildung 7.8 dargestellt (Stegmann et al., 1995).

**Abb. 7.9:** Gasbildungspotential von mechanisch-biologisch behandeltem Restabfall bei 45 °C

Gasausbeute in ml/g oTS



Die höchste spezifische Gasproduktion weist erwartungsgemäß der unbehandelte Restabfall auf. Die verstärkte Gasbildung setzt bei diesem Reaktor nach ungefähr 100 Versuchstagen ein und die kumulierte Gasmenge beträgt nach 400 Versuchstagen etwa 200 m<sup>3</sup>/Mg TS. Der Methananteil beträgt seit dem 120. Versuchstag ca. 60 Vol. -%.

Beim mechanisch-biologisch behandelten Restabfall setzt die Gasbildung direkt nach dem Einbau in den Deponiesimulationsreaktor ein. Die produzierte Gasmenge beträgt nach 400 Versuchstagen etwa 20 m<sup>3</sup>/Mg TS. Die Gasbildung konnte durch die Behandlung bis zu diesem Zeitpunkt um ca. 90 % reduziert werden. Der Methananteil im produzierten Gas liegt seit dem 85. Versuchstag bei über 50 Vol. -%.

Versuche an der Universität-GH-Essen im anaeroben Milieu zeigten beim mechanisch-biologisch behandelten Restabfall, der 6 bzw. 24 Monate nachgerottet wurde, deutlich voneinander abweichende Gaskurven.

Die Abbildung 7.9 zeigt das Gasbildungspotential während des Versuchszeitraumes bei 45 °C und konstantem Wassergehalt von 65 Gew. -%.

Nach 100 Tagen betrug die erzeugte Gasmenge aus dem sechs Monate alten Material 23 Nm<sup>3</sup>/Mg oTS, aus dem 24 Monate alten Material 7 Nm<sup>3</sup>/Mg oTS bei Temperaturen von 45 °C. Bei Temperaturen von 25 °C belief sich die Gesamtgasmenge des 6 Monate alten Materials auf 13 Nm<sup>3</sup>/Mg oTS, des seit 24 Monate alten Materials auf 1 Nm<sup>3</sup>/Mg oTS.

Die Umsetzungsgeschwindigkeit war bei optimalen Rahmenbedingungen nach 80 Tagen nur noch sehr gering und lag bei 0,025 l/kg oTS und Tag gegenüber 4,475 l/kg oTS und Tag in den ersten 20 Tagen des Versuches. Dies entspricht einem Faktor 19 und zeigt an, daß nach 20 Tagen nur noch eine minimale Gasproduktion stattfindet.

Bezogen auf den Abbaugrad des Materials (6 bzw. 24 Monate) zeigt sich sehr ausgeprägt über verschiedene Temperaturen und Wassergehalte das höhere Gasbildungspotential stets bei dem jüngeren Rottegut. Dabei sind die Unterschiede mit sinkendem Wassergehalt niedriger.

Die Qualität des Gases ist ebenfalls von Temperatur und Wassergehalt abhängig.

Die in den Versuchen erzielten Gasausbeuten zeigen, daß in dem aerob behandelten Restab-

fall noch organische Substanz für den anaeroben Abbau verfügbar ist, die bei der Deponierung als Gasemission wirksam werden kann.

Sie betragen für sechs Monate nachgerotteten Restabfall unter optimalen Bedingungen maximal  $5,7 \text{ m}^3/\text{Mg TS}$  und für 24 Monate nachgerottetes Material maximal  $2,2 \text{ m}^3/\text{Mg TS}$ . Im Vergleich hierzu kann bei unbehandeltem Restabfall mit ca.  $160 \text{ m}^3/\text{Mg TS}$  bei gleichen Versuchsbedingungen gerechnet werden.

Ergebnisse aus Untersuchungen der Bergischen Universität Wuppertal bestätigen die obigen Ergebnisse.

Abbildung 7.10 stellt in der Übersicht die Abhängigkeit der erzeugten Gasmenge von der Behandlungsintensität dar. Es wird sehr deutlich, daß eine weitergehende biologische Behandlung die Gasproduktion reduziert. Schon nach zehn Wochen Rottezeit ist mit Gasmengen unterhalb der oben dargestellten rechnerischen Menge von  $40 \text{ m}^3/\text{Mg}$  zu rechnen.

#### 7.4 Zusammenfassung

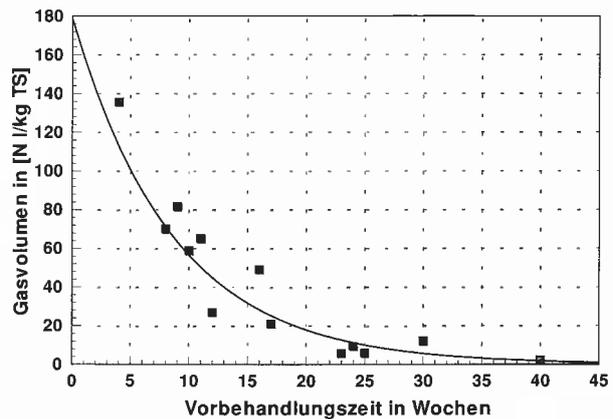
Eine emissionsarme Deponie ist charakterisiert durch Gasproduktionen auf niedrigstem Niveau, einer eingeschränkten Belastung der Sickerwässer und geringen Setzungen.

Wie gezeigt werden konnte, minimiert eine mechanisch-biologische Restabfallbehandlung die Gasmenge aus dem Deponiekörper, da die mikrobiell umsetzbaren Stoffe entweder während der Behandlung umgesetzt oder in stabile Huminstoffe umgebaut wurden. Die Restgasmenngen sind von der Intensität und Dauer der Behandlung abhängig. So läßt sich das Entgasungspotential nach praxisüblicher Behandlung auf ein Niveau drücken, das unter  $40 \text{ m}^3/\text{Mg}$  Abfall liegt. Damit kann das Gas nicht mehr als kritischer Emissionsfaktor gewertet werden.

Die Sickerwasserkonzentrationen für organische Inhaltsstoffe nähern sich als TOC gemessen dem Wert von  $100 \text{ mg/l}$ , der als Zuordnungswert im Eluat in Anhang B der TASI gefordert wird. Die Unterschreitung dieses Wertes ist derzeit nicht als gesichert zu sehen. Die entsprechenden Zusammenhänge zwischen Behandlung und TOC im Sickerwasser bedürfen einer weiteren Klärung.

Setzungen sind bei der Ablagerung von mechanisch-biologisch behandeltem Restabfall deutlich reduziert gegenüber unbehandeltem Abfall.

**Abb.7.10: Gasproduktion in Abhängigkeit von der biologischen Behandlungsintensität, ausgedrückt als Behandlungszeit**



Sie belaufen sich auf ca. 10 % des Setzungsmaßes unbehandelter Abfälle.

Das verringerte Porenvolumen und die wesentlich höheren Dichten von biologisch behandeltem Restabfall bedingen, daß über neue Betriebsformen der Deponie nachgedacht werden muß.  $K_f$ -Werte unter  $10^{-7} \text{ m/s}$  führen zu sehr geringen Sickergeschwindigkeiten und damit zu eventuellen Schwierigkeiten beim konventionellen Einbau.

#### Literatur

- Bidlingmaier, W. und Rieger, A. (1995)*  
Lysimeterversuche zur Entgasung und Sickerwasserbestimmung von vorbehandeltem Restabfall; Forschungsbericht Universität Essen, 1995
- Blümel, W. (1993)*  
Zur Untersuchung der Standsicherheit von oberirdischen Abfalldeponien; Müll und Abfall, 10/1993
- Collins, H.-J. und Spillmann, P. (1974)*  
Lagerungsdichte, Abbauparameter, Sickerwasseranfall und -belastung in einer Rottedeponie; Müll und Abfall, 3/74
- Dahm, W. (1994)*  
in: Kollbach, J. St.; Gebel, J.: Sickerwasserreinigung – Stand der Technik 1993/94- zukünftige Entwicklung; EF-Verlag für Energie- und Umwelttechnik GmbH, Berlin, 1994
- Ehrig, H. J. (1989)*  
Sickerwasser aus Hausmülldeponien; in: Hösel/Schenkel/ Schnurer (Hrsg.), Müllhandbuch (KZ 4587), Lfg. 1/1989

- Ehrig, H.-J. et al.* (1995)  
Effect of pre-composting on the behaviour of MSW landfills; Sardinia 95, 1995
- Henke, K. F.* (1985)  
Standesicherheit von Deponien aus Müll- und Abfallstoffen; in: Hösel/ Schenkel/ Schnurer (Hrsg.), Müllhandbuch (KZ 4546), Lfg. 3/1985
- Höring, K.* (1997)  
schriftliche Mitteilungen, unveröffentlicht, 1997
- Leikam, K. und Stegmann, R.* (1995)  
Emissionsverhalten von mechanisch-biologisch vorbehandelten Restabfällen. Waste Reports Nr. 2 „Emissionsverhalten von Restmüll“ (Hrsg.: P. Lechner), Abfallwirtschaft Universität für Bodenkultur Wien, August 1995
- Müller, W.* (1995)  
Leistungsfähigkeit der biologischen Restmüllbehandlung und Auswirkung der biologischen Vorbehandlung auf die Stabilität des zu deponierenden Materials; Studienreihe Abfall Now Band 14, 1995
- Meyer-Knufinke, Th.* (1991)  
Die Restdeponie Dußlingen; Zeitgemäße Deponietechnik V, Vertiefenseminar, März 1991
- Scheelhaase, T. und Bidlingmaier, W.* (1997)  
Deponieverhalten von mechanisch-biologisch vorbehandelten Abfällen. 5. Münsteraner Abfallwirtschaftstage, Hrsg.: Gallenkemper, Bidlingmaier, Doedens, Stegmann, Januar 1997
- Spillmann, P.* (1981)  
Erhöhung der Lagerungsdichte durch Vorbehandlung der Abfälle; 13. Abfallwirtschaftsseminar an der TU Berlin, 1981
- Stegmann, R.* (1981)  
Beschreibung des Verfahrens zur Untersuchung anaerober Umsetzungsprozesse von festen Abfallstoffen im Deponiekörper. Müll und Abfall, Heft 2, 1981
- Stegmann R., Leikam, K. et al.* (1995)  
Abschlußbericht zu Versuchen zur mechanischen und biologischen Restabfallvorbehandlung in Gebietskörperschaften des Landes Schleswig-Holstein, 1995
- Turk, M. und Maak, D.* (1997)  
schriftliche Mitteilungen, unveröffentlicht, 1997
- Wiemer, K.* (1981)  
Die Lagerungsdichte von Abfällen in Deponien; Verlängerung der Nutzungsdauer von Deponien; 13. Abfallwirtschaftsseminar an der Technischen Universität Berlin, 1981
- Wiemer, K.* (1983)  
Ablagerungsdichte und Setzungen; Hösel/ Schenkel/ Schnurer (Hrsg.), Müllhandbuch (KZ 4590), Lfg. 2/1983

## 8. Ablagerungsverhalten thermisch behandelter Restabfälle

M. Turk, H.-J. Collins, P. Lechner, K.-U. Heyer, D. Regener

### 8.1 Situation, Allgemeines

Deponien für Rückstände aus der Verbrennung von festen Siedlungsabfällen (die teilweise in der Literatur auch gewählte Bezeichnung „Hausmüllverbrennungsschlacke“ ist nur korrekt, wenn nur Hausmüll verbrannt wird) sind in ihrem Deponieverhalten bisher kaum betrachtet worden. Im Zuge der Umsetzung der TA Siedlungsabfall (TASI) und der in der Fachwelt bundesweit geäußerten Kritik an Zuordnungswerten des Anhangs B der TASI bezüglich deren mangelnder Aussagekraft über das zu erwartende Deponieverhalten eines vorbehandelten Abfalls (*Krasson*, 1994; *Münnich*, 1994) kommt dem Ablagerungsverhalten von MVA-Schlacke nun ein besonderes Interesse zu.

Nach *Bilitewski et al.* (1990) wurden Ende der 80er Jahre von ca. 3 Mio. t in der Bundesrepublik Deutschland erzeugter MVA-Schlacke etwa zwei Drittel aufbereitet und davon etwa die Hälfte, d.h. insgesamt gut ein Drittel verwertet. Zwei Drittel der produzierten Schlacke wurde deponiert. Neuere Erhebungen (*Krass et al.*, 1994) gehen von einer reduzierten Schlackemenge aus (siehe Tabelle 8.1) und geben höhere Verwertungsraten (bis zu zwei Drittel) an.

**Tabelle 8.1: Anfall- und Verwertungsmengen von MVA-Schlacken (*Krass et al.*, 1994)**

	HMV-Schlacke			Jahr der Erhebung
	Anfall [Mio. t/a]	Verwertung [Mio. t/a]	Verwertungsrate [%]	
Bundesrepublik Deutschland (alte Bundesl.)	k. A.	k. A.	36	1987
	2,64	1,80	68	1989
	2,40	1,45	60	1991

k. A.: keine Angabe

Bevor eine Müllverbrennungsschlacke „verwertet“ werden kann, muß sie i.d.R. „aufbereitet“ werden. Nach dieser Aufbereitung sind nach Angaben von *Krass et al.* (1994) etwa 60 % verwertbar. Etwa 30 % bleiben als nicht oder eingeschränkt (Verwendung beim Deponiebau unter kontrollierbaren Bedingungen) verwertbar übrig

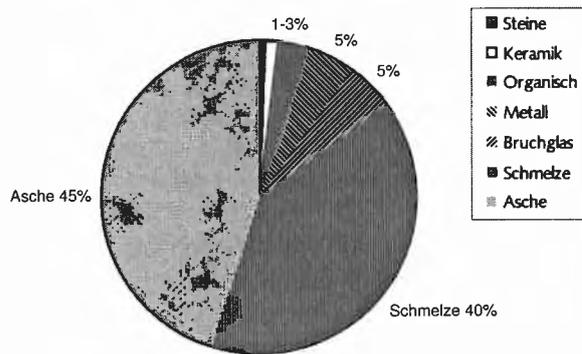
und werden deponiert, ca. 10 % der Rohschlacke läßt sich recyceln (Schrott) oder anderweitig verwerten. Über die Deponierfähigkeit, speziell bezüglich der Anforderungen gemäß TASI, der nicht verwertbaren Schlackenbestandteile finden sich keine Angaben. Es ist somit unklar, ob diese Reste aus der Schlackenaufbereitung die Kriterien einer Deponie der Klasse II nach TASI erfüllen (Glühverlust, Schwermetalle).

Bislang wurde nach Angaben des ATV/BDE/VKS-Fachausschusses 3.6 „Deponien“ (1995) der größte Teil (ca. 90 %) verwertbarer MVA-Schlacke im privaten Baubereich verwendet, der Rest wurde weitgehend im öffentlichen Wegebau und für den Deponiestraßenbau eingesetzt. Durch die Konkurrenz von anderen Recyclingmaterialien wie z.B. aufbereitetem Bauschutt und durch die Vorortaufbereitung und -wiederverwendung von Straßenaufbruchmaterial ist ein auf die Dauer sinkender Absatzmarkt für MVA-Schlacke nicht auszuschließen. Andererseits ist durch den Bau weiterer Anlagen zur thermischen Abfallbehandlung als Folge des noch geltenden Glühverlustgrenzwertes der TASI ein Anstieg der Schlackenproduktion zu erwarten, was dann mittelfristig einen gesteigerten Bedarf an MVA-Schlackedeponien bewirken könnte. Inwieweit eine direkte Verwendung der MVA-Schlacke als bergbaufremder Versatzstoff eingesetzt werden kann, wird noch diskutiert. Wegen des krümeligen oder staubförmig trockenen Zustandes ist sie häufig für eine direkte Verarbeitung als Versatz ungeeignet. („Techn. Regeln für den Einsatz bergbaufremder Reststoffe/Abfälle als Versatz“ des Länderausschuß Bergbau, 1995, zit. bei ATV/BDE/VKS, 1995).

### 8.2 Petrologie von MVA-Schlacke

Müllverbrennungsschlacken aus Rostfeuerungsanlagen, das sind über 90 % der in der Bundesrepublik Deutschland und in der Schweiz betriebenen Anlagen zur thermischen Behandlung von festen Siedlungsabfällen, bestehen nach Angaben von *Lichtensteiger et al.* (1994) überwiegend aus Schmelzprodukten und aus

**Abb. 8.1: Volumenverhältnis der Materialgruppen in MVA-Schlacke (porenfrei). Die Angaben basieren auf optischen Schätzungen an Dünnschliffen (aus: Lichtensteiger et al. (1994))**



Aschen. Weitere Bestandteile sind Bruchglas, Keramik, Gesteins- und Metallkomponenten sowie nicht oder unvollständig mineralisierte organische Reste. In der Abbildung 8.1 ist die volumetrische Verteilung der genannten Komponenten dargestellt.

Da nur ein Teil des Verbrennungsrückstandes aus geschmolzenem Material besteht, ist es technisch richtiger, von „Müllverbrennungs-Asche“ zu sprechen. Eine echte Schlacke, d.h. durchgehend aufgeschmolzenes Material können nur Hochtemperaturverfahren, wie z.B. das KWU-Schmelzbrenn-Verfahren, produzieren. Da sich aber weitgehend der Begriff „Müllverbrennungs-Schlacke“ eingebürgert hat, soll dieser Begriff nachfolgend, wenngleich technisch unkorrekt, weiterverwendet werden.

Nach Untersuchungen von Lichtensteiger et al. (1994) sind „Schlacken“ aus der Hausmüllverbrennung auf Rosten sehr porös. Danach liegt deren Porosität bei etwa 50 %, wobei es sich überwiegend um Großporen handelt. Diese bei der Abkühlung durch Entgasung entstandenen Poren sind nach Angaben von Lichtensteiger et al. (1994) kommunizierend, d.h. sie erlauben einen ungehinderten Stofftransport. Gleichzeitig sind darin Neubildungen und Wiederausfällungen von z.B. Eisenoxiden/-hydroxiden und Chloriden möglich. Nach Lahl (1994) sind vor allem „frische“ MVA-Schlacken sehr stark auslaugbar, so daß vor deren Verwertung als Baustoff unbedingt eine Aufbereitung (z.B. Laugung, Alterung) erforderlich ist. Die im Verbrennungsprozeß gebildeten Glasphasen der Schmelzprodukte sind nach Lichtensteiger et al. (1994) zudem nicht kristallin, sondern amorph und damit deutlich weni-

ger stabil als die Glasphasen im Bruchglas des Abfallinputs (kristalline „Durchläufer“). Dies bedeutet, daß die geschmolzenen, glasigen Schlackebestandteile i.d.R. nicht inert sind und damit nach der Ablagerung chemischen Reaktionen unterliegen können.

Zu diesem Ergebnis kommen auch Zevenbergen et al. (1995), die mit Untersuchungen an abgelagerter MVA-Schlacke in den Niederlanden zeigten, daß sich die Glasphasen der Schlacke durch Verwitterungsprozesse langfristig zu Ton und tonähnlichen Mineralien umsetzen. Dieser Umsetzungsprozeß ist maßgebend für die Mobilisierung der meisten Schlackeeinhaltsstoffe. Nach Zevenbergen et al. (1995) kann die MVA-Schlacke nicht als chemisch beständig bezeichnet werden, vielmehr sei sie „thermisch aktiviert“, d.h. sie reagiert durch Mobilisierung von Inhaltsstoffen auf chemische (z.B. pH-Wert-Verschiebung) und hydrodynamische (z.B. Wassergehalt) Veränderungen im Deponiekörper.

### 8.3 Erfahrungen mit bestehenden MVA-Schlackedeponien

Wie schon unter Abschnitt 1 erwähnt, sind die bisherigen Erkenntnisse über das Ablagerungsverhalten von MVA-Schlacken im Vergleich zu denen von herkömmlichen Siedlungsabfalldeponien gering. Erste Untersuchungen an Schlackedeponien von Braun (1975) in der Schweiz und von Fichtel u. Beck (1984) an der Deponie Großmehring in Bayern beschäftigten sich vorwiegend mit dem Auslaugverhalten des Deponiegutes. Spätere Untersuchungen in der Schweiz von Hämmerli, Lichtensteiger et al. und Johnson (1994) beschäftigten sich dann intensiver mit den Reaktionen, die im Schlackedeponiekörper ablaufen und untersuchten deren Auswirkungen auf das mittel- bis langfristige Festigkeits- und Auslaugverhalten der Schlacke. Untersuchungsergebnisse von Turk und Wittmaier (1994) beschreiben erstmals das Entwässerungsverhalten von MVA-Schlackedeponien. Kersten et al. (1995) führten umfangreiche Untersuchungen zum Schwermetall-Emissionspotential einer seit 1991 in der Schweiz betriebenen MVA-Monoschlackedeponie durch.

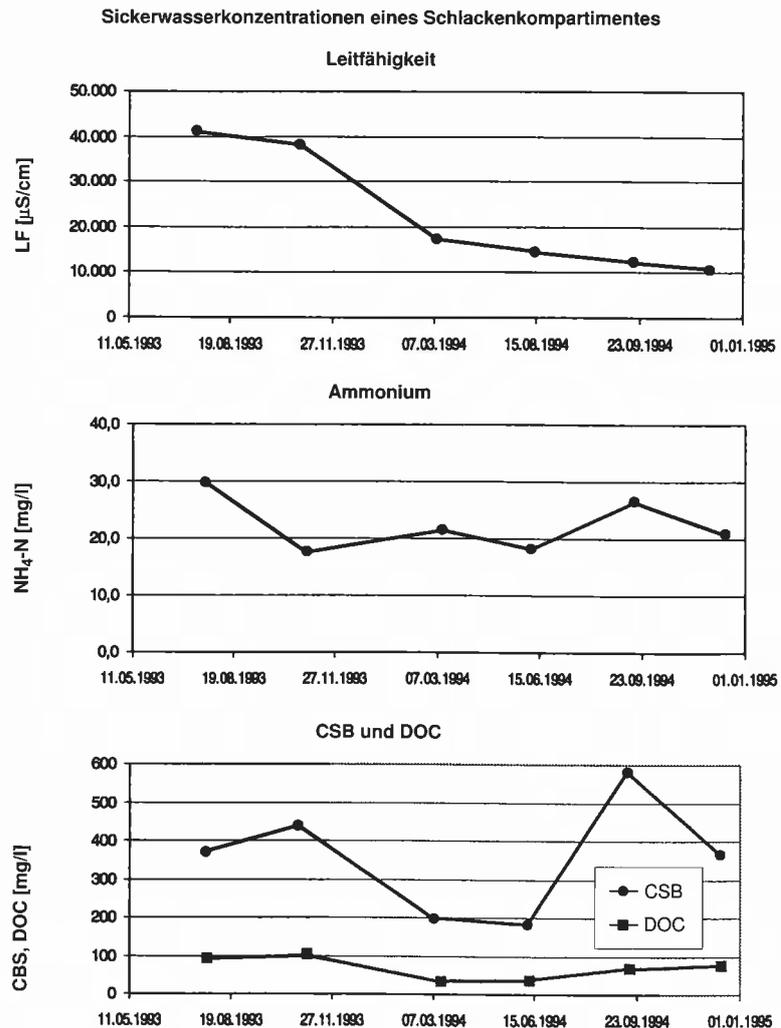
Nachfolgend sind die wesentlichen Erkenntnisse aus den obengenannten Untersuchungen zusammengestellt. Die einzelnen Aussagen beziehen sich z.T. auf Untersuchungsergebnisse, die an, früher oft üblichen, gemeinsamen Ablagerung von MVA-Schlacken und Filterstäuben er-

mittelt wurden. Diese Ablagerungsform wird i. d. R. zwar heute nicht mehr praktiziert, aber nach Angaben von *Lichtensteiger et al.* (1994) laufen die dort ermittelten Reaktionen, wenn auch in verminderter Intensität, ebenfalls in „reinen“ Schlackedeponien mit Material aus modernen Müllverbrennungsanlagen ab.

Folgende Prozesse bei der Ablagerung von MVA-Schlacke wurden bisher beobachtet:

- Es konnte eine **Verfestigung** der abgelagerten Schlacken festgestellt werden, die jedoch nicht gleichmäßig verläuft und auch nicht direkt vom Alter der abgelagerten Schlacken und von deren Lagerungstiefe abhängig ist.
- Die **Temperatur** in dem Schlackekörper erhöhte sich stellenweise auf über 90°C (bei Schichten mit mehr als 2 m Mächtigkeit). Diese hohen Temperaturen konnten über lange Zeiträume (deutlich über 10 Jahre) festgestellt werden.
- Durch die hohen Temperaturen findet eine lokale Wasserverdunstung statt, die damit **Salzausfällungen** verursacht. Diese Salzausfällungen können u. a. zu Verkrustungen im Entwässerungssystem oder auch zu Sperrhorizonten im Deponiekörper führen. Dadurch verursachte Hangquellen konnten beobachtet werden.
- Das im Sickerwasser gelöste  $\text{Ca(OH)}_2$  kann mit dem  $\text{CO}_2$ -Gehalt der Luft in dem Entwässerungssystem reagieren. Dadurch kommt es zu **Ausfällungen** von  $\text{CaCO}_3$  und zu einem teilweisen oder vollständigen Versagen des Entwässerungssystems (*Ernst u. Lhotzky, 1995*).
- Bei den in MVA-Schlackematerial vorliegenden **Festphasen** konnte eine deutliche Labilität festgestellt werden, die sich auch über lange Zeiträume (Jahrzehnte) nicht stabilisierte. Dies bewirkte sowohl bei den Schmelzprodukten (z. B. durch Rekristallisation) als auch bei den nicht geschmolzenen Aschebestandteilen physikalisch-chemische Veränderungen.

**Abb. 8.2: Sickerwasserbelastung eines Schlackenkompartimentes (Loosli, 1995)**



- Bei den **Inhaltsstoffen** verändern sich hauptsächlich die Chloridgehalte, die in relativ kurzfristigen Zeiträumen abnehmen. Hier spielen die vorhandenen Wassergehalte eine entscheidende Rolle, da die Chloridreduktion durch Ausschwemmung erfolgt. Hingegen kommt es bei den Eisengehalten durch Korrosionsprozesse teilweise zu Anreicherungen. Bei den anderen Inhaltsstoffen sind die Veränderungen gering.

Die **Sickerwasserkonzentrationen** eines Schlackenkompartimentes einer Schweizer Deponie sind in Abbildung 8.2 aufgetragen. Deutlich ist die rasche Abnahme der Salze, gemessen als Leitfähigkeit, zu sehen, während die organische Belastung über den Beobachtungszeitraum von 16 Monaten kaum abnimmt.

In Tabelle 8.2 sind die Gehalte von Sickerwässern aus MVA-Slackedeponien den Werten

Tab. 8.2: Vergleich von Sickerwasserinhaltsstoffen aus MVA-Schlackedeponien, Hausmülldeponien und Deponien mit mech.-biol. vorbehandeltem Abfall (Braun, 1975; Fichtel et al., 1984; Hjelmar, 1989; SRU, 1990; Spillmann u. Collins, 1979; TURK u. Wittmaier, 1994; Maak, 1995; Turk, 1995 a)

Parameter	Einheit	Sickerwässer aus HMV-Schlackedeponien (teilweise mit Flugstäuben)		Sickerwässer aus Hausmülldeponien (LAGA-Werte)		Deponien mit mech.-biol. behandeltem Abfall		zulässig nach 51. Anhang R-AbwVwV Indirekteinl.
		Min	Max	Min	Max	Min	Max	
pH	-	8,1	10,5	3,5	9	6,9	7,6	-
el. Leitf.	mS/cm	8,9	56,2	2	25	3,8	8,2	-
ARÜ	mg/l	15.400	51.200	-	-	-	-	-
Glührückst.	mg/l	15.000	33.400	-	-	-	-	-
abfilt. St.	mg/l	102	102	-	-	-	-	20
DOC	mg/l	10	400	120	22.000	-	-	-
CSB	mg/l	14	580	500	80.000	326	1100	200
BSB5	mg/l	<1	1.700	100	45.000	<3	139	-
Na	mg/l	300	9.800	50	4.000	414	586	-
K	mg/l	100	10.000	10	2.500	193	403	-
Ca	mg/l	92	4.300	30	2.500	147	386	-
Mg	mg/l	9	80	50	2.000	-	-	-
Cl	mg/l	290	19.600	100	15.000	716	1971	-
NH4-N	mg/l	0,18	190	20	3.000	24	226	-
NO2	mg/l	0,16	0,16	n.n.	25	-	-	-
NO3	mg/l	<20	190	n.n.	50	0	31	-
SO4	mg/l	70	5.800	50	3.000	-	455	-
AOX	mg/l	0,128	0,128	0,032	3,35	0,4	1	0,5
Fe	mg/l	0,24	17	1	1000	1,9	9	-
Mn	mg/l	0,02	0,08	1	75	-	-	-
Pb	mg/l	<0,0001	0,9	0,02	1	-	-	0,5
Cu	mg/l	<0,0005	0,48	0,01	1	-	-	0,5
Zn	mg/l	<0,01	2,5	0,1	10	-	-	2
Cd	mg/l	<0,00005	0,15	0,001	0,1	-	-	0,1
Ni	mg/l	<0,02	0,6	0,02	2	-	-	0,5
Cr ges.	mg/l	<0,0001	0,1	0,02	1,5	-	-	0,5
Hg	mg/l	<0,00005	0,108	0,00002	0,05	-	-	0,05
As	mg/l	0,0034	0,025	<0,00001	1	-	-	-

von Hausmülldeponien und von Deponien mit mechanisch-biologisch vorbehandelten Abfällen gegenübergestellt. Alle Parameter weisen eine sehr große Spannbreite von Werten aus, die einen direkten Vergleich erschwert. Deutlich wird jedoch, daß eine Vorbehandlung der Abfälle die Sickerwasserbelastungen deutlich reduzieren.

#### 8.4 Langzeitverhalten von MVA-Schlackedeponien

##### 8.4.1 Umsetzungsprozesse

Über das Langzeitverhalten von MVA-Schlackedeponien ist z.Z. sehr wenig bekannt. Damit können z.B. die Veränderungen der Sickerwasserinhaltsstoffe über die Zeit nur abgeschätzt werden. Bei den Gehalten an leicht löslichen Salzen ist davon auszugehen, daß diese zu Beginn hoch sind und mit der Zeit relativ stark abnehmen („klassische“ Salzauslaugung). Bei den Metall- und Schwermetallgehalten ist hingegen mit einer Erhöhung der Sickerwasserinhaltsstoffe aufgrund von chemischen Reaktionen (siehe nachfolgende Zusammenstellung) im Deponiekörper über die Zeit zu rechnen.

Das Langzeitverhalten der abgelagerten Schlacken wird hauptsächlich von den Elementen Calcium, Silizium, Eisen, Aluminium, Magnesium und dem organischen Kohlenstoff bestimmt. Die Umwandlungsprozesse laufen in Abhängigkeit von chemisch-physikalischen Faktoren wie z.B. dem Wasserhaushalt (Wasserzufuhr, Staunässe), den Temperaturverhältnissen im Deponiekörper, der Kornporosität sowie der Mineralgenese ab, wobei einige Reaktionen innerhalb von Wochen, andere in Tausenden von Jahren ablaufen (Ekesa, 1992; Lichtensteiger et al., 1994; Johnson, 1994). Für die langfristig zu erwartende Schwermetallmobilität sind vor allem jene Alterungsprozesse relevant, welche den pH-Wert insgesamt absenken und somit die Schwermetalllöslichkeit erhöhen können. Dies sind im einzelnen folgende Prozesse:

- Im Verbrennungsprozess **oxidiertes Calcium** unterliegt bei Wasserkontakt heftigen Hydrationsreaktionen, die u.a. zu starker Erwärmung in Schlackeablagerungen genügender Mächtigkeit (z.B. gemäß den Ergebnissen von Lichtensteiger et al. (1994) an Schweizer

Schlackedeponien ab 2 m Schichtdicke) führen. Das hydratisierte Calcium wird im Laufe der Alterung karbonatisiert, was zu einer pH-Wert-Absenkung aus dem stark basischen Bereich in den eines Carbonatpuffers (pH 8,3) führt.

- Elementares **Eisen** wird über längere Zeiträume, ebenfalls unter Wärmeentwicklung, zu Eisen (III) oxidiert. Die Eisenionen fallen als Hydroxide aus und senken somit ebenfalls den pH-Wert.
- Elementares **Aluminium** befindet sich ebenfalls in der Schlacke. Es spaltet aufgrund seiner hohen Affinität zum Sauerstoff Wasser auf, wobei Wasserstoffgas freigesetzt wird. Das entstehende Aluminiumion bindet ebenfalls Hydroxidionen und führt zur pH-Wert-Senkung.
- **Sulfide**, die lt. *Redle* (1992) bis zu 50 % des Gesamtschwefels in der Schlacke ausmachen, werden im Verlauf von natürlichen Alterungsprozessen bei gleichzeitiger Bildung von Schwefelsäure oxidiert. Auch diese Reaktion wirkt pH-Wert-senkend.
- Der verbliebene **organische Kohlenstoff** ist ein potentiell reaktiver Inhaltsstoff der Schlacken, dessen Verhalten derzeit erforscht wird. Denkbar sind hier beim weiteren Abbau dieser Restorganik sowohl auslaugfördernde wie auch auslaughemmende Reaktionen. So ist zum einen eine schwermetalllösende Wirkung durch organischen Säuren möglich, zum anderen ist aber auch die komplexierende und damit schwermetallbindende Wirkung durch Huminstoffe nicht auszuschließen.
- Das Verhalten der **übrigen NE-Schwermetalle** wird im wesentlichen durch die Reaktionen der Hauptelemente (Silizium, Calcium, Eisen und Aluminium) bestimmt, die einzelnen Schwermetalle können in Abhängigkeit ihrer Festphasenbindungsform untereinander reagieren (galvanische Reaktionen).

Die Prozesse in einer Schlackeablagerung führen zu Sickerwasserkonzentrationen, die in drei Phasen unterteilt werden können (*Rich*, 1992):

**Phase 1:** Direkt nach der Ablagerung der Schlacken

Es ist eine Art „wash-off“-Effekt zu erwarten, der zu erhöhten Sulfat- und Chloridkonzentrationen führt. Die Auswaschung von Alkali- und Erdalkalihydroxiden führt zu hohen pH-Werten im Sickerwasser.

**Phase 2:** Nach weitgehender Entfrachtung der Chlorid- und Sulfatanteile

Ein Teil des Calciums, das vorher als Hydroxid vorlag, ist karbonatisiert; das Sickerwasser wird in seiner Zusammensetzung durch das Kalk-Kohlensäuregleichgewicht kontrolliert.

**Phase 3:** Nach weitgehendem Abbau des Carbonatpuffers der Schlacke

Es stellt sich ein niedriger pH-Wert ein, der durch noch vorhandene Oxide und Silikate gepuffert wird. Es muß mit erhöhten Schwermetallkonzentrationen im Sickerwasser gerechnet werden.

Tabelle 8.3 enthält eine Abschätzung von Schlackensickerwasserkonzentrationen basierend auf Löslichkeitsberechnungen und Daten von Schlackensickerwässern (*Rich*, 1992). Die Daten können nur einen Trend aufzeigen, dem längerfristige Untersuchungsergebnisse für Sickerwasser aus Schlackedeponien noch fehlen. Die für Phase 2 angegebenen Belastungen sind vergleichsweise gering, aber für Phase 3 wird ein verstärkter Schwermetallaustrag erwartet.

**Tabelle 8.3: Abschätzung von Sickerwasserkonzentrationen (in mg/l) (*Rich*, 1992)**

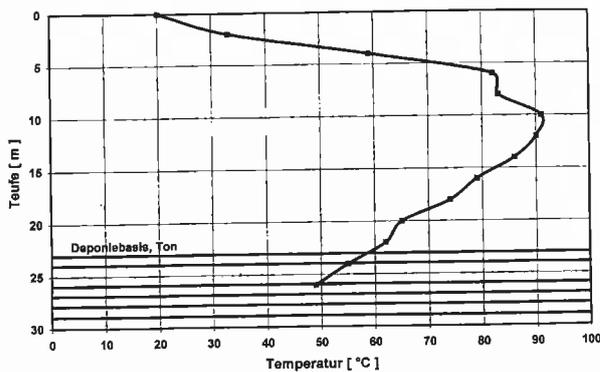
Parameter	Phase 1	Phase 2	Phase 3
pH	> 8,3	7,3 - 8,3	( 5 - 6
Ca	( 16 - 60	16 - 60	< 16
Cl	100 - 5.000	< 100	< 100
SO <sub>4</sub>	100 - 5.000	< 100	< 100
Pb	( 0,3	( 0,006	#
Zn	( 0,1	( 0,5	#
Cd	( 0,03	( 0,06	#
Cu	( 3	( 0,5	#
Dauer	Jahrzehnte	Jahrtausende	(?)

# Gegenüber Phase 2 muß mit erhöhten Schwermetallkonzentrationen gerechnet werden

#### 8.4.2 Auswirkungen der Wärmeentwicklung im Deponiekörper auf das Basisabdichtungssystem

Die hohe Temperaturentwicklung im Deponiekörper kann problematisch für das Abdichtungssystem der Deponie sein. Wie *Collins* et al. (1988) schon in einfachen Untersuchungen nachweisen konnten, führt die Temperaturdifferenz zwischen Untergrund und Deponiekörper bei einer kombinierten Basisabdichtung zur Austrocknung und damit u.U. zur Rißbildung in der mineralischen Dichtungsschicht. Das bedeutet, daß im Falle einer Zerstörung der KD-Bahn die mineralische Schicht nicht mehr ihrer Funktion

**Abb. 8.3: Temperaturprofil in einer MVA-Schlackedeponie (Turk, 1995 b)**



nachkommen kann und ein entsprechender Sickerwasseraustritt in den Untergrund erfolgen kann.

Das in Abbildung 8.3 dargestellte Temperaturprofil zeigt, welche Temperaturen im Schlackekörper und im tonigen Untergrund (nicht basisgedichteter Teil) der Schlackedeponie anstehen (Messung erfolgte bis 3 m in den tonigen Untergrund hinein). Die hohen Temperaturen an der Basis würden Bauteile aus HD-PE stark belasten. Nach Hessel et al. (1988) kann die Zeitstandfestigkeit HD-PE bei Temperaturen von 60°C auf < 10 Jahre beschränkt sein. Wenn man die Auflasten (Scheitellast der Dränrohre) zusätzlich bedenkt, müssen Maßnahmen ergriffen

**Tabelle 8.4: Neuere Eluat- und Feststoffwerte von nicht aufbereiteten MVA-Schlacken im Vergleich zu den Zuordnungswerten der TA Siedlungsabfall (Turk u. Wittmaier, 1994; Gallenkemper et al., 1994)**

Parameter	Einheit	HMV-Schlacke (nicht aufbereitet)		Werte der TASI	
		Min	Max	DK I	DK II
<b>Feststoffkriterien</b>					
KW (F)	[M.-%]	0,012	0,075	0,4	0,8
GV (F)	[M.-%]	1,38	6,32	3	5
TOC (F)	[M.-%]	3,7	7,3	1	3
<b>Eluatkriterien</b>					
pH-Wert	[-]	7,8	12,55	13	13
Abdampfdruckst.	[M.-%]	0,7	3	3	6
el.Leitf.	[µS/cm]	931	8.040	10.000	50.000
Ammonium	[mg/l]	0,02	0,43	4	200
Fluorid	[mg/l]	4	7	5	25
Cyanid (l. fr.)	[mg/l]	0,02	0,02	0,1	0,5
Phenolindex	[mg/l]	0,1	0,1	0,2	50
DOC	[mg/l]	11,1	29	20	100
AOX	[mg/l]	0,03	0,71	0,3	1,5
Arsen	[mg/l]	0,005	0,005	0,2	0,5
Blei	[mg/l]	0,009	11,2	0,2	1
Cadmium	[mg/l]	0,005	0,005	0,05	0,1
Chrom, ges.	[mg/l]	0,05	0,05	0,05	0,1
Kupfer	[mg/l]	0,27	0,5	1	5
Nickel	[mg/l]	0,1	0,1	0,2	1
Quecksilber	[mg/l]	0,001	0,001	0,005	0,02
Zink	[mg/l]	0,05	1,5	2	5

werden, um die Entwicklung hoher Temperaturen sicher zu verhindern.

### 8.5 Einhaltung der Zuordnungswerte der TA Siedlungsabfall

Wie zuvor erwähnt, wird z.Z. der größte Teil der MVA-Schlacken verwertet. Ist die Verwertung nicht möglich, z.B. aus technischen Gründen oder weil kein Markt für die gewonnenen Produkte vorhanden ist, dann werden die MVA-Schlacken zukünftig entsprechend den Zuordnungswerten der TA Siedlungsabfall eingeordnet und abgelagert. Wie die Daten in Tabelle 8.4 zeigen, werden die Zuordnungswerte der Deponieklasse II i.d.R. problemlos eingehalten. Einzelne Überschreitungen sind lediglich bei den Parametern Blei, TOC und Glühverlust festzustellen. Für die Parameter Glühverlust und TOC sollte zur Beurteilung der Deponierfähigkeit sowohl von MVA-Schlacke wie auch von Material aus mechanisch-biologischer Vorbehandlung nur der biologisch abbaubare organische Anteil der Gesamtorganik herangezogen werden. Das LAGA-Merkblatt von 1994 „Entsorgung von Abfällen aus Verbrennungsanlagen für Siedlungsabfälle“ verweist in diesem Zusammenhang daher auch auf eine modifizierte Methode zur Bestimmung des biologisch abbaubaren Organikanteils, die von der Technischen Vereinigung der Großkraftwerksbetreiber 1993 entwickelt wurde und den Koks-kohlenstoffgehalt der Probe berücksichtigt.

Werden dann trotzdem die Zuordnungswerte der TASI überschritten, ist es nach Angaben der LAGA (1994) durch die Umsetzung zusätzlicher anlagentechnischer und/oder betrieblicher Maßnahmen (z.B. Verbesserung des Ausbrandes) möglich, die Werte der DK II einzuhalten.

Problematischer stellt sich hingegen die Situation bezüglich der Einhaltung der Zuordnungswerte für die Deponieklasse I dar. Hier kommt es zu Überschreitungen sowohl bei organischen Parametern (TOC, DOC und AOX) als auch bei den Fluoriden und dem Schwermetall Blei.

Nach Angaben von Gallenkemper et al. (1993 u. 1994) wirkt sich eine Zwischenlagerung der MVA-Rohschlacken vor deren endgültiger Deponierung positiv auf die meisten Eluatparameter aus, d.h. durch die Möglichkeit der Nachreaktion bzw. die Vorwegnahme und Beschleunigung von chemischen Reaktionen auf niedrigen Halten (ca. 2 m hoch) über den Zeitraum von mehreren Monaten soll eine Verringerung der Eluier-

barkeit der meisten Schlackeeinhaltsstoffe möglich sein.

Generell ist die Anwendbarkeit von Eluattests zur Bewertung von Feststoffqualitäten allerdings nur begrenzt einsetzbar; auf die Diskrepanz von Eluatergebnissen (Laborbedingungen, spezielle Randbedingungen) und Sickerwasserwerten sowie Feststoffreaktionen aus und im Deponiekörper (Großtechnik, vielfältig beeinflusste Randbedingungen) wurde z. B. von *Johnson* (1994) und *Münnich* (1994) hingewiesen.

## 8.6 Konsequenzen für zukünftige MVA-Schlackedeponieplanungen

### 8.6.1 Grundsätzliches

Für die technische Gestaltung zukünftiger MVA-Schlackedeponien sind eine Reihe von speziellen Anforderungen zu beachten, die so in der TASI nicht enthalten sind, aber für die Konstruktion sowie den Betrieb einer möglichst nachsorgefreien Deponie wichtig sind. Im folgenden sollen diese Punkte kurz erläutert werden. Es handelt sich vor allem um die Bereiche:

- Deponietyp und -klasse
- Vorbehandlung der MVA-Schlacken
- Ausführung des Basisabdichtungssystems
- Sickerwasserfassung und -behandlung
- Gasfassung

### 8.6.2 Deponietyp und -klasse

Entsprechend den Vorgaben des LAGA-Merkblattes für MVA-Schlacken müssen die Reststoffe aus neuen Hausmüllverbrennungsanlagen die Zuordnungswerte der Deponieklasse I nach TA Siedlungsabfall einhalten (LAGA, 1994). Es sollte jedoch auch bei „Altanlagen“ angestrebt werden, diese Werte einzuhalten bzw. durch einfache Vorbehandlungsmaßnahmen zu erreichen.

Der ATV/BDE/VKS-Fachausschuß 3.6 „Deponien“ (1995) empfiehlt zudem, wegen der in den MVA-Schlacken ablaufenden Reaktionen deren Ablagerung auch auf einer Deponie der Klasse I schwerpunktmäßig in Monodeponien bzw. Monokompartimenten durchzuführen. Ausgenommen ist die Ablagerung der Schlacke in geringer Mächtigkeit im Rahmen von Baumaßnahmen wie Deponiestraßen oder Böschungssicherung.

### 8.6.3 Vorbehandlung der MVA-Schlacken

Nach den bisher in der Schweiz und der Bundesrepublik Deutschland gesammelten Erkenntnis-

sen kann die Schlacke aus Verbrennungsanlagen für feste Siedlungsabfälle aufgrund der nicht verhinderbaren Metalloxidation und ihres Gehaltes an unverbrannter, teilweise abbaubarer Organik (*Agustoni et al.*, 1980) nicht im Sinne der TA Siedlungsabfall als reaktionsarmes oder gar reaktionsfreies Material gelten. Der Empfehlung von *Gallenkemper et al.* (1993), durch Ablagerung der Schlacke in kleinen Mieten über den Zeitraum von bis zu einem halben Jahr eine sogenannte „Alterung“ der Schlacke und damit die Vorwegnahme der wärmeerzeugenden Reaktionen zu bewirken, wird von *Johnson* (1993) nur teilweise zugestimmt. Nach Angaben von *Johnson* (1993) vermag eine künstliche Alterung nur einen Teil des in der Rostschlacke vorhandenen Reaktionspotentials abzubauen (vorwiegend hydraulische Reaktionen, eventueller biologischer Abbau der Restorganik läuft erst später ab). Metalloxidationsprozesse dagegen verlaufen z. T. wesentlich langsamer, d. h. im Bereich von Jahrzehnten bis Jahrhunderten, so daß nach Angaben von *Johnson* (1993) hier langanhaltende Reaktionsprozesse verbunden mit erhöhten Deponietemperaturen und Schwermetallfreisetzungen zu erwarten sind.

Einfache Schlacke-Vorbehandlungsmaßnahmen, die zur Erreichung der Zuordnungswerte der Deponieklasse I nach TA Siedlungsabfall beitragen und teilweise auch technisch umgesetzt werden, können z. B. sein:

- Waschung der MVA-Schlacken im NaBentschlacker (Verringerung der Parameter Chlorid und elektrische Leitfähigkeit)
- Alterung der MVA-Schlacke unter kontrollierten Bedingungen (z. B. bei Zugabe von CaO Verringerung der Sulfat-Gehalte, Verringerung der auswaschbaren Schwermetallgehalte durch CO<sub>2</sub>-Begasung, eventuell auch durch Belüftung erreichbar)
- Befeuchtung der MVA-Schlacken bei der Ablagerung (Verstärkung der Hydratationseffekte)

### 8.6.4 Ausführung des Basisabdichtungssystems

Da bei der Ablagerung von MVA-Schlacke Temperaturentwicklungen von mehr als 80°C festgestellt wurden, sollte zukünftig beim Neubau von Schlackedeponien Konstruktionselemente wie Dichtungsbahnen und Dränrohre verwendet werden, die auch unter erhöhten thermischen Belastungen mechanisch stabil sind. Herkömm-

liche thermoplastische PE-Bauelemente könnten sonst unter Temperatur und Auflast versagen und diverse Probleme nach sich ziehen (Versagen der Dränung, Sickerwasseraustritt in den Untergrund, Sickerwassereinstau in der Deponie, „Hangquellen“).

Bei Verbringung der Schlacke auf eine Deponie der Klasse I sollte auch der Kationenaustausch im Ton durch salziges Sickerwasser beachtet werden. Dieser möglichen chemischen Reaktion zwischen mineralischer Dichtung und Sickerwasser sollte mit der Auswahl des Tonminerals Rechnung getragen werden, da sich durch eine Änderung der Ionenbelegung des Tones seine Struktur und sein physikalisches Verhalten ändern können.

#### 8.6.5 Sickerwasserfassung und -behandlung

Bislang sind bei zwei MVA-Schlackedeponien Salzverkrustungen im Dränsystem entdeckt worden, die zu einem Verstopfen der Rohre führten. Diesem Phänomen muß Aufmerksamkeit in Form von weiteren Untersuchungen und präventiven konstruktiven Maßnahmen (grobes Dränmaterial, eventueller Verzicht auf Trennvliese, etc.) gewidmet werden. Eine Ursache dafür kann das veränderte Kalk-Kohlensäure-Gleichgewicht im Dränrohr sein (Ernst und Lhotzky, 1995). Inwieweit die Vorbehandlung der Schlacke durch eine Waschung (Chlorid- und Sulfatverminderung) oder ein Einbau unter wettergeschützten Bedingungen (Reduzierung des Niederschlag-eintrags) einer möglichen Inkrustationsbildung durch Salzkristallisation entgegenwirken können, sollte ebenfalls näher untersucht werden.

Für die Reinigung von Sickerwasser aus MVA-Schlackedeponien sind Verfahren denkbar, die auch bei der Waschwasserbehandlung aus der Schlackenaufbereitung Anwendung finden. Es sind in erster Linie Umkehrosmose- und Elektrodialyseverfahren, mit denen vornehmlich die Salze aufkonzentriert werden. Das Konzentrat kann anschließend eingedampft werden.

#### 8.6.6 Gasfassung

Wegen des geringen Anteiles an mikrobiell verfügbarem Kohlenstoff wird eine Gasfassung wahrscheinlich nicht notwendig sein. In der Schlacke kann es aber zu einer nicht unbeträchtlichen, anorganischen Gasbildung kommen. So entsteht in den ersten Monaten der Ablagerung aufgrund des Anteils an metallischem Aluminium

Wasserstoffgas. Es konnte im Versuch eine Wasserstoffproduktion von mehr als 10 Litern Wasserstoff/ kg TS Schlacke festgestellt werden. Ein Temperaturanstieg in der Schlacke durch Hydratationsprozesse, gekoppelt mit einem hohen pH-Wert kann, wie beobachtet wurde, auf Schlackemonodeponien auch die Ausgasung von Ammoniak bewirken. Genaue Gasmessungen an Schlackemonodeponien wären somit empfehlenswert.

## 8.7 Offene Fragen, Forschungsbedarf

### 8.7.1 Betrieb von Verbrennungsanlagen für feste Siedlungsabfälle

Ein wichtiger Schritt auf dem Weg einer möglichst effektiven Abfallbehandlung ist dessen mechanische Aufbereitung vor der nachfolgenden thermischen (oder biologischen) Behandlung. Das LAGA-Merkblatt zur „Entsorgung von Abfällen aus Verbrennungsanlagen für Siedlungsabfälle“ von 1994 nennt hier folgende technische Maßnahmen zur Verbesserung der Qualität von MVA-Schlacken, die schon vor der thermischen Behandlungsstufe durchgeführt werden sollten:

- Ausschöpfung der Maßnahmen zur Getrenntfassung und Verwertung von Inertstoffen zur Reduzierung des Schlackeanfalls; Separierung schwermetallhaltiger Problemstoffe; Verbrennungsverbot für bestimmte Abfälle von Direktanlieferern (Negativ-Katalog);
- Erhöhung des MVA-Schlackeausbrandes durch Homogenisierung des Brenngutes vor der Aufgabe.

Die Durchführung derartiger Maßnahmen ist gegenwärtig bei Standardrostfeuerungsanlagen nur teilweise oder gar nicht üblich. Es fehlen sowohl Ablade- und Sortierplätze wie auch die Möglichkeit zur Homogenisierung der Abfälle, da die teilweise praktizierte wahllose Vermengung von einzelnen Abfallchargen im Müllbunker mit dem Aufgabegreifer nicht als Homogenisierung angesehen werden kann. Obwohl auch die TASI eine mechanische Aufbereitung des Abfalles vor der Verbrennung fordert, ist es überraschend, daß dies auch bei Neuanlagen oft nicht realisiert wird.

### 8.7.2 Forschungsbedarf

Wie mehrfach erwähnt, läßt sich eine Reihe von Fragen im Zusammenhang mit der Ablagerung von MVA-Schlacken z.Z. noch nicht beantwor-

ten. So bestehen in den folgenden Bereichen noch Wissenslücken, die durch intensive Untersuchungen an MVA-Schlackedeponien aufgefüllt werden sollten:

- Menge und Zusammensetzung der entstehenden Deponiegase; hier ist schwerpunktmäßig der Einfluß der Restorganik und der ablaufenden chemisch/ mineralogischen Prozesse von Bedeutung.
- Zeitliche Veränderung der entstehenden Sickerwässer bzgl. Menge und Zusammensetzung; auch hier spielen die ablaufenden Prozesse eine wichtige Rolle, darüber hinaus ist auch der Einfluß der Selbstverfestigung (durch Hydratation) von Bedeutung.
- Aufnahme und Auswertung von Temperaturprofilen in Schlackedeponiekörpern, Untersuchung der Bandbreite von Temperaturwicklung auf Schlackedeponien in Deutschland.
- Ermittlung des realen Ausmaßes der Auswirkungen der Temperaturentwicklung auf das Deponieabdichtungssystem.
- Untersuchung möglicher Auskristallisierungsprozesse in der Deponie bezüglich Ursprung, Intensität und Wirkung sowie die hier mögliche Einflußnahme durch Vorbehandlungsmaßnahmen.
- Effektive Auswirkung von Vorbehandlungsmaßnahmen, wie z. B. Abfallhomogenisierung vor der thermischen Behandlung auf die Schlackequalität.
- Überlegungen zur Neuformulierung oder Überarbeitung von Anforderungen an die MVA-Schlacke im Rahmen von Baumaterialqualitätsprüfungen (z. B. ökologische Beurteilung).
- Entgasungsverhalten von Schlackedeponien und dessen Auswirkung auf die Konstruktion und den Betrieb einer eventuellen Gasfassung, insbesondere auf die Betriebssicherheit.
- Sinnhaftigkeit einer Umformung von MVA-Aschen in „echte Schlacke“ d. h. Schmelzmaterial (sinnvolle Verfahren, Kosten, Energieeinsatz, Vorteile für die Verwertung oder Deponierung).
- Untersuchungen zur Simulation des alterungsbedingten Emissionsverhaltens der Schlacke, d. h. Erarbeitung aussagekräftiger und praxisorientierter Beurteilungskriterien.
- Untersuchungen zur grundsätzlichen Eignung von MVA-Schlacke als Material für den Einbau als Bergversatz (z. B. Langzeitverhalten, Auslaugbarkeit, Temperaturentwicklung).

## Literatur

- Agostoni, N., Belevi, H., Egli, TH. & Bassini, P.* (1990)  
Mikrobieller Abbau von organischen Komponenten in KVA-Schlacken. EAWAG- Jahresbericht 1990
- ATV/BDE/VKS-Fachausschuß 3.6 „Deponien“ (1995)  
Deponierung von Schlacken aus Hausmüllverbrennungsanlagen vor dem Hintergrund der Anforderungen der TA Siedlungsabfall; Zwischenbericht 1995, unveröffentlicht
- Auftraggebergemeinschaft für das Projekt EKE-SA (1992)  
Emissionsabschätzung für Kehrichtschlacken (Projekt EKESA); Abschlußbericht der MBT Umwelttechnik und EAWAG Dübendorf, Schweiz, 1992
- Bilitewski, B., Härdtle, G. und Marek, K.* (1990)  
Abfallwirtschaft – Eine Einführung; Springer-Verlag, 1990
- Braun, R.* (1975)  
Auslaugversuche mit Schlacken aus der Müllverbrennung – Ergebnisse schweizerischer Untersuchungen, 3. EAS, 1975, S. 517 – 525
- Collins, H.-J., Spillmann, P., und Hermansen, B.* (1988)  
Ist eine Folie auf der mineralischen Deponieabdichtung vertretbar? Müll und Abfall, Heft 8/1988
- Ernst, H. und Lhotzky, K.* (1995)  
Inkrustationen im Entwässerungssystem der Sonderabfalldeponie Rondeshagen, Müll und Abfall, Heft 10/1995
- Fichtel, K. und Beck, W.* (1984)  
Auslaugverhalten von Rückständen aus Abfallverbrennungsanlagen – Dargestellt am Beispiel der Rückstandsdeponie Großmehring; Müll und Abfall 8/1984, S. 220 – 2245 (I) und 11/1984, S. 331 – 339 (II)
- Gallenkemper, B. und Regener, D.* (1993)  
Emissionsarmer Einsatz von Bauschutt, Straßenaufbruch und Rost- und Kesselasche aus der Müllverbrennung; Labor für Abfallwirtschaft – Siedlungswasserwirtschaft – Umweltchemie, FH Münster, LWA-Materialien Nr. 10/93, Düsseldorf, 1993
- Gallenkemper, B., Krummow, G. und Regener, D.* (1994)  
Grundlagenuntersuchungen zur Beurteilung und Verbesserung der Umweltverträglichkeit von

Müllverbrennungsaschen; Labor für Abfallwirtschaft – Siedlungswasserwirtschaft – Umweltchemie, FH Münster, Endbericht an das Landesumweltamt NRW, Münster, 1994

*Hämmerli, H.* (1993)

Grundlagen und Berechnung der Sickerlaugung in Deponien; VDI-Seminar „Schlackeaufbereitung und -verwertung aus Verbrennungsanlagen“, Düsseldorf, 1993

*Hessel, J., Koch, R., Gaube, E., Gondro, C. und Heil, H.* (1988)

Kunststoffe Hoechst, Sonderdruck 6312 d, Langzeitfestigkeit von Deponiedichtungsbahnen aus Polyethylen

*Hjelmar, O.* (1989)

Leachate from municipal incinerator residues: Laboratory simulation and actual experience; VDI-Tagung „Reststoffe aus der thermischen Abfallbehandlung“, VDI-Bericht 753, VDI-Verlag, Düsseldorf, 1989, S. 213 – 231

*Johnson, C. A.* (1994)

Chemische Eigenschaften und Langzeitverhalten der Müllschlacke; Tagungsband „Deponierung fester Rückstände aus der Abfallwirtschaft – Endlager-Qualität am Beispiel Müllschlacke“; EAWAG-Tagung im Sept. 1993 in Ittingen, CH; ETH Zürich 1994

*Kersten, M., Moor, CH. und Johnson, A.* (1995) Emissionspotential einer Müllverbrennungsschlacken-Monodeponie für Schwermetalle; Müll u. Abfall, H. 11, 1995

*Kraschon, G.* (1994)

Sind die Summenparameter GV und TOC zur Charakterisierung des organischen Anteils im Abfall geeignet? 9. Seminar des Zentrums für Abfallforschung (ZAF) der TU Braunschweig „Abfallwirtschaft im Lichte der neuen Vorschriften“; Heft 9, Sept. 1994

*Krass, K. und Radenberg, M.* (1994)

Verwertungsraten von industriellen Nebenprodukten und Recycling-Baustoffen; in: Reimann, D. O. (Hrsg.): Entsorgung von Schlacken und sonstigen Reststoffen, Beiheft Nr. 31 zu Müll und Abfall; 1994

LAGA (1994)

LAGA-Merkblatt: Entsorgung von Abfällen aus Verbrennungsanlagen für Siedlungsabfälle; Länderearbeitsgemeinschaft Abfall (LAGA), 3/1994, Müllhandbuch Lfg. 4/1994

*Lahl, U.* (1994)

Schlackeaufbereitung durch Alterung und Laugung; in: Reimann, D. O. (Hrsg.) „Entsorgung von Schlacken und sonstigen Reststoffen“; Beiheft Nr. 31 zu Müll und Abfall; 1994

*Lichtensteiger, TH.* (1993)

Langzeitverhalten von Schlacken in Deponien; VDI-Seminar „Schlackenaufbereitung, -verwertung und -entsorgung“, München, 1992

*Lichtensteiger, TH. und Zeltner, CH.* (1994)

Wie lassen sich Feststoffqualitäten beurteilen? Tagungsband „Deponierung fester Rückstände aus der Abfallwirtschaft – Endlager-Qualität am Beispiel Müllschlacke“; EAWAG-Tagung im Sept. 1993 in Ittingen, CH; ETH Zürich 1994

*Loosli* (1995)

mündliche Mitteilung, 1995

*Maak, D.* (1995)

Weiterentwicklung der AMBRA am Beispiel der Deponien Bad Kreuznach und Nienburg; 10. Seminar des Zentrums für Abfallforschung (ZAF) der TU Braunschweig „Mechanisch-biologische Behandlung von Abfällen – Erfahrungen, Erfolge, Perspektiven –“; H. 10, Sept. 1995

*Münnich, K.* (1994)

Eignung der Parameter nach TASI für die Zuordnung des Abfalls zu Deponieklassen; 9. Seminar des ZAF der TU Braunschweig „Abfallwirtschaft im Lichte der neuen Vorschriften“; H. 9, Sept. 1994

*Redle, M.* (1992)

Sulfide in Kehrriechtschlacken; Diplomarbeit an der ETH Zürich

*Rich, H. W.* (1992)

Sickerwasserkonzentration und Stoffaustrag; in: Emissionsabschätzung für Kehrriechtschlacken (Projekt EKESA), Abschlußbericht der MBT Umwelttechnik und EAWAG Dübendorf, Schweiz, 1992, S. 110 – 115

SRU (1990)

Sondergutachten des Rates von Sachverständigen für Umweltfragen; vom September 1990 „Abfallwirtschaft“; Deutscher Bundestag, 11. Wahlperiode, Drucksache 11/8493

*Turk, M. und Wittmaier, M.* (1994)

Erhaltung der Funktionsfähigkeit von Deponieentwässerungssystemen; Abschlußbericht zum BMBF-Verbundvorhaben „Weiterentwicklung von Deponieabdichtungen“, FKZ 1440 569 A5-16, veröffentlicht Feb. 1995

*Turk, M.* (1995 a)

Aerob-Mechanisch-Biologische Restabfallbehandlung (AMBRA) auf der Deponie Wilhelmshaven-Nord; 10. Seminar des ZAF der TU Braunschweig „Mechanisch- biologische Behandlung von Abfällen – Erfahrungen, Erfolge, Perspektiven –; H. 10, Sept. 95

*Turk, M.* (1995 b)

Inkrustationen in Entwässerungssystemen von

MVA-Schlacke- und Klärschlammonodeponien; eingereicht bei „Müll und Abfall“ im Juni 1995

*Zevenbergen, C., van Reeuwijk, L. P., Bradley, J. P., Kreuzer, J. und Kroes, R.* (1995)

Leaching of heavy metals from MSW Incineration bottom ash in a disposal environment; SARDINIA 95, Fifth international landfill symposium, Cagliari, Sardinien

## 9. Schlußbetrachtungen und Ausblick

K. Soyez und D. Thrän

**Kenntnisstand und Potentiale.** Die in diesem Heft zusammengestellten Beiträge belegen eindringlich die intensiven Forschungsaktivitäten zur mechanisch-biologischen Restabfallbehandlung in den letzten drei Jahren: 1994 nahmen – abgesehen von der unverdichteten Ablagerung von Restabfällen auf Rottedeponien – erste kontrollierbare Pilotanlagen ihren Betrieb auf, und es fehlte an Betriebserfahrungen, aber auch an Zielvorstellungen, Qualitätsanforderungen und reproduzierbaren Prüfmethoden.

Nur drei Jahre später werden jährlich knapp eine Million Tonnen Restabfall mechanisch-biologisch behandelt, davon ungefähr die Hälfte in Pilotanlagen mit gekapselten biologischen Behandlungsstufen mit Kapazitäten zwischen 1.000 und 150.000 Mg/a. Kapazitäten für etwa eine weitere Million Mg/a Restabfall befinden sich in Planung oder Bau; die erste Großanlage zur Vergärung von Restabfällen steht unmittelbar vor der Inbetriebnahme.

Nicht nur die biologische, sondern auch die mechanische Behandlungstechnik geht heute bei den meisten Anlagen über das Konzept der klassischen Rottedeponie deutlich hinaus. Mehrheitlich sind Zerkleinerungsaggregate und Siebssysteme zur Abscheidung des heizwertreichen Überkorns installiert. Die an diesen Anlagen vorgenommenen Untersuchungen lassen differenzierte Aussagen zur Qualität dieser Behandlungsverfahren zu:

- Bei der Abtrennung der heizwertreichen Fraktion dürften sich durch eine schrittweise Anpassung der eingesetzten Aggregate sowohl die Kosten als auch die Emissionen noch deutlich reduzieren lassen. Die Abtrennung einer inerten Feinfraktion läßt sich durch naßmechanische Trennverfahren erreichen.
- Bei aeroben Behandlungsverfahren treten relevante gasförmige Emissionen überwiegend während des Temperaturanstieges zu Beginn des Rotteprozesses auf. Die ungereinigte Abluft der biologischen Behandlung hält sämtliche Grenzwerte der TA Luft ein.
- Anaerobe und alternierend aerob-anaerobe Behandlungsverfahren ermöglichen im Labor-

maßstab einen gezielten Schadstoffabbau. Die Erprobung in Pilotanlagen steht bevor.

- Je nach Restabfallzusammensetzung, Behandlungsverfahren und Behandlungsdauer beträgt der Glühverlust des erzeugten Produktes zwischen 15 und 40 Prozent.
- Die spezifischen Behandlungskosten liegen je nach mechanischem und belüftungstechnischem Aufwand bei 50 – 150 DM/Mg für aerobe Verfahren. Vergärungsverfahren sind voraussichtlich etwas kostenintensiver. Auch eine vollständige Verbrennung des behandelten Materials kann mit einer angepaßten Logistik ökonomisch vorteilhaft sein.

**Stoffstrommanagement.** Die Vielzahl der mechanisch-biologischen Anlagenkonzepte, die der stofflichen und energetischen Verwertung, der Verbrennung und der Deponierung jeweils einen unterschiedlichen Stellenwert einräumen, verdeutlicht, daß diese Art der Vorbehandlung heute als ein Modul im Verbund mit anderen Technologien zu verstehen ist. Die biologisch-mechanische Abfallbehandlung hat damit zu der aktuellen Diskussion um eine stoffstromspezifische, d.h. an die stofflichen Eigenschaften des zu behandelnden Materials angepaßte Abfallbehandlung entscheidend beigetragen.

In der Umsetzung ist die Auftrennung der Stoffströme allerdings noch nicht zufriedenstellend gelöst: Die bisher realisierten Konzepte arbeiten entweder mit einer sehr energieaufwendigen Vorzerkleinerungsstufe oder haben infolge von Störfällen durch unzerkleinerte Abfallbestandteile hohe Ausfallzeiten. Die Wahl verfahrenstechnisch angepaßter Anlagenteile ist nur dann möglich, wenn sowohl die Zusammensetzung und Beschaffenheit des zu behandelten Restabfalls als auch die Qualitätsanforderungen an das Behandlungsprodukt bekannt sind. Für ein verbessertes Stoffstrommanagement sind daher zu entwickeln:

- Entscheidungskriterien für die Ableitung von Stoffstrommanagementsystemen, die festlegen, welche Restabfallfraktionen wie behandelt werden sollen;

- Verfahrenstechnische Kennzahlen, aus denen die Eignung von Aggregaten für verschiedene Restabfallfraktionen ablesbar ist;
- Abfall-Kennzahlen, insbesondere für physikalische Eigenschaften (Form, Größe, Dichte, Elastizität etc.) und Schadstoffgehalte.

**Ablagerungsfähigkeit.** Ausschlaggebend für die Entwicklung von Stoffstrommanagementsystemen muß, zumindest für die nicht verwertbaren Fraktionen, immer das Ablagerungsverhalten der erzeugten Materialien sein. Zu gewährleisten ist, daß die Ablagerung umweltgerecht erfolgt. Um hier zu Aussagen über die Auswirkungen von mechanisch-biologischer Vorbehandlung zu kommen, wurden mit Restabfall aus verschiedenen Anlagen eine Reihe von Lysimeter- und Behälterversuchen durchgeführt. Diese führten u. a. zu folgenden Ergebnissen:

- Beim Einsatz gesteuerter Intensivrottesysteme läßt sich die biologische Reaktivität innerhalb von 12–16 Wochen weitgehend reduzieren. Im Labor war die Atmungsaktivität im AT<sub>4</sub>-Test gegenüber unbehandeltem Abfall um bis zu 98 % vermindert und lag bei 5 mg O<sub>2</sub>/g TS.
- Nach der Ablagerung sind die Sickerwasser- und Gasbelastungen des so behandelten Materials gegenüber unbehandeltem Restabfall um über 90 Prozent reduziert. Das insgesamt freisetzbare Sickerwasserbelastungspotential pro Kilogramm behandeltem Restabfall (TS) liegt im Bereich von 1-3 g CSB, 0,5-1,5 g TOC und 0,1-0,2 g NH<sub>4</sub>-N.
- Durch die Abtrennung der heizwertreichen Fraktion und eine drei- bis viermonatige biologische Behandlung läßt sich eine Einbaudichte von 1,5 Mg/m erreichen. Die hydraulische Leitfähigkeit des eingebauten Materials liegt im Bereich von 10<sup>-8</sup> m/s.
- Nach einer biologischen Behandlung von mindestens sechs Monaten ist praktisch keine Gasproduktion mehr feststellbar.

Diese Ergebnisse sind in Deponieversuchen unter realen Einbaubedingungen noch zu bestätigen. Zu entwickeln sind außerdem eine den Materialeigenschaften angepaßte Einbautechnik, Sickerwasserfassung und Deponieentgasung: Die niedrige hydraulische Leitfähigkeit des Materials bedarf abgestimmter Einbauwassergehalte und Maßnahmen zur Verhinderung von Gas- und Wassereinstau; die geringe Gasbildung stellt veränderte Anforderungen an die Entgasungstechnik und den Explosionsschutz. Es ist

insbesondere zu prüfen, ob durch eine geeignete Bauweise eine vollständige Methanoxidation im Deponiekörper und seiner Oberflächenabdeckung erreicht werden kann.

Das Verfahren zur Bestimmung der Atmungsaktivität ist inzwischen so weit standardisiert, daß es zur Leistungsbestimmung und Betriebskontrolle von Anlagen herangezogen werden kann. Das erzeugte Material sollte den Richtwert von maximal 5 mg O<sub>2</sub>/g TS in 96 Stunden (AT<sub>4</sub>) nicht überschreiten. In Hinblick auf die realen Ablagerungsbedingungen scheint zudem die Bestimmung des Gasbildungspotentials im Gärtest zur Beschreibung der biologischen Reaktivität besser geeignet. Entsprechende Richtwerte für den Anlagenbetrieb sind zu erwarten, sobald die Anpassung und Harmonisierung dieser Testmethode abgeschlossen ist.

**Ausblick: Umweltqualitätsziele für eine nachhaltige Abfallwirtschaft.** Die grundsätzliche Frage einer – wie auch immer gearteten – umweltverträglichen Abfallentsorgung ist bisher nicht ausreichend operationalisiert, so daß sich daraus Umweltqualitätsziele für die umweltverträgliche Ablagerung (das „Leitbild“ der umweltverträglichen Deponie) von mechanisch-biologisch behandelten Abfällen nicht ableiten lassen. Ohne ein solches Leitbild sind weder die Forschungsergebnisse umfassend zu bewerten noch die Anforderungen für die Ablagerungswerte für mechanisch-biologisch behandelte Abfälle anzugeben oder gar zu beurteilen, wie die unterschiedlichen Behandlungsverfahren in Zukunft ökonomisch und ökologisch sinnvoll in die Entsorgung eingebunden werden können.

Die Entwicklung von Umweltqualitätszielen ist daher für eine zukunftsorientierte Abfallwirtschaft unumgänglich. Ein Zugang kann sich aus der Anwendung der Grundregeln für eine nachhaltige Wirtschaftsweise bieten, denen wie jeder zukunftsfähige Prozeß der Stoffwirtschaft auch die Restabfallverwertung, -behandlung und -entsorgung genügen müssen. Für eine solche Abfallwirtschaft lassen sich folgende vier Thesen aufstellen:

1. Die Erhaltung des von den Funktionen her definierten ökologischen Realkapitals verlangt eine Abfallentsorgung, die – zumindest mittelfristig – eine Weiternutzung der beanspruchten Flächen gewährleistet: Dies gebietet eine prognostizierbare und die lokale Assimilationsfähigkeit nicht übersteigende Schadstofffreisetzung und eine Einbautech-

nik, die Anforderungen an eine spätere Bebauung des Deponiekörpers einbezieht.

2. Die nachhaltige Nutzung nicht erneuerbarer Ressourcen fordert die Schaffung von Stoffkreisläufen u. a. durch die zunehmende Verwertung des Restabfalls: In der Vergangenheit ist die Rückführung einzelner Restabfallfraktionen in den Produktionskreislauf oft daran gescheitert, daß Restabfallprodukte erzeugt wurden, die nicht marktfähig waren, weil sie infolge fehlender Input-, Prozeß- und Produktkontrollen unzureichende, dazu auch stark schwankende Qualitäten aufwiesen. Wenn in Zukunft nicht nur die Methoden des Stoffstrommanagements, sondern auch die des Qualitätsmanagements in der Restabfallbehandlung Anwendung finden, könnte sich die zu entsorgende Restabfallmenge stark reduzieren. Bestehende oder kurzfristig aufzubauende Entsorgungswege dürfen die Schaffung dieser Stoffkreisläufe nicht behindern.
3. Die Umweltbelastung von Stoffausträgen aus einer Deponie kann nur im Einzelfall und unter Berücksichtigung sämtlicher Randbedingungen und Funktionen beurteilt werden, die für den einzelnen Standort konkrete geologische, hydrogeologische, ökologische und biotische Anforderungen umfassen.
4. Damit das Zeitmaß anthropogener Einträge bzw. Eingriffe in die Umwelt im ausgewogenen Verhältnis zum Zeitmaß der für das Reaktionsvermögen der Umwelt relevanten natürlichen Prozesse steht, müssen auch die Schadstoffausträge aus Abfallbehandlungs-

anlagen und Deponien diesem Reaktionsvermögen angepaßt sein: Der Deponiekörper sollte also nicht für einen technisch kontrollierbaren Zeitraum von der Umwelt abgekapselt sein, sondern in einem prognostizierbaren umweltverträglichen Austausch mit ihr stehen. Hier könnten sich für die mechanisch-biologische Behandlung Vorteile ableiten lassen, beispielsweise wenn sich die geringe hydraulische Leitfähigkeit bestätigen und durch technische Maßnahmen vor der Deponierung gezielt steuern lassen sollte: Die Schadstofffreisetzung aus dem Deponiekörper über den Wasserpfad würde dann, unabhängig von der Funktionsfähigkeit der Basisabdichtung, nur sehr langsam und angepaßt an die Assimilationsrate der Biosphäre erfolgen.

Eine nachhaltige Abfallwirtschaft muß an den regionalen Verhältnissen und Bedürfnissen ausgerichtet werden. Das verlangt nach der Kombination verschiedener Verwertungs-, Behandlungs- und Entsorgungswege. Die Untersuchungen der letzten Jahre haben für die mechanisch-biologische Abfallbehandlung eine Reihe von technischen und konzeptionellen Potentialen aufgezeigt, die eine Einbindung in eine nachhaltige Abfallwirtschaft ökologisch und ökonomisch sinnvoll erscheinen lassen. Wenn die gesetzlichen Regelungen und Verwaltungsvorschriften wie die TA Siedlungsabfall diese Einbindung zulassen, werden die Potentiale der mechanisch-biologischen Abfallbehandlung tatsächlich entwickelt und im Sinne einer nachhaltigen Abfallwirtschaft eingesetzt werden können.

## 10. Anhang: Beispiele umgesetzter Verfahrenskonzepte

H.-J. Collins

Die mechanisch-biologische Behandlung von organischen Abfällen ist bereits sehr alt und stützte sich im wesentlichen auf empirische Erkenntnisse. Erst die Zentralisierung bzw. Industrialisierung der Kompostproduktion in der neueren Zeit führte zu einer systematischen Erforschung der Umsetzungsvorgänge bei der Kompostierung. Dies geschah mit dem Ziel, einheitliche Behandlungsformen zu entwickeln und Standards zu definieren.

Als Folge der anwachsenden Abfallmassen und wegen des hohen Organikanteils in den Siedlungsabfällen begann man an verschiedenen Standorten damit, den Siedlungsabfall in Anlehnung an die Kompostierung biologisch zu behandeln. Durch die Selektion bestimmter Stoffgruppen, z.B. Wertstoffe oder Bioabfälle entstand aus dem Siedlungsabfall ein Restabfall, dessen biochemische Umsetzungen erst während der letzten 5 – 10 Jahre intensiv erforscht werden konnte.

Die im Kapitel 4 aufgeführten mechanisch-biologischen Anlagen sind somit i.d.R. Entwicklungen, die für die spezielle Anforderung der einzelnen Entsorgungskörperschaften entworfen worden waren. Dabei waren unterschiedliche Ziele definiert, wie z.B. maximale Raumausnutzung der Deponie, Vermeidung von Gasentwicklung, Vermeidung von Geruchsstoffen, Wiedergewinnung von Sekundärrohstoffen, Reduzierung der Sickerwasserbelastung usw.

Die Entwurfszeitpunkte der einzelnen Anlagen sind zudem so verschieden, daß die jeweils gül-

tigen Anforderungen an derartige Entwurfskonzepte kaum vergleichbar sind.

In den letzten Jahren haben die Kenntnisse über die mechanisch-biologisch behandelten Abfälle erheblich zugenommen, so daß Qualitätskriterien definiert und Anforderungen an den Behandlungsprozeß formuliert werden können. Aus der großen Zahl der im Kapitel 4 aufgeführten Anlagen werden hier beispielhaft vier moderne Anlagen detaillierter dargestellt.

Die im folgenden vorgestellten Anlagen haben sich in der Praxis bewährt und dienen jeweils als Beispiel für einen speziellen Anlagentyp. Auch bei diesen Konzepten ist zu erkennen, daß unterschiedliche Wertungen in der Zielsetzung und bei der Planung vorherrschten und daß somit Anlagen gebaut wurden, die sich deutlich voneinander unterscheiden.

Allen Anlagen ist gemeinsam, daß sie während der Betriebsphase intensiv meßtechnisch begleitet und somit Werte ermittelt wurden, die über den Erfolg der mechanischen und biologischen Behandlung wie auch über notwendige Randbedingungen Auskunft geben. Nur dadurch wird ein erfolgreicher Einsatz dieser Verfahren zukünftig möglich sein.

Derartig ausführliche Begleitprogramme werden zukünftig nicht bei jeder Anlage durchführbar sein. Um planenden Gebietskörperschaften jedoch möglichst detailliert Entsorgungsvorgaben geben zu können, sind die Behandlungsergebnisse der einzelnen Anlagen hier ausführlich aufgeführt.

## 10.1. MBA Lüneburg

E. Bröker, K. Ketelsen, H. Ringe und E. Tegtmeier

### 10.1.1 Ausgangsbedingungen

Die Gesellschaft für Abfallwirtschaft Lüneburg mbH (GfA) ist Eigentümerin des Entsorgungsparks Lüneburg in der Gemarkung Bardowick, ca. 7 km nördlich von Lüneburg. Sie betreibt hier u. a. die Zentraldeponie Lüneburg für die Entsorgung der etwa 150.000 Einwohner des Einzugsgebietes. Die Deponie besitzt noch eine langjährige Kapazität.

Daneben ist die GfA u. a. auch für die Einsammlung und Beförderung der Abfälle der etwa 65.000 Einwohner des Stadtgebiets Lüneburgs verantwortlich. In dem Umfang dieser Entsorgungsleistung ist auch die gesonderte Erfassung der Bioabfälle über eine braune Tonne enthalten. Diese Bioabfälle werden in einem seit Anfang 1997 betriebenen Kompostwerk verarbeitet. Die in diesem Kompostwerk angewendete Verfahrenstechnik entspricht der im weiteren Verlauf beschriebenen Technik für die Behandlung der Restabfälle.

**Tab. 10.1: Abfallwirtschaftliche Kenndaten und Massenbilanzen.**

Anlagenbezeichnung		MBA Lüneburg
Standort		Zentraldeponie Lüneburg
Betreiber		Gesellschaft für Abfallwirtschaft Lüneburg mbH
Einwohner im Entsorgungsgebiet	E	150.000
Abfälle zur Verwertung 1996 - Grün- und Bioabfall	kg/E·a	161
Abfälle zur Entsorgung 1996		
- Haus- und Geschäftsmüll	kg/E·a	236
- Sperrmüll	kg/E·a	43
- hausm. Gewerbeabfälle	kg/E·a	29
- Baustellenabfall	kg/E·a	35
- prod.-spez. Abfälle/son.	kg/E·a	126
- Reste Abwasserreinigung	kg/E·a	9
Abfälle zur Entsorgung 1996	t/a	70.000
Anlagenauslegung		
- mechanische Stufe	t/a	29.000
- Vergärung	t/a	
- Rotte	t/a	25.000
- heizwertreiche Fraktion	t/a	3.500
- Wertstoffauslese	t/a	500

Von den jährlich insgesamt 90.000 t Abfällen zur Entsorgung werden im Rahmen eines vom Land Niedersachsen finanziell geförderten Pilotprojektes 29.000 t einer mechanisch-biologischen Restabfallbehandlung MBA (regionale Bezeichnung: **MBV** für **M**echanisch-**B**iologische **V**orbehandlung von Restabfällen) zugeführt.

### 10.1.2 Ziele

Die Planungen für die MBA verbindet die Zielsetzung, durch stoffspezifische mechanische Aufbereitung und intensivierete biologische Behandlung eine so weitgehende Vorbehandlung sicherzustellen, daß die Intention der TA Siedlungsabfall erfüllt wird, durch umweltverträgliche Vorbehandlung von Restabfällen eine nachsorgefreie und emissionsarme Deponie zu erreichen. Der technische Standard geht daher weit über die Rotte deponie und deren verbesserte Varianten (Konditionierung des Rotte gutes, Mietenbedeckung mit Rotte filterschicht) hinaus.

Das Ziel der stoffspezifischen Aufbereitung schließt in den einzelnen Verfahrenskonzepten die Ausschleusung von heizwertreichen Stoffen in unterschiedlichem Maße ein. Diese Stoffe sollen thermisch behandelt oder energetisch genutzt werden.

Insofern haben sich die Verfahrenskonzepte zu Kombinationslösungen mit thermischer Behandlung (optional: energetischer Verwertung) von Teilströmen entwickelt.

Ziele der mechanischen Aufbereitung sind die Trennung der Abfälle entsprechend ihrer Eigenschaften, sowie die Vorbereitung auf die nachfolgenden Behandlungsstufen.

Ziel der biologischen Behandlung ist der weitestgehende biologische Abbau der organischen Inhaltstoffe.

### 10.1.3 Konzept

Mit der Lüneburger Demonstrationsanlage, bei der es sich um eine von insgesamt drei in Niedersachsen geförderten Anlagen handelt, ist ein technisch hochwertiges Konzept realisiert wor-

den. Es wird auf die Anzeige Seite 2 dieses Hefes verwiesen. Die besonderen Merkmale lassen sich dabei wie folgt hervorheben:

**Volleingehaute Verfahrenstechnik** mit der Möglichkeit der stufenweisen Erweiterung.

Mehrgliedrige mechanische Aufbereitung.

Eingliedrige biologische Behandlung durch **gekapselte Rotte mit langer Behandlungsdauer** (max. 16 Wo, variabel durch Veränderung der Zugabemengen).

### 10.1.3.1 Die mechanische Aufbereitung

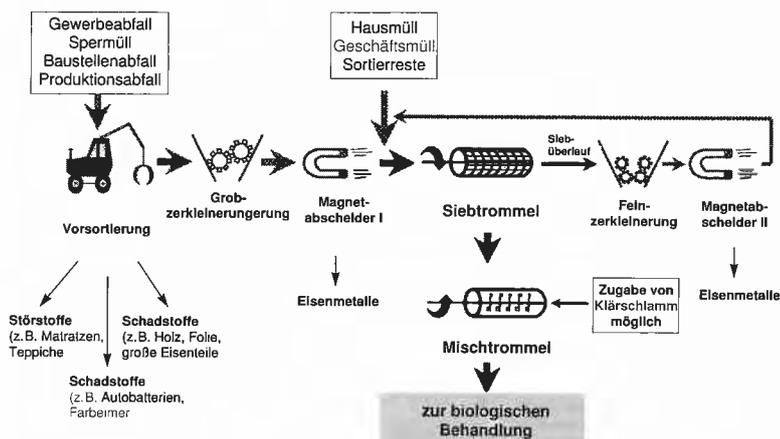
Zur Vorbereitung der mechanischen Aufbereitung werden die Abfälle kontrolliert und einer Schadstoff- und Störstoffauslese unterzogen. Auf eine händische Wertstoffauslese wird verzichtet. Es erfolgt lediglich eine maschinelle Fe-Abscheidung. Die Behandlung erfolgt mehrstufig mit dem Ziel einer Auftrennung in organikhaltige und heizwertreiche Stoffe. Die Anordnung und Auswahl der Aufbereitungsstufen und eingesetzten Aggregate folgt darüber hinaus den Erfordernissen des nachfolgenden biologischen Prozesses, so daß die mechanische Aufbereitung mit der Konditionierung in einer Homogenisierungstrommel abschließt.

### 10.1.3.2 Die biologische Behandlung

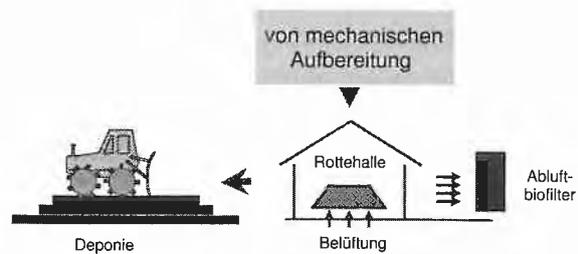
Die biologische Behandlung wird in einem geschlossenen System unter kontrollierten und optimierten Bedingungen durchgeführt. Dabei soll ein weitgehend mineralisiertes, endlagerfähiges Rottegut gegebenenfalls mit zusätzlicher Nachbehandlung produziert werden.

Hierzu tragen wesentlich das regelmäßige Materialumsetzen mit Wassernachlieferung und die

**Abb. 10. 1: Verfahrensschema der MBA Lüneburg – mechanische Aufbereitung –**



**Abb. 10. 2: Verfahrensschema der MBA Lüneburg – biologische Behandlung –**



dem biochemischen Bedarf angepaßte Belüftung bei.

Das geschlossene System gewährleistet die Fassung und Behandlung von Gas- und Geruchsemissionen. Darüber hinaus ist ein abwasserfreier Betrieb durch Wasserverdunstung im biologischen Selbsterhitzungsprozeß möglich.

Die MBA Lüneburg zeichnet sich durch eine 16-wöchige Langzeitrotte aus. Diese Behandlungszeit ist variabel und verkürzbar. Dadurch kann die Eingangsmenge erhöht werden.

### 10.1.3.3 Maßnahmen zur Emissionsbegrenzung

Bei der Anlage wurden nachfolgende maßgebliche Emissionen bedacht:

- mechanische Aufbereitung: Lärm, Staub, Geruch, Keime
- biologische Behandlung: Geruch, Schadgase (verfahrensabhängig: Keime)

Folgende Maßnahmen wurden zum Rückhalt und zur Begrenzung von Emissionen realisiert:

#### **mechanische Aufbereitung:**

- bauliche Kapselung
- Absaugung der Hallenluft
  - Punktabsaugung relevanter Aggregate und Bandübergabestellen
  - Staubniederschlag durch Wasserbedüsung an neuralgischen Punkten
  - Auswahl von geräuscharmen Aggregaten bzw. zusätzliche Kapselung

#### **biologische Behandlung:**

- bauliche Kapselung
- ein- bis mehrstufige Abluftbehandlung
- Luftwäscher und Biofilter, optional: weitergehende Reinigung

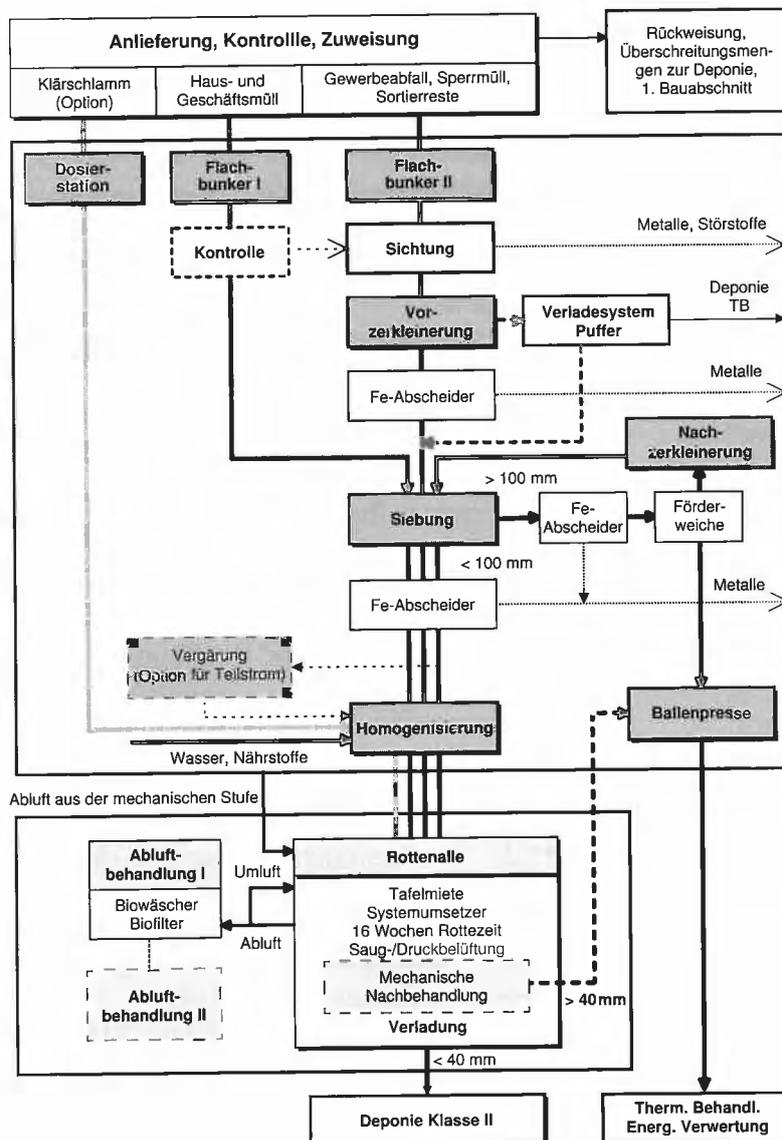
- Umluftnutzung und Minderung der behandlungsbedürftigen Abluftmenge

#### 10.1.3.4 Maßnahmen zum Arbeitsschutz

Die genannten Maßnahmen zur Emissionsminderung tragen auch zum Arbeitsschutz bei. Zusätzlich kommen folgende Maßnahmen diesem Schutzziel nach:

- Es wurden keine Dauerarbeitsplätze direkt am Abfall eingerichtet.
- Es erfolgt keine manuelle Wertstoffauslese.
- Für die Eingangskontrolle und Störstoffentnahme werden Maschinen eingesetzt.
- Der Betrieb ist weitgehend automatisiert.
- Betriebspersonal hält sich in klimatisierten, gekapselten Räumen (Leitwarte, Fahrerkabinen) auf.

Abb. 10.3: Verfahrensfliessbild der MBA Lüneburg



Tab. 10.2: Investitionskosten

Investitionskosten	MBA Lüneburg [Mio DM]
- Bautechnik	10,0
- M + E-Technik	10,5
- Sonstige Kosten	1,5
Gesamt	22,0

netto, ohne Berücksichtigung der Fördermittel

#### 10.1.4 Bauausführung/ Inbetriebnahme/ Baukosten

Die MBA Lüneburg wurde nach einem europäischen Teilnahmewettbewerb beschränkt ausgeschrieben. Baubeginn war im Mai 1995. Nach einer mehrmonatigen Erprobungsphase wurde die Anlage im Frühjahr 1996 in Betrieb genommen. Die Konzeption erstellte das Ingenieurbüro für Abfallwirtschaft und Entsorgung mbH, Hannover. Als Generalunternehmer für die Errichtung der Anlage zeichnet die Firma Preussag Noell-KRC Energie und Umwelttechnik GmbH, Goslar.

In der Beurteilung von Entsorgungstechnologien haben die Kosten in den letzten Jahren eine vorrangige Bedeutung erlangt. Die politische Propagierung der MBA-Technologie als Alternative zur thermischen Behandlung trug dazu bei, diesen Aspekt in den Vordergrund zu schieben. Mit vereinzelt außergewöhnlich hohen Behandlungskosten für die Verbrennung aber auch deutlich rückläufigen Angeboten und Vertragsabschlüssen in jüngster Zeit wird diese Diskussion belebt.

Vorschnelle Schlüsse sind allerdings zu vermeiden. Wie die niedersächsische Entwicklung von großtechnischen Anlagen zeigt, gibt es weder die MBA als standardisierte Technik noch einen ausschließlichen Einsatz dieser Technik ohne Ankoppelung an andere Behandlungstechniken. Zudem ist die Weiterentwicklung nicht abgeschlossen. Verbesserungen und Einsparungsmöglichkeiten sind zu erschließen und letztlich ist es beim derzeitigen Stand schwierig, die unterschiedlichen Maßnahmen zur Emissionsminderung auch ökonomisch zu bewerten.

Die nachfolgende Tabelle 10.2 zeigt die Investitionskosten auf.

## 10.1.5 Betriebserfahrungen

### 10.1.5.1 Fragestellung

Der Betrieb der Anlage wird im Verbund mit den beiden weiteren niedersächsischen Demonstrationsanlagen Antworten auf die damit verknüpften Fragestellungen finden:

- Welche Vorteile bietet die Kombination von aeroben und anaeroben Verfahren unter technischen, emissionsseitigen und ökonomischen Gesichtspunkten?
- In welchem Umfang ist bei der Restabfallbehandlung eine Einhausung erforderlich oder eine offene Nachrotte vertretbar?
- Welcher Inertisierungsgrad läßt sich mit den eingesetzten biologischen Behandlungstechniken erzielen?
- Lassen sich aus den Erkenntnissen Vorgaben für die Auswahl von Techniken für die biologischen Verfahren ableiten?

Der Umfang der vom Land Niedersachsen beauftragten wissenschaftlichen Begleitung für die Anlagen erstreckt sich dabei nicht nur auf den eigentlichen Anlagenbetrieb, sondern auch auf das Verhalten bei der späteren Einlagerung in einer Deponie. Zu diesem Zweck werden an allen drei Demonstrationsstandorten separate Deponieabschnitte vorgehalten, in die jeweils nur vorbehandelte Abfälle abgelagert werden. Die wissenschaftliche Begleitung obliegt dem Ingenieurbüro für Abfallwirtschaft und Entsorgung GmbH, IBA, Hannover und dem Institut für Siedlungswasserwirtschaft und Abfalltechnik der Universität Hannover, ISAH, in Zusammenarbeit mit dem Niedersächsischen Landesamt für Ökologie NLÖ in Hildesheim.

### 10.1.5.2 Inbetriebnahme

Die Anlage wurde Anfang 1996 in Betrieb genommen. Im März erfolgten Leistungsmessungen im Anlagenbereich „Mechanische Aufbereitung“, die eine grundsätzliche Eignung und Leistungsfähigkeit bestätigen aber auch technischen Anpassungsbedarf erkennen ließen. In der Folgezeit wurden die hieraus resultierenden Arbeiten vorgenommen und der Anlagenbereich „Biologische Behandlung“ in Betrieb genommen.

Ende 1996 konnten die maßgeblichen Anlagenbereiche abgenommen werden, so daß der Betrieb nun in Verantwortung der GfA liegt.

### 10.1.5.3 Stabilisierungsgrad in der biologischen Behandlung

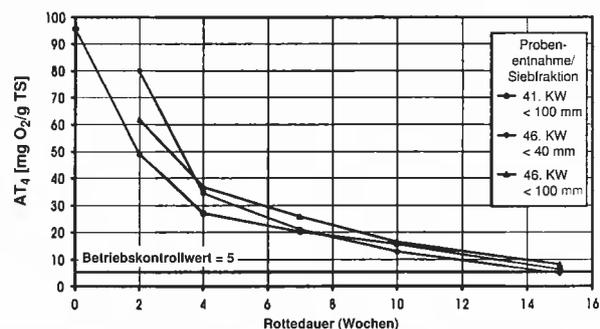
Die bisherigen Ergebnisse zum biologischen Abbau von organischen Inhaltsstoffen bestätigen die Ansätze der Planung, wie die Entwicklung der Stabilitätskriterien Atmungsaktivität ( $AT_4$ ) und Gasbildungsrate ( $GB_{21}$ ) zeigt (siehe Abbildungen 10.4 und 10.5).

Sowohl die Atmungsaktivität als auch die Gasbildung werden von hohen Anfangswerten im Laufe der 16-wöchigen Rotte bis auf die angestrebten Betriebskontrollwerte verringert. Der positive Verlauf der Abbaukurven nach laufender Prozeßoptimierung mit regelungstechnischen Anpassungen in der Rotteführung zeigt, daß bei weiterer Anlagen- und Betriebsoptimierung die Betriebskontrollwerte mit kürzeren Behandlungszeiten eingehalten und damit bei gleicher Anlagenausstattung höhere Durchsatzmengen verarbeitet werden können.

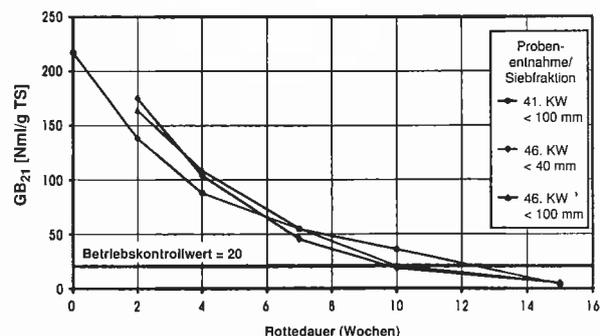
### 10.1.5.4 Energiebedarf

Die Energieaufwendungen für den laufenden Betrieb blieben mit 29 und 60 kWh/t im erwarteten Spektrum. Diese Spannweite resultiert aus

**Abb 10. 4: Rotteverlauf in der MBA Lüneburg am Beispiel der Entwicklung des Stabilitätsparameters Atmungsaktivität ( $AT_4$ ) im Lauf der Rottedauer**



**Abb 10. 5: Rotteverlauf in der MBA Lüneburg am Beispiel der Entwicklung des Stabilitätsparameters Gasbildung ( $GB_{21}$ ) im Lauf der Rottedauer**



den z.T. schwankenden Anlieferungsmengen in den Phasen der Anlagenoptimierung im ersten Betriebsjahr. Der Energieverbrauch teilt sich zu etwa gleichen Teilen auf die Verfahrensschritte Mechanische Aufbereitung und Biologische Behandlung, wobei die reine Belüftungstechnik trotz der 16-wöchigen Rotte mit rd. 13 % nur einen geringen Anteil des Gesamtbedarfs an Strom verbraucht (Tabelle 10.3).

**Tab. 10.3: Spezifischer Energieverbrauch in der MBA Lüneburg**

	erreichter Bereich (kWh/t)	angestrebter Bereich (kWh/t)	Anteil ca.
Gesamtanlage	29-60	35-45	100 %
Mech. Aufbereitung	15-30	20-25	56 %
Maschinenteknik Rotte	10-25	10-15	31 %
Belüftungstechnik	4-8	4-6	13 %

Durch weitere Betriebsoptimierung wird eine Senkung der spezifischen Energieverbräuche auf 35 bis 45 kWh/t angestrebt.

#### 10.1.6 Ausblick

Mit dem Bau der niedersächsischen Demonstrationsanlagen zur mechanisch-biologischen Restabfallbehandlung zeichnen sich einmalige

Chancen ab, die Kontroversen um diese Behandlungstechnologie durch vergleichbare verlässliche Betriebsdaten aus unterschiedlichen Anlagentypen zu versachlichen.

Die mit Landesmitteln geförderten Anlagen setzen weitergehende Techniken zur stoffspezifischen Abfallaufbereitung, zur Emissionsminderung und zum optimalen biologischen Abbau ein.

Die Anlagen werden in einem umfangreichen, mehrjährigen Untersuchungsprogramm wissenschaftlich begleitet. Nach der kürzlich erfolgten Inbetriebnahme der ersten dieser drei Anlagen ist in Kürze mit ersten Betriebserfahrungen zu rechnen. Die Inbetriebnahme der beiden anderen Anlagen in 1997 wird die Beurteilungsbasis weiter erweitern und verbessern.

#### Literatur

ISAH (1996)

Tagungsband: 1. Niedersächsische Abfalltage, Fachtagung Mechanisch-biologische Restabfallvorbehandlung – MBV Veröffentlichung des Instituts für Siedlungswasserwirtschaft und Abfalltechnik, Universität Hannover (ISAH), Bd. 95, Hannover 1996

## Starker Partner für die Umwelt

Als Team von Spezialisten entwickeln, planen, begutachten und realisieren wir Problemlösungen zum Sortieren, Aufbereiten, Behandeln, Verbrennen und Deponieren von Reststoffen.



U.T.G.

Gesellschaft für  
Umwelttechnik GmbH  
Lüpertzender Str. 6  
41061 Mönchengladbach  
Telefon 02161-9274111  
Telefax 02161-9274713

## 10.2. MBA Horm, Landkreis Düren

R. Damiecki und Chr. Kalla

### 10.2.1 Ausgangsbedingungen

Der Kreis Düren mit ca. 250.000 Einwohnern in 15 Gemeinden liegt zwischen Aachen und Köln. Gemäß den Angaben des Abfallwirtschaftskonzeptes des Kreises Düren stehen 105.000 Jahrestonnen fester, wertstoffarmer Restabfall sowie 45.000 Jahrestonnen Schlämme aus der Abwasserreinigung und der Papierherstellung zur Behandlung an. Unter wertstoffarmen Restabfall versteht man für den Kreis Düren den Restabfall nach getrennter Sammlung von Papier und Papp, Glas, Dualen Leichtstoffen und Bioabfall.

Der Input der MBA Horm setzt sich aus allen Fraktionen des Restabfalls zusammen. Der Restabfall umfaßt den durch getrennte Sammlung und Aufbereitung von Wertstoffen entfrachteten kommunalen Abfall. Hierzu zählen:

- Reste aus der Haus- und Sperrmüllsammlung
- hausmüllähnliche Gewerbeabfallreste
- Sortierreste getrennt erfaßter Abfälle (Bio-, Garten-, Park- und Baumischabfälle u. ä.)
- Klärschlämme, Schlämme und Spuckstoffe aus der Papierindustrie.

### 10.2.2 Ziele

Mit der Konzeption der MBA Horm wurden folgende Ziele verfolgt:

- Verminderung der Sickerwasserbelastung durch Vorbehandlung der zu deponierenden Restabfälle bzw. Schadstoffminimierung durch Aussortieren der Sonderabfälle
- Verhinderung von Papier- und Plastikflug
- Verringerung von Vogelschwärmen
- Längere Nutzungsdauer der Deponie
- Vergrößerung der erzielbaren Verdichtung durch geringeren Verdichtungsaufwand
- Verringerung der Staubentwicklung
- Verringerung der Deponiegasproduktion
- Verringerung von Geruchsemissionen

### 10.2.3 Voruntersuchungen

Die von U.T.G. durchgeführten Voruntersuchungen liefen über einen Zeitraum von fast zwei

Jahren (1991/92). Erstes Ziel bei diesen Untersuchungen war die Beobachtung des Deponieverhaltens und der auftretenden Emissionen, hier besonders der Geruchsemissionen und der Sickerwasserbelastung. Ausgehend von zunächst orientierenden Untersuchungen über Restabfallzusammensetzung und Verdichtungsverhalten beim Einsatz unterschiedlicher Verdichtungsfahrzeuge und verschiedenen Schichtdicken des Abfalls wurde letztendlich die folgende großtechnische Versuchsdurchführung konzipiert.

Die sperrigen Fraktionen wie Sperrmüll, Gewerbeabfallreste und Baustellenabfallreste wurden zu Beginn über eine langsam laufende Zerkleinerungsmaschine geschickt.

Eine Wertstoffseparierung und Metallabscheidung fanden im Rahmen des vereinfachten Versuchsbetriebs nicht statt.

Auf der Fahrzeugwaage wurden die Hausmüllreste, die Spuckstoffe aus der Papierindustrie und der Papierschlamm zugefügt. Die notwendige Homogenisierung der einzelnen Fraktionen des „Versuchsrestabfalls“ erfolgte anschließend in einer Mischtrommel. Der homogenisierte „Versuchsrestabfall“ wurde per Bagger in den Rotteaktor eingefüllt.

Die aerobe Rotte erfolgte in einem allseits geschlossenen Tunnelreaktor mit Schubboden, in dem Sauerstoffgehalt, Temperatur und Wassergehalt über Meß-, Steuer- und Regelungstechnik eingestellt werden konnte. Die Aufenthaltszeit in den Reaktoren betrug ca. drei Tage. Besondere Aufmerksamkeit wurde der Entwicklung der Vorschubtechnik im Rotteaktor geschenkt.

Die Abluft des Reaktors wurde über ein Gebläse abgesaugt und in einem Kompostfilter behandelt.

Nach Verlassen des Rotteaktors wurde das vorgerottete Material in einer Belüftungstrommel mit Hilfe eines Gebläses nachbelüftet. Ziel dieser Nachbelüftung ist die Ausblasung von Geruchsstoffen, um so die Geruchsemissionen beim an-

schließenden Ablagern des vorgerotteten Materials auf der Nachrottefläche zu minimieren.

Nach der Nachbelüftung wurde das vorgerottete Material in statischen Flachmieten unterschiedlicher Schütthöhen und in einer Kegelmiete locker aufgesetzt. Die statischen Flachmieten wurden während der nachfolgenden dreimonatigen Nachrottezeit nicht umgesetzt, während die Kegelmiete im Verlauf der Nachrottezeit einmal umgesetzt wurde.

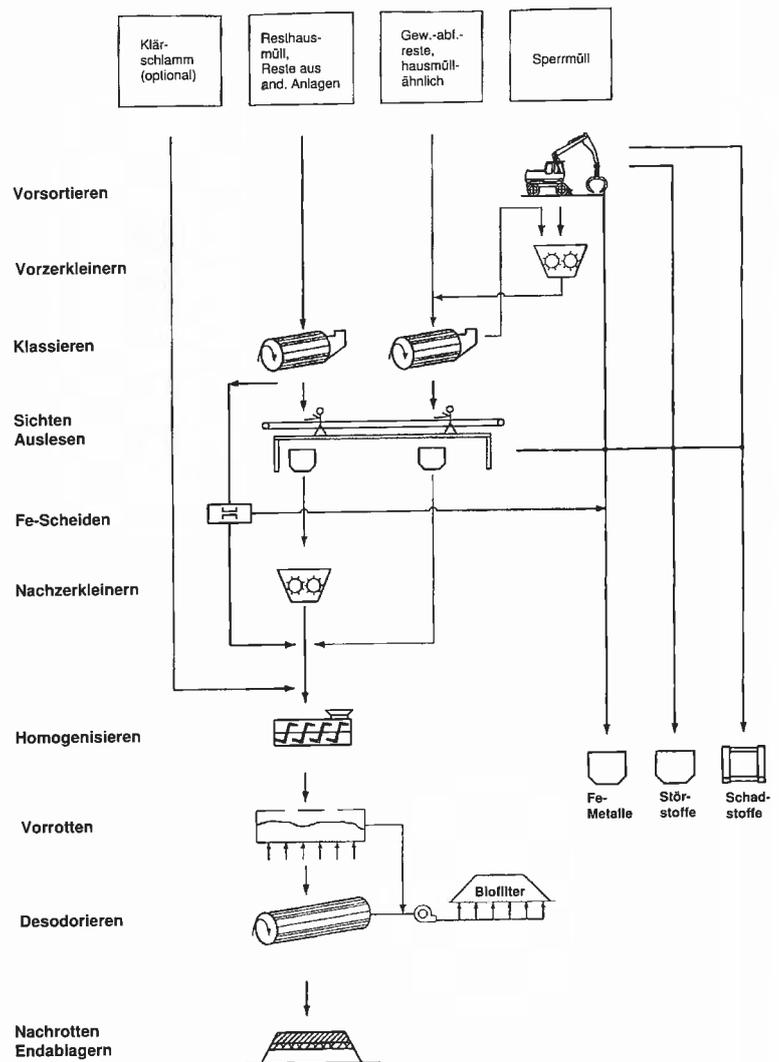
In den Voruntersuchungen wurden folgende Ergebnisse erzielt:

- Die Funktionstüchtigkeit der eingesetzten Maschinen, insbesondere des Rottereaktors, wurde nachgewiesen.
- Vorrotte und Nachrotte verringern den biologisch abbaubaren Anteil des Restabfalls um ca. 50 % und führen zu einer deutlichen Absenkung der Eluatkonzentrationen.
- Bei Vorgabe der Zielgrößen
  - hohe Rottetemperatur
  - hoher Abbau organischer Substanz
  - niedrige Eluatkonzentration
  - hohe Lagerungsdichte und
  - geringe Kosten

erscheint die Nachrotte in Form von locker auf der Deponiefläche aufgesetzten Flachmieten mit einer Schichtstärke von ca. 85 cm als Optimum.

- Ebenso zeigen die organischen Inhaltsstoffe des anfallenden Sickerwassers eine für seine unumgängliche Behandlung deutlich niedrigere Konzentration.
- Alle Geruchsuntersuchungen, die im Verlauf der Rotteversuche begleitend durchgeführt worden sind, haben außerordentlich geringe Emissionswerte gezeigt. Die ermittelten Ergebnisse für die Nachrotte lagen alle unter den Emissionswerten gut funktionierender Biofilter zur Abluftreinigung.
- Eine Nachrottezeit von acht Wochen hat sich als ausreichend herausgestellt.

**Abb. 10.6: Mechanisch-biologische Restabfallbehandlungsanlage MBA Horm**



#### 10.2.4 Verfahrenskonzept

In Abbildung 10.6 ist das Verfahrenskonzept der MBA Horm in einem Fließbild dargestellt. Die Funktionsweise der MBA kombiniert drei Behandlungsschritte:

- In der Sortieranlage werden die Inputströme sortiert und aufbereitet.
- In der Vorrotte erfolgt die intensive biologische Behandlung.
- In einer offenen Nachrotte werden die Abfälle biologisch nachbehandelt.

#### Die Sortierung

Im Eingangsbereich zur Deponie werden die Abfallmengen verwogen und dokumentiert. Inerte Materialien können direkt auf der Deponie abge-

lagert werden. Behandlungsbedürftige Abfälle werden einem Aufgabebereich in der geschlossenen Sortieranlage zugewiesen.

Die mechanische Aufbereitung erfolgt mit trockenen arbeitenden Verfahren. Grobstückige Stör- und Schadstoffe werden mit Hilfe eines Polypgreiferbaggers aussortiert. Radlader schieben die festen Abfälle auf die Aufgabebänder. Sperrige Abfälle werden in einem Shredder zerkleinert. In Siebtrommeln wird das Material nach Größe klassiert. Unter- und Überlauf werden durch Magnete vom verwertbaren Eisenschrott befreit. Der Überlauf wird über eine Lesebühne geführt, auf der manuell Schad- und Störstoffe aussortiert werden. Schadstoffe wie Batterien, Haushaltschemikalien und Spraydosen werden sortiert und in Spezialbehältern zur Sonderabfallbehandlung gegeben.

Den Abschluß der mechanischen Aufbereitung bildet die Homogenisierung. Hier wird das Stoffgemisch vergleichmäßig und mit Schlämmen aus der Abwasserreinigung oder der Papierherstellung vermischt. Die Feuchte des Materials wird dadurch auf einen für den biologischen Prozeß günstigen Wert eingestellt.

### **Die Vorrotte**

Die aerobe Rotte ist eine Form des biologischen Ab- und Umbaus organischer Stoffe, die in der Natur an sehr vielen Stellen zu beobachten ist. Hauptakteure bei dem aeroben Prozeß sind Mikroorganismen (Bakterien, Protozoen, Pilze) und Kleinstlebewesen. Die hier eingesetzte Verfahrenstechnik zielt auf eine deutliche Verbesserung des Deponieverhaltens im Sinne der Anforderungen der TASI hin.

Die aerobe Rotte erfolgt in allseits geschlossenen Tunnelreaktoren mit Schubböden, die die Abfälle langsam durch den Tunnel fördern, ohne sie zu verdichten. Sauerstoffgehalt, Temperatur und Wassergehalt können über Meß-, Steuer- und Regelungstechnik kontrolliert und eingestellt werden. Dadurch wird der natürliche Rotteverlauf beschleunigt. Die Aufenthaltszeit in den Reaktoren beträgt drei bis vier Tage.

Eine natürliche Begleiterscheinung des Rotteprozesses ist die Bildung geruchsbeladener Gase. Diese werden an den Ein- und Ausgängen der Reaktoren abgesaugt und über eine Biofilteranlage geleitet, wo die Geruchsstoffe biologisch abgebaut werden. Das vorgerottete Material

wird vor dem Verlassen der Anlage nachbelüftet und so von Geruchsstoffen befreit.

### **Die Nachrotte**

Anschließend wird der vorbehandelte Restabfall ca. acht Wochen lang auf einer Freifläche des Deponiegeländes nachgerottet. Ein Umsetzen der Flachmieten innerhalb dieser Zeit erfolgt nicht. Danach werden sie verdichtet. Aufgrund seiner höheren Lagerungsdichte von ca. 1,4 t/m<sup>3</sup>iger Deponieraum als unbehandelter Restabfall. Durch die höhere Verdichtung und den biologischen Masseabbau werden insgesamt bis zu 40 % Deponievolumen gespart.

#### *10.2.5 Bauausführung/ Inbetriebnahme*

Im Sommer 1993 führte U.T.G. die Ausschreibung durch. Baubeginn der MBA Horm war am 1. September 1993. Im April 1995 war die Eröffnung der MBA. Die offizielle Inbetriebnahme erfolgte am 1. Oktober 1995. Die Oberbauleitung und Überwachung der Inbetriebnahmephase wurden von der U.T.G. durchgeführt.

#### *10.2.6 Wissenschaftliche Begleitung*

Im Rahmen des BMBF-Verbundvorhabens „Mechanisch-biologische Vorbehandlung von zu deponierenden Abfällen“ finden die wissenschaftliche Betreuung und Optimierung der MBA Horm statt.

Das Förderprojekt der U.T.G. ist in drei Untersuchungsschwerpunkte gegliedert.

Teil A befaßt sich mit der Bestimmung von Menge und Beschaffenheit des Restabfalls, mit den Auswirkungen auf das Rotteverhalten und der Bilanzierung einzelner Stoffströme bzw. der Gesamtbilanz in der MBA. Weiterhin werden das Deponie- und Emissionsverhalten der vorbehandelten Restabfälle untersucht.

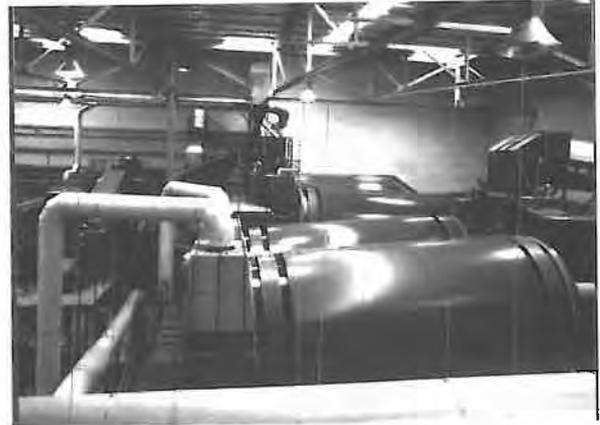
Teil B aus dem Fördervorhaben beschäftigt sich mit dem Ausloten der Grenzen und Möglichkeiten der kalten Vorbehandlung und verfahrenstechnischen Möglichkeiten zur Beeinflussung des Rotteverfahrens mit dem Ziel der Optimierung der Vorrotte.

In Teil C des Förderantrages werden Untersuchungen über Auswirkungen einer mechanisch-biologischen Behandlung von Restabfall in Kombination mit einer thermischen Behandlung durchgeführt. Hier gilt es zu überprüfen, ob innerhalb der MBA eine Separierung mehrerer Teilströme vorgenommen werden kann. Eine in-

**Abb. 10.7: Maschinenhalle 1: Siebtrommeln, Zerkleinerer, Staubfilter**



**Abb. 10.8: Maschinenhalle 2: Homogenisierung, Desodosierung**



erte immobilisierte Fraktion, die ohne weitere Behandlung ablagerungsfähig ist, soll abgetrennt werden. Des Weiteren werden Untersuchungen zur Abtrennung einer heizwertreichen Fraktion, die als Sekundärbrennstoff eingesetzt werden kann, durchgeführt.

Die Laufzeit des Vorhabens umfaßt den Zeitraum von Oktober 1995 bis September 1998. Belegbare Ergebnisse aus den o.g. Untersuchungen werden in 1997 veröffentlicht.

#### **Literatur**

*Damiecki, R.* (1992)

Mechanisch-biologische Restabfallaufbereitung, Ergebnisse mehrerer Pilotversuche, Müll & Abfall, 11/92

*Damiecki, R.; Kettern, J.-T.* (1994)

Entwicklung und Umsetzung einer Mechanisch-Biologischen Restabfallbehandlungsanlage im Kreis Düren, Abfallwirtschaftsjournal 6 (1994), Nr. 6

*Damiecki, R.; Kalla, Chr.* (1996)

Möglichkeiten der mechanisch- biologischen Restabfallaufbereitung nach dem U.T.G. -Konzept, 1. Tagung BMBF-Verbundvorhaben, Potsdam, 1996

*Hertig, U., et al.* (1993)

Untersuchungen des Emissionsverhaltens unterschiedlicher Abfallarten mit Hilfe von Langzeituntersuchungen in Lysimetern, Sardinia 1993

### 10.3. MBA Meisenheim, Landkreis Bad Kreuznach

D. Maak und H.-J. Collins

#### 10.3.1 Ausgangsbedingungen

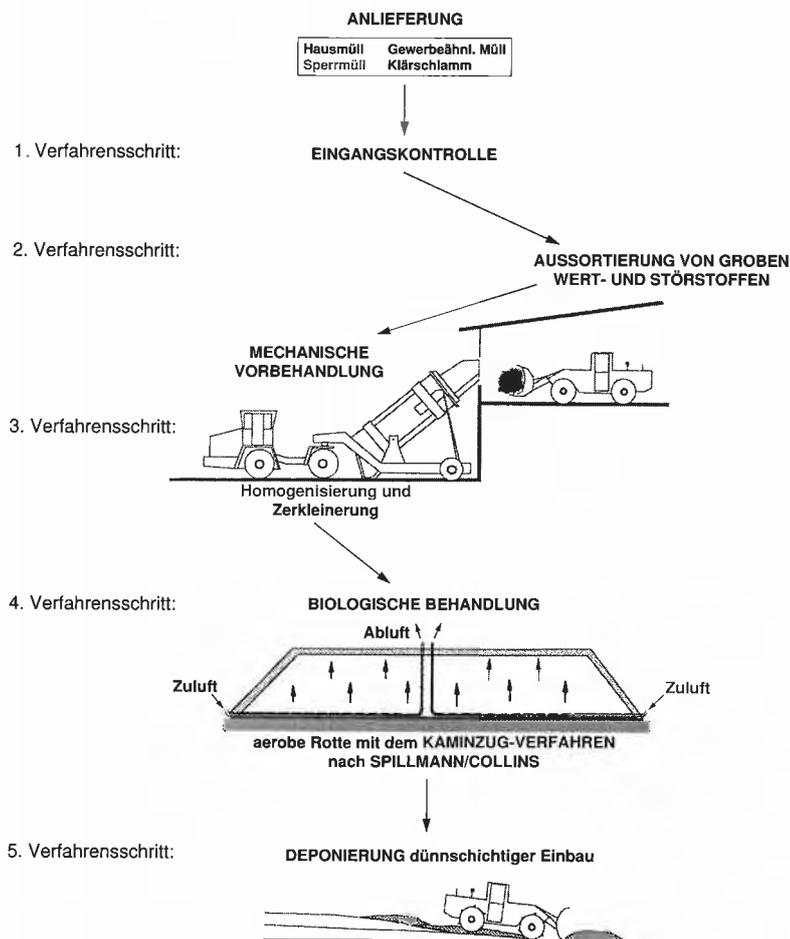
Der Landkreis Bad Kreuznach verfügt am Standort Meisenheim über eine Siedlungsabfalldeponie. Dort wurden jährlich ca. 60.000 t Abfälle (Hausmüll, Sperrmüll, hausmüllähnliche Gewerbeabfälle und Klärschlamm) abgelagert. Da der Altkörper nahezu verfüllt war, begann man 1990 mit der Planung einer Erweiterung der Deponie sowie einer Anlage zur mechanisch-biologischen Behandlung der Abfälle.

#### 10.3.2 Ziele

Mit der Planung der Anlage zur mechanisch-biologischen Restabfallbehandlung wurden folgende Ziele verfolgt:

- höhere Lagerungsdichte der abgelagerten Abfälle
- längere Nutzungsdauer der Deponie
- Reduzierung der Gasbildung
- Verringern von Geruchsemissionen
- Unterbinden von Staubemissionen und Papierflug
- Verminderung der Sickerwasserbelastung

**Abb. 10. 9: Prinzipieller Verfahrensablauf auf der Deponie Meisenheim, bestehend aus mechanischer Vorbehandlung in mobilen Chargenmischern, biologischer Behandlung in Mieten nach dem KAMINZUG-VERFAHREN und anschließender dünnschichtiger Deponierung**



#### 10.3.3 Konzept

In Abbildung 10.9 ist das Ablaufschema der mechanisch-biologischen Restabfallbehandlung auf der Deponie Meisenheim dargestellt. Folgende Arbeitsschritte werden durchgeführt:

1. und 2. Verfahrensschritt: **Kontrolle der Anlieferer**
  - Deklaration der Abfälle an der Waage durch die Anlieferer
  - Entladen der Abfälle in einer Anlieferungshalle
  - Kontrolle der Anlieferung und Aussortieren grober Stör- und Wertstoffe durch den Radladerfahrer
3. Verfahrensschritt: **Mechanische Behandlung**
  - Aufgabe der Abfälle über einfache Rutschen (keine Trichter!) auf drei Mischtrommeln

**Abb. 10. 11: Miete nach dem KAMINZUGVERFAHREN sowie die Anlieferungshalle mit Maschinentechnik**



Die lichte Breite der Rutschen und der Durchmesser der Mischtrommeln beträgt ca. 3 m, so daß alle sperrigen Teile zwangungsfrei in die Trommeln eingefüllt werden können.

- Zugabe von Klärschlamm und Sickerwasser

Durch einen wasserdichten Abschluß des mitdrehenden Deckels wird eine emissionsfreie Vermischung von Sickerwasser und Klärschlamm mit dem Siedlungsabfall ermöglicht. Durch die Rotation der Trommel wird eine Homogenisierung, Zerkleinerung und intensive Durchfeuchtung des Abfälle als Starthilfe der folgenden biologischen Behandlung erreicht.

#### 4. Verfahrensschritt:

##### **Biologische Behandlung**

- Rotte mit dem KAMINZUGVERFAHREN nach *Spillmann/Collins*  
6-monatige Hauptrotte auf dem Altkörper, danach Nachrotte auf dem neuen Schüttfeld. Die Gesamtrottedauer beträgt 12 Monate. Die Mieten werden nicht, wie bei anderen Verfahren üblich, zur Belüftung umgesetzt. Dies ist vorteilhaft, da so zum einen Kosten gespart und zum anderen Emissionen von Gasen, Keimen und Geruchsstoffen verhindert werden.
- Verhinderung von Geruchsbelästigungen und Gasemissionen durch Bioflächenfilter  
Auf die Mieten wird eine ca. 30 cm dicke Schicht aus durchgerottetem Material

< 60 mm gelegt. Diese Schicht arbeitet wie ein Biofilter.

#### 5. Verfahrensschritt:

##### **Dünnschichtiger Einbau auf der Deponiefläche**

#### 10.3.4 Bauausführung/ Inbetriebnahme

Baubeginn der Anlage war 1993. Die Maschinentechnik wurde von den Firmen PREUSSAG-NOELL Wassertechnik GmbH und KAELBLE Gmeinder GmbH geliefert. Der Bau der Anlieferungshalle sowie die Erschließungsmaßnahmen wurden von der Firma Wilhelm FABER GmbH & Co KG ausgeführt. Den Betrieb und die

Gesamthaftung für die Anlage hat die Firma FABER Recycling GmbH in Schlierschied übernommen. Im Juni 1994 wurde die Anlage in Betrieb genommen. Seit diesem Zeitpunkt arbeiten alle Teile dieser Anlage störungsfrei und zuverlässig. Die Planungsvorgaben wurden 100 %-ig erfüllt:

- Grobe Störstoffe werden sicher erkannt und entfernt.
- Es wird eine ausreichende Zerkleinerung (Ausnahme: grobe Sperrmüllstücke z.B. Teppiche, Matratzen) erreicht.
- Die angelieferten Abfälle werden vollständig durchmischt, so daß beim Austrommeln keine Einzelfraktionen der Ausgangsstoffe mehr erkennbar sind.
- Das Gemisch ist gleichmäßig durchfeuchtet.
- Beim Austrommeln der Abfälle bleibt die Trommelwand an allen Stellen metallisch blank.
- Ein Festsetzen von Abfallfetzen an den Zerkleinerungseinrichtungen im Inneren der Trommel (Sägezahnspirale) war zu keinem Zeitpunkt erkennbar.
- Der Aufbau und der Betrieb der Mieten nach dem KAMINZUGVERFAHREN wurden einwandfrei und mit gutem Erfolg durchgeführt.
- In Abbildung 10.10 ist im Vordergrund eine Miete nach dem KAMINZUGVERFAHREN und im Hintergrund die Anlieferungshalle zu erkennen.

# AMBRA

Aerobe Mechanisch-Biologische Rest Abfallbehandlung

Moderner Deponiebetrieb durch  
Mechanisch - Biologische  
Vorbehandlung von Siedlungsabfällen.

Die Anwendung des Verfahrens **AMBRA** garantiert folgende **ökonomische** und **ökologische** Vorteile :

- Verringerung der Deponiegasentwicklung um über 99 %
- Reduzierung der Sickerwasserbelastung um bis zu 90 %
- Erstellung eines homogenen Deponiekörpers mit geringer Setzungsneigung
- Verdoppelung der Deponielaufzeit
- Reduzierung der Folgekosten in der Nachsorgephase

*Wir lösen  
Ihre Abfallprobleme*



## Leistungsangebot:

Die Firma FABER RECYCLING löst Aufgaben und Probleme der Abfallbehandlung effektiv und kostengünstig:

- Wir erarbeiten unter wissenschaftlicher Beratung des Leichtweiß-Institutes der TU Braunschweig Konzepte für die Vorbehandlung von Abfällen;
- Zur Umsetzung des Konzeptes planen und erstellen wir die notwendigen Anlagen;
- Unser geschultes Fachpersonal betreibt AMBRA-Anlagen mit geeigneten Spezialgeräten gemäß den Vorgaben und Anforderungen der TA Siedlungsabfall;
- Wir sind in der Lage, auch bei bereits bestehenden Deponieanlagen das AMBRA-Verfahren wirksam einzuführen.

Baustoffrecycling  
Wiederverwertung

**FABER**  
RECYCLING



Faber Recycling GmbH  
Hauptstraße 2

55483 Schlierschied / Hunsrück

Tel. : 0 67 65 / 9 11 - 12  
Fax : 0 67 65 / 2 82



Umwelt  
Schutz

### 10.3.5 Ergebnisse

Durch den Betrieb der mechanisch-biologischen Restabfallbehandlung auf der Deponie Meisenheim wird die Forderung der TA Siedlungsabfall, nur noch reaktionsarme Abfälle zur Deponierung zu zulassen, erfüllt. Im folgenden werden die wesentlichen Betriebsergebnisse der Anlage mitgeteilt:

- **ELUATANFORDERUNGEN DER TA SIEDLUNGSABFALL WERDEN ERFÜLLT**

Für die meisten Parameter werden die Eluatanforderungen für die Deponieklasse I der TAsi eingehalten. Der TOC im Eluat erfüllt nur durch eine ausreichend lange Rottedauer die Anforderungen der Deponieklasse II, wie aus Tabelle 10.4 ersichtlich ist.

- **VERMINDERUNG DES AUSGASUNGSVERHALTENS DER DEPONIERTEN ABFÄLLE**

Durch eine weitgehende Inertisierung der Abfälle wird das Gaspotential um über 99 % verringert. In Abbildung 10.11 ist die in einem 150 Tage dauernden Ausgasungsversuch gemessene insgesamt produzierte Gasmenge im Vergleich mit Werten für unbehandelte Abfälle, die von Kruse (1994) ermittelt wurden, dargestellt.

**Tab. 10.4: Ergebnisse der Eluatuntersuchungen des Rottegutes der Deponie Meisenheim**

Substanz	Deponieklasse I	Deponieklasse II	6 Monate Miete A	Rottedauer Miete B	12 Monate Miete A	Rottedauer Miete B
pH-Wert [-]	5,5-13	5,5-13	7,3	7,1	7,1	7,4
LF [ $\mu\text{S}/\text{cm}$ ]	$\leq 10.000$	$\leq 50.000$	3.470	1.737	2.550	1.705
TOC [mg/l]	$\leq 20$	$\leq 100$	136	120	58,3	90,1
Arsen [mg/l]	$\leq 0,2$	$\leq 0,5$	$\leq 0,025$	$\leq 0,025$	$\leq 0,025$	$\leq 0,025$
Blei [mg/l]	$\leq 0,2$	$\leq 1,0$	$\leq 0,1$	$\leq 0,1$	$\leq 0,1$	$\leq 0,1$
Cadmium [mg/l]	$\leq 0,05$	$\leq 0,1$	0,0008	0,0008	$\leq 0,005$	$\leq 0,005$
Kupfer [mg/l]	$\leq 1,0$	$\leq 5,0$	0,1	0,1	$\leq 0,1$	$\leq 0,1$
Nickel [mg/l]	$\leq 0,2$	$\leq 1,0$	$\leq 0,1$	$\leq 0,1$	$\leq 0,1$	$\leq 0,1$
Zink [mg/l]	$\leq 2,0$	$\leq 5,0$	0,3	0,3	0,14	0,3
NH <sub>4</sub> -N [mg/l]	$\leq 4,0$	$\leq 200$	3,3	17,8	0,18	0,34
Cyanide [mg/l]	$\leq 0,1$	$\leq 0,5$	$\leq 0,02$	$\leq 0,02$	-	$\leq 0,02$
AOX [mg/l]	$\leq 0,3$	$\leq 1,5$	0,262	0,127	0,093	0,121

- **REDUZIERUNG DER SICKERWASSERBELASTUNG AUS DER DEPONIE**

Seit Inbetriebnahme der Anlage 1994 wurden ca. 60.000 t Abfälle behandelt und danach auf dem neuen Schütffeld eingebaut. Seit 1995 werden die Abfälle auch verdichtet eingebaut.

In Abbildung 10.12 sind die Sickerwasserbelastungen der Sickerwässer aus dieser Deponie zu erkennen, die erstmalig die Verhältnisse der Praxis von mechanisch-biologisch behandelten Abfällen wiedergeben.

Der CSB unterschreitet (mit einer Ausnahme) immer 1.000 mg/l, der BSB<sub>5</sub> ist seit 1995 nicht mehr nachweisbar. Generell liegen alle Werte unter bzw. in der Nähe der Einleiterbedingungen.

**Abb. 10.11: Darstellung des Ausgasungsverhaltens der mechanisch-biologisch behandelten Abfälle des LK Bad Kreuznach (Deponie Meisenheim) im Vergleich zu unbehandeltem Frischmüll**

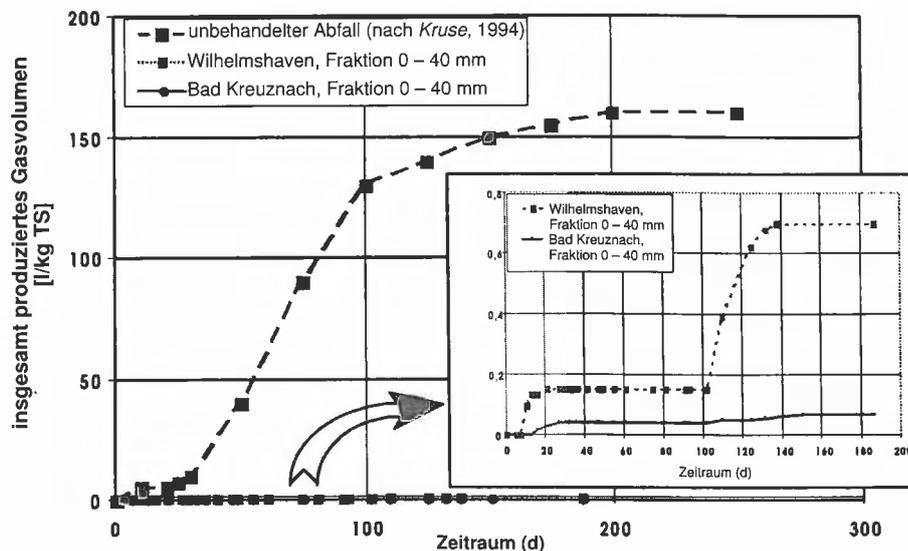
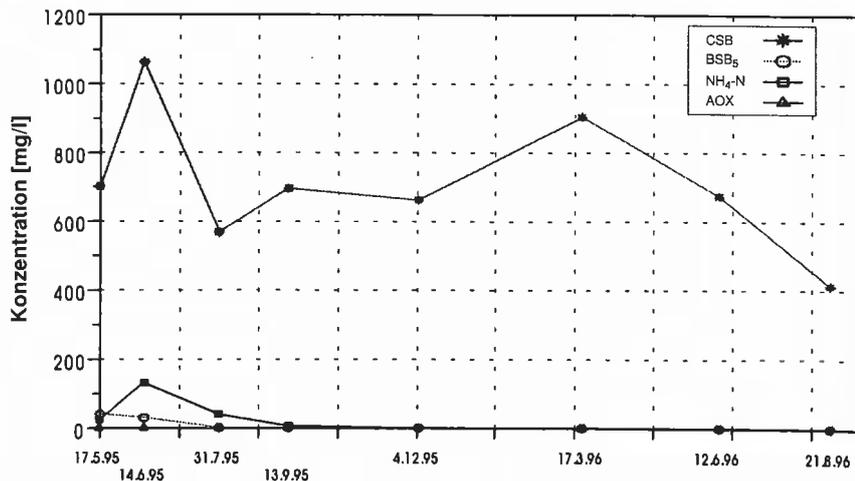


Abb. 10.12: Verlauf der Sickerwasserbelastung auf dem neuen Schüttfeld der Deponie Meisenheim



• ERHÖHUNG DER EINBAUDICHTE DER GEROTTETEN ABFÄLLE

Am Standort Meisenheim konnten bisher noch keine großtechnischen Einbauversuche durchgeführt werden. Großtechnische Verdichtungsversuche mit ähnlich behandelten Abfällen haben gezeigt, daß Dichten von (=  $1,3 \text{ t/m}^3 - 1,5 \text{ t/m}^3$ ) erreichbar sind.

• ABSIEBUNG EINER HEIZWERTREICHEN FRAKTION

Eine Absiebung wird momentan nur nach der Rotte mit einem Siebschnitt bei 60 mm durchgeführt. Ziel ist die Gewinnung der Fraktion < 60 mm, die zur Abdeckung der Rottemieten sehr erfolgreich als Biofilter eingesetzt wird. Untersuchungen der heizwertreichen Fraktion

> 60 mm haben einen Heizwert > 20.000 kJ/kg ergeben.

**Literatur**

*Kruse, K. (1994)*  
Langfristiges Emissionsgeschehen von Siedlungsabfalldeponien, Veröffentlichungen des Instituts für Siedlungswasserwirtschaft der TU Braunschweig, Heft 54, ISSN 0934-9731, 1994

*Maak, D. (1995)*  
Weiterentwicklung der AMBRA am Beispiel der Deponien Bad Kreuznach und Nienburg, Veröffentlichungen des Zentrums für Abfallforschung der TU Braunschweig, Heft 10, ISSN 0934-9243, 1995

## 10.4. MBA Oberpullendorf

E. Binner und P. Lechner

### 10.4.1 Ausgangsbedingungen

Die Abfallentsorgung im Burgenland (Österreich) wird durch den Burgenländischen Müllverband (BMV) mit Sitz in Oberpullendorf durchgeführt. Alle 170 burgenländischen Gemeinden sind Mitglied dieses Verbandes. Der Umweltdienst Burgenland (UDB) ist als eigenständige Gesellschaft im BMV auch für die Sammlung des Hausmülls (Restabfall, Biotonne, Sperrmüll und Problemstoffe) der 270.000 Einwohner zuständig. Der BMV und der UDB sind gleichzeitig Vertragspartner der ARA (Altstoff Recycling Austria, verantwortlich für die Sammlung und Verwertung von Altstoffen in Österreich) und führen für diese die Sammlung von Altstoffen durch. Zusätzlich werden vom UDB auch Abfälle von Gewerbe, Handel und Industrie entgegengenommen.

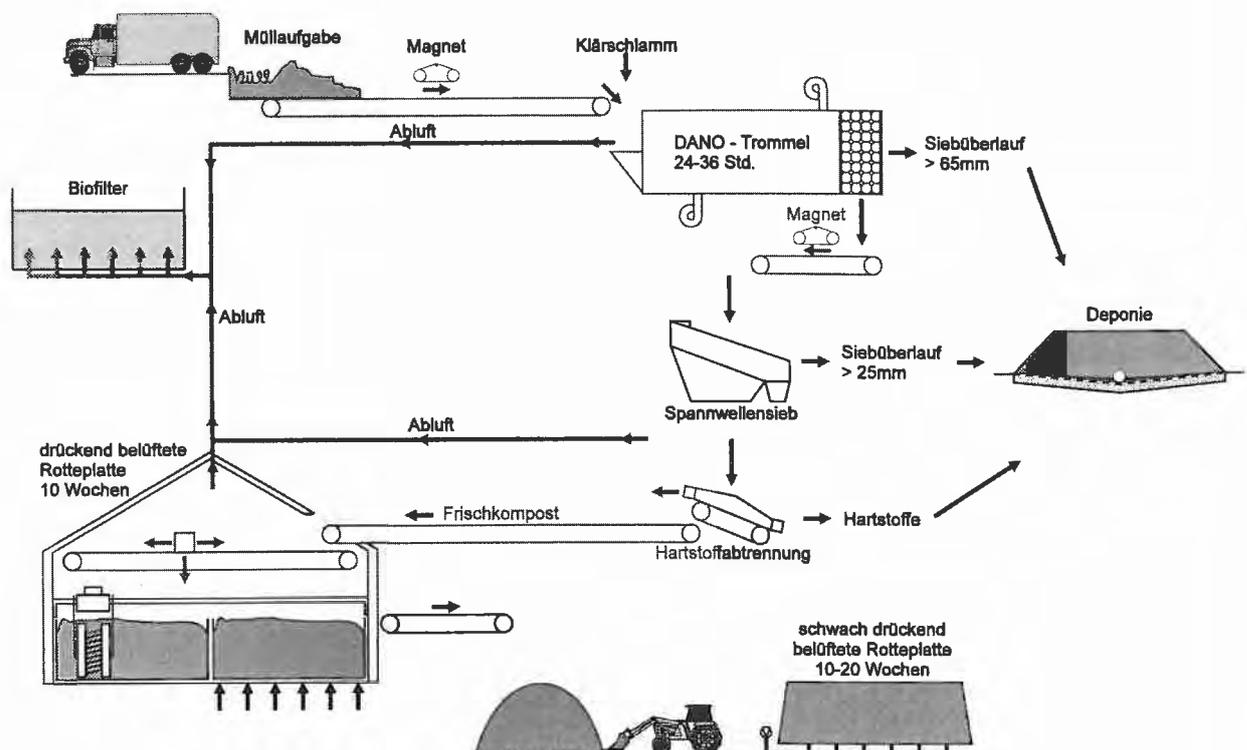
Der Restabfall wird in drei Umladestationen auf Großraumtransporter umgeladen und zur me-

chanisch-biologischen Abfallbehandlungsanlage Oberpullendorf des UDB transportiert. 1995 wurden auf der Anlage 35.000 t Restabfall und Klärschlamm behandelt. Die nicht verwertbaren Komponenten (16.100 t Siebreste und Hartstoffe) wurden auf die beiden dem BMV gehörenden Deponien verbracht. 9.800 t Müllkompost wurden großteils zur Abdeckung der bestehenden Deponien verwendet.

### 10.4.2 Ziele

Die Inbetriebnahme der Kompostanlage Oberpullendorf erfolgte im Jahr 1978. Ziel des für eine Gesamtmüllkompostierung konzipierten Werkes war die Verarbeitung des im Burgenland anfallenden Hausmülls und des in Oberpullendorf anfallenden Klärschlammes zu Kompost mit anschließender Vermarktung des Endproduktes. Bedingt durch die Schadstoffbelastung des Müllkompostes war eine Vermarktung praktisch nicht

Abb. 10. 13:Prinzipieller Verfahrensablauf in der mechanisch-biologischen Restabfallbehandlungsanlage Oberpullendorf.



möglich. Seit 1993 wird daher über die Biotonne getrennt gesammelt und anderweitig kompostiert. In die Anlage Oberpullendorf gelangen jetzt nur mehr Restabfall und Klärschlamm.

1978 wurde die Anlage als DANO-Anlage mit anschließender offener Dreiecksmietenkompostierung für den Hausmüll von 40.000 Einwohnern konzipiert. 1980 bis 1982 erfolgte eine Erweiterung auf 270.000 Einwohner. Die Anlage wurde 1987 um eine drückend belüftete Rotteplatte (im Freien) erweitert. Geruchsprobleme führten schließlich 1989 zur heutigen Anlagenkonfiguration mit einer Einhausung der Rotteplatte, wobei die Abluft mittels Biofilter desodoriert wird.

#### 10.4.3 Konzept

Abbildung 10.13 zeigt den prinzipiellen Verfahrensablauf in der mechanisch-biologischen Anlage Oberpullendorf. Der angelieferte Restabfall wird in einen Aufgabebunker entleert. Über Förderbänder und Magnetabscheider gelangt der von sperrigen Gegenständen befreite Restabfall in drei DANO-Trommeln. Vor der Trommel wird Klärschlamm zudosiert. Die Aufenthaltszeit in den Trommeln beträgt in Abhängigkeit von der angelieferten Abfallmenge 24 bis 36 Stunden. Am Trommelende wird über ein angeflanshtes Sieb ein Siebüberlauf > 65 mm abgetrennt und, trotz eines Heizwertes ( $H_U$ ) von ca. 14.000 kJ/kg, auf die Deponie verbracht. In einem 2. Siebschritt wird mittels Spannwellensieb wahlweise auf 25 oder 30 mm abgesiebt.

Nach einem Magnetabscheider und einem Hartstoffabscheider wird der Siebdurchgang mittels Koordinatenabsetzer vollautomatisch auf eine der beiden Rotteplatten zu 2 m hohen Tafelmieten aufgebracht. Die drückende Zwangsbelüftung erfolgt über ein mit einem Vlies abgedecktes Schotterbett. Die gesamte Rotteplatte ist in vier voneinander getrennte Belüftungsabschnitte unterteilt. Mittels WENDELIN-Um-

**Abb 10. 14: Restabfallbehandlungsanlage Oberpullendorf (Ausbauphase 1987) – Belüftete Rotteplatte**



setzgerät wird das Material wöchentlich vollautomatisch umgesetzt, wobei bei Bedarf angefeuchtet werden kann. In insgesamt 10 Wochen „wandert“ das Rottegut von der Inputseite zum Austrag, wo eine Endabsiebung (< 10 mm) und eine weitere Hartstoffabscheidung erfolgen könnten.

Der Hallenoutput gelangt auf eine schwach drückend belüftete Nachreifepalte. Nach 10 bis 20 Wochen Nachreife gelangt der mechanisch-biologisch behandelte Restabfall auf die Deponie.

Zur Vermeidung von Gas- bzw. Geruchsemissionen wurde die Rotteplatte mit einer Holzbinder-

**Abb. 10. 15: Restabfallbehandlungsanlage Oberpullendorf (Ausbauphase 1987) – Belüftete Rotteplatte mit Umsetzgerät (System WENDELIN)**



Abb. 10. 16: Restabfallbehandlungsanlage Oberpullendorf nach dem Einhausen (Ausbauphase 1989) – Materialeintrag auf die belüftete Rotteplatte



konstruktion überdacht. Zum Schutz der konstruktiven Teile der Halle wurde eine Plastikfolie abgehängt. Die Rotteabluft wird abgesaugt und anschließend in Kompostfiltern desodoriert.

#### 10.4.4 Bauausführung

Die Planung des Erweiterungsprojektes wurde von der Fa Vogel & Müller (Planungsbüro für Abfallwirtschaft), A-6900 Bregenz, Ehregutaplatz 8 durchgeführt. Die wissenschaftliche Beratung erfolgte durch das Institut für Wassergüte und Landschaftswasserbau, Abt. Abfallwirtschaft der TU-Wien, A-1040 Wien, Karlsplatz 13.

Abb. 10. 17: Gasspenden [in l/(kg TS\**h*)] von Restabfall bei unterschiedlicher Dauer (DANO-Austrag, 7 und 30 Wochen) der mechanisch-biologischen Behandlung (Inkubationsversuchsserie 4, ABF-BOKU).

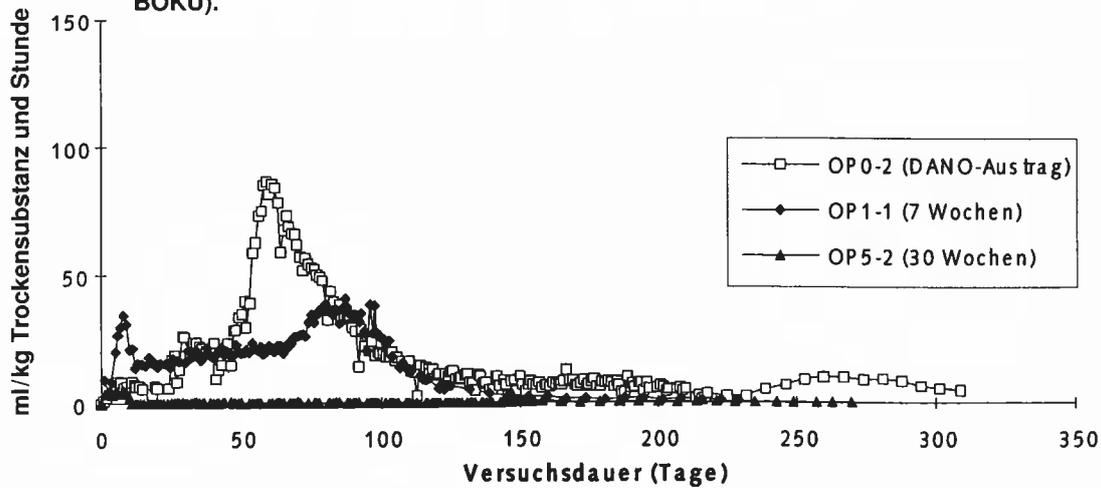
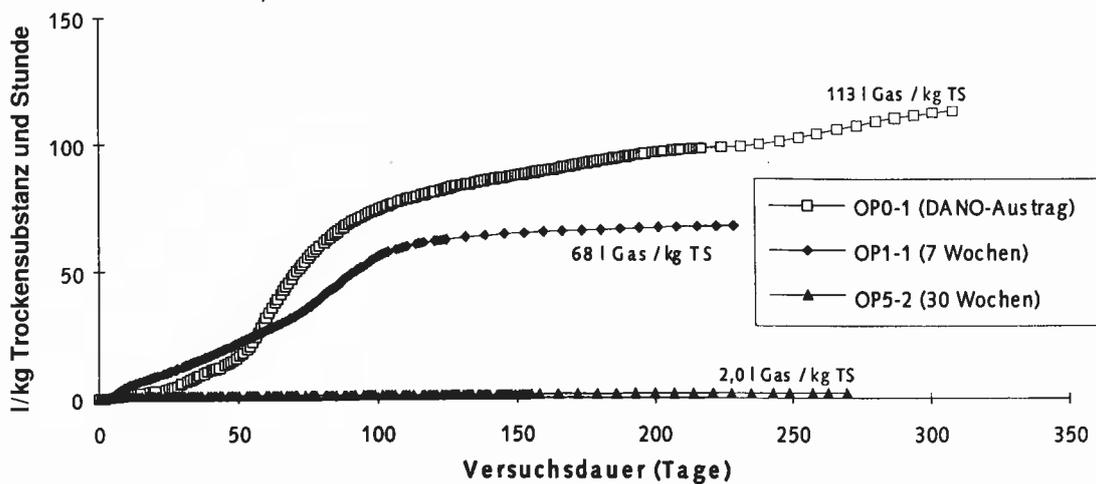


Abb. 10. 18: Gasspendensummen [l/kg TS] von Restabfall bei unterschiedlicher Dauer (DANO-Austrag, 7 und 30 Wochen) der mechanisch-biologischen Behandlung (Inkubationsversuchsserie 4, ABF-BOKU).



#### 10.4.5 Ergebnisse

Am ABF-BOKU wurde die Reaktivität der mechanisch-biologisch behandelten Restabfälle unter anaeroben Bedingungen (Inkubationsversuche, *Binner*, 1996) geprüft. Dabei wird unter möglichst deponieähnlichen Bedingungen die Gasbildung beobachtet. Die Versuche wurden als Doppelansatz durchgeführt. Nachdem beide Ansätze praktisch identische Werte lieferten, sind in den Abbildungen aus Gründen der Übersichtlichkeit nur die Werte jeweils eines Ansatzes dargestellt.

Abbildung 10.17 zeigt die Gasspenden von Restabfall aus der Behandlungsanlage Oberpuldorf. Untersucht wurde Restabfall (+ Grünlaugenschlamm) aus der DANO-Trommel, Restabfall + Klärschlamm von der Rotteplatte nach 7 Wochen Rottedauer und Restabfallklärschlammkompost nach insgesamt 30 Wochen Rottedauer.

Abbildung 10.18 zeigt die Gasspendensummen bezogen auf die Ausgangstrockensubstanz. Alle Volumenangaben wurden auf Normliter (0 °C, 1013 mbar) umgerechnet. Während das DANO-

Austragsmaterial auch nach 300 Versuchstagen noch Gas (5 bis 10 ml / (kg TS\*h)) freisetzt, war die Gasbildung beim 7 Wochen gerotteten Material nach 150 Tagen bereits weitgehend abgeklungen (2 ml / (kg TS\*h)). Interessant ist die Entwicklung beim 30 Wochen gerotteten Material. Eine – allerdings unmaßgeblich geringe – Gasbildung setzte erst nach 150 Tagen Versuchsdauer ein; nach 270 Tagen wurden in Summe 2 l / kg TS freigesetzt, das entspricht ca 2 % der Menge von DANO-Austrag (113 l / kg TS). Beim 7 Wochen behandelten Restabfall waren es 68 l (65 % vom DANO-Austrag).

#### Literatur

*Binner, E.* (1996)

Der Inkubationsversuch – eine Methode zur Beurteilung der Reaktivität von Abfällen, Vortrag beim Arbeitsgespräch: „Methoden zur Charakterisierung der biologischen Stabilität von organischer Substanz“ am IWGA der BOKU-Wien am 29. 10. 1996.

*Marx, M.* (1996)

mündliche Mitteilung, 1996

# Ihr Rottegut entspricht nicht der TASI?

....Sie sollten mit uns sprechen!

## Das Restmüll-Splitting- Verfahren

- Die Kombination von mechanisch-biologischen Einheiten mit thermischen Abfallbehandlungsanlagen
- Die Produkte entsprechen der TASI
- Die thermische Nachbehandlung von Rottegut macht auch nach 2005 aus Ihrer BMA eine genehmigungsfähige Anlage

Sprechen Sie uns an!



Planungsgesellschaft  
Innovative Umwelttechnik mbH tel: 07141 7838-0  
Mühlstraße 12 fax: 07141 7838-15  
71691 Freiberg a.N. e-mail: iut@aon.at

# Intelligente Lösungen für eine lebenswerte Umwelt

**Kompostwerke,  
Biogasanlagen,  
Kombinations- (Ko-)  
Vergärung,  
Biofiltertürme,  
Restmüllaufbereitung  
Planung, Finanzierung  
und Bau**

*Nähere Informationen  
erhalten Sie gern auf  
Anfrage.*

*Wir freuen uns auf  
Ihren Anruf.*

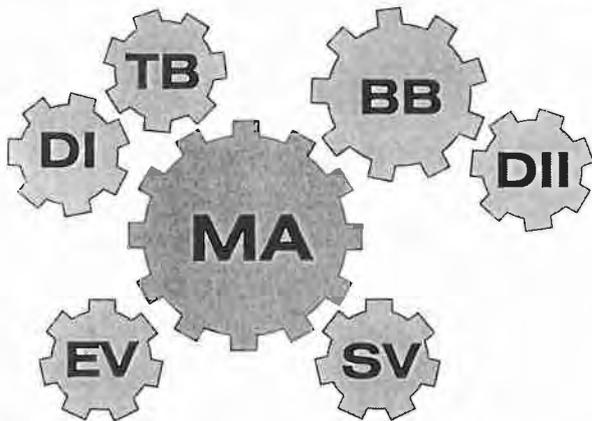
**BRV**  
TECHNOLOGIE-SYSTEME

Verger 11  
CH-2014 Böle / Switzerland  
Tel. +41 32 842 52 12  
Fax +41 32 842 52 15

Vertrieb Deutschland GmbH  
Westfalenstraße 208  
D-48165 Münster  
Tel. +49 2501 29106  
Fax +49 2501 29108

**Kompetenz durch Referenz** **IBA**

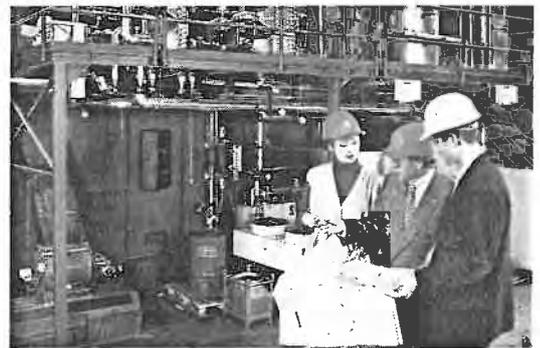
**STOFFSTROMSPEZIFISCHE  
ABFALLBEHANDLUNG IM  
ANLAGEN- UND TECHNOLOGIEVERBUND**



**INGENIEURBÜRO FÜR ABFALLWIRTSCHAFT  
UND ENTSORGUNG GMBH**  
**FRIESENSTR. 14 • 30161 HANNOVER**  
**TEL.: (0511) 311295 FAX.: (0511) 311299**

**IBA** **Beratende Ingenieure**

**DER STARKE  
PARTNER  
FÜR DIE UMWELT**



*Als Team von Spezialisten  
entwickeln, planen,  
begutachten und realisieren  
wir Problemlösungen  
zum Sortieren, Aufbereiten,  
Behandeln, Verbrennen  
und Deponieren von Reststoffen.*



Gesellschaft für Umwelttechnik GmbH  
Gladbacher Str. 106 41747 Viersen · Tel. 021 62 / 37 61 10

**Widra-Waagen Aachen**

für alle Industriebereiche

**Mechanische und elektronische  
Fahrzeug- u. Industriewaagen**

Herstellung und schlüsselfertige

Lieferung in stationärer und  
mobiler Bauart

Stahl- u. Betonausführung

PC-Systeme

Umrüstungen aller Art

Softwareerstellung für Lieferschein-  
bearbeitung und Rechnungs-  
schreibung



seit 1853

Wilh. von den Driesch  
GmbH & Co.  
Waagenfabrik  
Eifelstr. 1 a  
52068 Aachen  
Tel.: 0241 / 50 10 85  
Fax.: 0241 / 53 46 36

**-Unsere Erfahrung-**

**IHR VORTEIL!**

Willkommen beim Erich Schmidt Verlag

**ESV**

Verlagskatalog

Neuerscheinungen & Neuauflagen

ESV-Informationen

Jetzt im Internet: <http://www.erich-schmidt-verlag.de>

**A+S** Aktiver Einsatz für die Umwelt

**Innovatives Verfahren zur Restmüllbehandlung  
Durchführung der „Kalten Rotte“**

• Eigene Verfahrensbeschreibung • Anlagen in Betrieb • Einsatzerfahrung

**Grüngut- und Biokompostierung bei Eigen- und Lohnkompostierung**

• Verkauf von Kompost und Rindenmulch

A+S Häcksel- und Kompostierungs GmbH · Stettenklinge 1 · 74397 Pfaffenhofen · Telefon 0 70 46/9 88-0 · Fax 0 70 46/65 24



## ANNAHMEDOSIERER

Annehmen · Bevorraten · Fördern · Dosieren · eine Schlüsselmaschine



Einsetzbar für die vielfältigsten Anlagen wie z.B.

- ▶ Kompostierwerke
- ▶ Aufbereitung von Kehrabfällen
- ▶ Recyclinganlagen
- ▶ Holzhackschnitzel und Späneförderung
- ▶ Technische Trocknungen

Hersteller von allen Abroll- und Absetzsystemen sowie Presscontainern nach DIN 30722 und 30720

### FAHRZEUG- UND MASCHINENBAU GMBH

Birkenweg 58 · 39539 Havelberg · Tel. 03 93 87-733 · Fax 03 93 87-891 15

Dr. Born - Dr. Ermel



## Stoffstrommanagement in der Abfallwirtschaft

### Organisation

- Betriebliche Stoffstromwirtschaft
- Trennung von Stoffströmen
- Aufzeigen von Verwertungs-/ Beseitigungswegen
- Betriebsoptimierung

### Planung, Bauleitung, Projektsteuerung

- Mechanische Aufbereitung
- Mechanisch-biologische Vorbehandlung
- Thermische Behandlung

IBE Dr. Born - Dr. Ermel GmbH  
Ingenieurbüro für Verfahrenstechnik  
Finienweg 7, 28832 Achim  
Telefon 04202/758-0, Fax 04202/758-500

RUK Stuttgart  
Schockenriedstr. 4  
D-70565 Stuttgart  
Tel.: 0711/90678-0  
Fax.: 0711/90678-88

RUK Trier  
Olewiger Straße 62  
D-54295 Trier  
Tel.: 0651/97812-30  
Fax.: 0651/97812-39

RUK Berlin  
Köpenicker Straße 325b  
D-12555 Berlin  
Tel.: 030/6576-2589  
Fax.: 030/6576-2604

RUK Luxemburg  
3, rue J.-P. Sauvage  
L-2514 Luxemburg  
Tel.: 00352/435927  
Fax.: 00352/428482



Ingenieurgruppe

Internet: <http://home.t-online.de/home/ingenieurgruppe.ruk>

E-Mail: [ingenieurgruppe.ruk@t-online.de](mailto:ingenieurgruppe.ruk@t-online.de)

### Abfallwirtschaft und abfalltechnische Anlagen

Firmenberatung, Umweltschutzmanagement und Umwelt-Audit nach EG-Öko-Audit-Verordnung für Industrie- und Gewerbebetriebe, Umweltschutzhandbuch nach § 52 BImSchG, Reststoffvermeidung nach § 5 BImSchG, Qualitätsmanagement nach DIN ISO 9000 ff, Betriebsbeauftragter für Umwelt, Umweltverträglichkeitsuntersuchungen gemäß UVPG, Emissions- und Immissionsgutachten, Emissions- und Immissionsmessungen als Meßstelle nach § 26 BImSchG, Sicherheitsanalysen nach StörfallV, Abfallwirtschaftskonzepte, Standortsuche, Öffentlichkeitsarbeit

### Deponietechnik

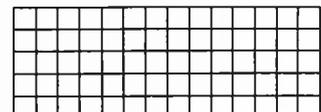
Deponieplanung, Genehmigungsmanagement, Betriebsoptimierung, Projektsteuerung, Sickerwasserreinigung, Sanierung der Sickerwasserleitungen, Deponiegaserfassung und Deponiegasverwertung, Berechnung der Betriebs- und Nachsorgekosten, Sicherheitstechnische Gutachten und Abnahmen, Betriebshandbuch und Betriebsordnung nach TASI, Betriebsanweisung nach GUV 17.4, Brandschutzordnung, Emissionsmessungen, Eigen- und Fremdkontrolle, Betriebsdatenerfassung mit EDV, Funktionsüberwachung, Jahresübersicht und Erklärung zum Deponieverhalten

### Altlasten

Untersuchungskonzepte und Untersuchungen, Gefährdungsabschätzungen und Fragen der Folgenutzung, Konzepte zur Sanierung, Vergleich von Sicherungs- und Dekontaminationsmaßnahmen, Sanierungsplanung, Bauüberwachung bei Sanierungsmaßnahmen, Arbeitsschutz und Arbeitsplatzmessungen, Koordinator nach ZH 1/183

### Ingenieurgruppe RUK

Prof. G. Rettenberger und Dipl.-Ing. S. Urban-Kiss · GbR  
Begutachtung · Beratung · Projektplanung · Projektmanagement · Forschung für  
Abfallwirtschaft · Deponietechnik · Altlastensanierung





# INGUT

## Unser Thema ist die Abfallwirtschaft

INGUT · Ingenieurbüro für Umwelttechnologie

Bahnstraße 71 a · 64560 Riedstadt  
Telefon (0 61 58) 46 19 · Telefax (0 61 58) 12 71

## Fachkunde Entsorgung

nach §9 EfbV und §3 TgV  
(behördlich anerkannt)

**Termine:** Auf Anfrage

**Inhalte:** Vorschriften des Abfallrechts,  
Gefahrstoffrechts, Arbeitsschutz-  
regelungen, haftungs- und  
strafrechtliche Risiken,  
Kreislaufwirtschaft und Entsor-  
gungstechnik

**Zielgruppe:** Betriebsleiter und Verantwort-  
liche für die Beaufsichtigung von  
Entsorgungsbetrieben

**Kosten:** 1 695,- DM zzgl. MwSt.



DEKRA - ETS mbH  
Unternehmensberatung  
und Qualifizierung

Taubfeld 8  
66121 Saarbrücken

Tel.: 0681.96760-36  
FAX: 0681.96760-11

Ihr Ansprechpartner:  
Hr. J. Zinke

## Inserentenverzeichnis

**A + S Häcksel- und Kompostierungs-GmbH,**  
Stettenklinge 1, 74397 Pfaffenhofen  
*Seite 134*

**BRV Technologie-Systeme,**  
Vergler 11, CH - 2014 Bôle  
**Vertrieb Deutschland GmbH,**  
Westfalenstraße 208, 48165 Münster  
*Seite 133*

**DEKRA E.T.S. mbH,**  
Taubfeld 8, 66121 Saarbrücken  
*Seite 136*

**Wilh. von den Driesch GmbH & Co.,**  
Waagenfabrik, Eifelstraße 1 a, 52068 Aachen  
*Seite 134*

**Faber Recycling GmbH,**  
Hauptstraße 2, 55483 Schlierschied  
*Seite 125*

**Gesellschaft für Abfallwirtschaft Lüneburg mbH,**  
Adendorfer Weg, 21357 Bardowick  
*2. Umschlagseite*

**Havelberger Fahrzeug- und Maschinenbau  
GmbH,** Birkenweg 58, 39539 Havelberg  
*Seite 135*

**IBA - Ingenieurbüro für Abfallwirtschaft und  
Entsorgung GmbH,**  
Friesenstraße 14, 30161 Hannover  
*Seite 134*

**IBE Dr. Born - Dr. Ermel GmbH, Ingenieurbüro  
für Verfahrenstechnik,**  
Finienweg 7, 28832 Achim-Baden  
*Seite 135*

**Ingenieurgruppe RUK,**  
Schockenriedstraße 4, 70565 Stuttgart  
*Seite 135*

**INGUT Ingenieurbüro für Umwelttechnologie,**  
Bahnstraße 71 a, 64560 Riedstadt  
*Seite 136*

**Planungsgesellschaft Innovative Umwelttechnik  
GmbH,**  
Mühlstraße 12, 71691 Freiberg a.N.  
Schiltern 100, A - 2824 Seebenstein  
*Seite 133*

**Erich Schmidt Verlag GmbH & Co.,**  
Genthiner Straße 30 G, 10785 Berlin  
*3. und 4. Umschlagseite, Seite 134*

**Svedala Deutschland GmbH,**  
Winterstraße 8, 42285 Wuppertal  
Svedala-Haus Magdeburg,  
Gewerbestraße 22, 39167 Irxleben  
*Seite 37*

**U.T.G. Gesellschaft für Umwelttechnik GmbH,**  
Lüpertzender Straße 6, 41061 Mönchengladbach  
*Seite 118*  
Gladbacher Straße 106, 41747 Viersen  
*Seite 134*

**Volvo Baumaschinen Deutschland GmbH,**  
Max-Planck-Straße 7, 54329 Konz-Köhen  
*Seite 33*

# Müll und Abfall

## Fachzeitschrift für Behandlung und Beseitigung von Abfällen

### Organ für Entsorgungspraxis und Kreislaufwirtschaft

Mitteilungen der Länderarbeitsgemeinschaft Abfall (LAGA) · Mitteilungen der DGAW – Deutsche Gesellschaft für Abfallwirtschaft e. V. · Mitteilungen des Arbeitskreises für die Nutzbarmachung von Siedlungsabfällen e. V. (ANS)

▼ Eine Fachzeitschrift von Fachleuten für Fachleute ist angesichts der anstehenden Fragen und Probleme in der Abfallwirtschaft unverzichtbar: MÜLL und ABFALL steht seit 29 Jahren für diesen Bereich und bietet den umfassenden Erfahrungsaustausch zwischen allen an der Abfallwirtschaft beteiligten Kreisen.

▼ Die Mitarbeit von Experten aus Forschung, Industrie, Verwaltung und Organisationen sowie aus der kommunalen wie privatwirtschaftlichen Praxis gibt die Gewähr für die ausgewogene und fundierte Berichterstattung und das hohe Niveau der aktuellen Beiträge.

#### Schwerpunkte der redaktionellen Berichterstattung:

- Menge und Zusammensetzung der Abfallstoffe
- Hygiene, Biologie und Chemie
- Vermeidung von Abfällen
- Wiederverwertung durch getrennte Erfassung oder Sortierung und Aufbereitung
- Sammlung, Umschlag und Transport
- Kompostierung und anaerobe Vergärung
- Thermische Verwertung durch Verbrennung und Pyrolyse
- Energie aus Abfall, Schlackeverwertung, Schrott
- Behandlung und Beseitigung von Schlämmen
- Ablagerung, Sickerwasser, Deponiegas, Rekultivierung
- Sonderabfälle, Gewerbeabfälle und Industrieabfälle
- Bauschutttaufbereitung, Baustellenabfälle, Bodenaushub
- Krankenhausabfälle
- Altlastensuche, -bewertung und -sanierung
- Straßenreinigung und Winterdienst
- Planung, Organisation und Beratung
- Rechtsfragen, Normen, Merkblätter
- Tagungen, Seminare, Ausstellungen
- Industrienachrichten
- Thema Abfall im Bundestag und in den Landtagen
- Veranstaltungsvorschau

▼ Redaktion, Verlag und kompetente Designer haben zusammen mit Fachleuten der Abfallwirtschaft ein neues Erscheinungsbild für MÜLL und ABFALL erarbeitet. Die Neugestaltung des Inhalts und eine andere Schrift verbesserten die Übersichtlichkeit und Lesbarkeit. Das Ergebnis hat bei den Abonnenten ein sehr positives Echo gefunden.

SCHRIFTFÜHRUNG: Dipl.-Ing. M. FERBER

ERSCHEINUNGSWEISE: Die Fachzeitschrift erscheint monatlich mit etwa 70 Seiten, DIN A 4, Bezugsgebühren im Abonnement je Heft DM 17,40/öS 127,-/sfr. 16,50 (Jahresabonnementspreis DM 208,80/öS 1524,-/sfr. 198,-). Jahresabonnementspreis für Bezieher in Ausbildung (gegen Vorlage einer Studienbescheinigung) DM 160,80/öS 1176,-/sfr. 150,-. Einzelheft DM 20,-/öS 146,-/sfr. 19,- jeweils einschl. 7 % MwSt. und zuzüglich Versandkosten.

▼ Als von Interessengruppen unabhängige und kritische, gleichwohl verantwortungsbewusste Fachzeitschrift ist MÜLL und ABFALL die unentbehrliche Informations- und Arbeitsgrundlage für alle in diesem Bereich tätigen Ingenieure und Kaufleute, Wissenschaftler und Praktiker, Juristen und Verwaltungsfachleute in den Kommunen, Fuhrparks und Stadtreinigungsbetrieben, in den Entsorgungsunternehmen, in Industrie und Forschung, den Verbänden oder in der Politik.

Die gesammelten Zeitschriften bieten Ihnen ein fundiertes Wissen. Einbanddecken geben den kompletten Jahrgängen ein einheitliches Aussehen: es steht Ihnen damit ein hervorragendes Nachschlagewerk zur Verfügung.

Unser Verlagsprogramm finden Sie im Internet:  
<http://www.erich-schmidt-verlag.de>  
e-mail: [ESV@esvmedien.de](mailto:ESV@esvmedien.de)

ESV

ERICH SCHMIDT VERLAG  
Berlin Bielefeld München

▼ 12 000 Seiten strukturierte Fachinformationen zu Technik / Wirtschaft / Recht des Umgangs mit Abfällen!

Das MÜLL-HANDBUCH ist Informationsquelle, Handlungsanleitung und – in der Sprache des Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetzes (Krw/AbfG) – Werkzeugkasten für

- ▼ Abfallerzeuger
- ▼ Abfallbesitzer
- ▼ Entsorgungsfachbetriebe
- ▼ Abfallbeauftragte
- ▼ öffentlich-rechtliche und private Entsorgungsträger
- ▼ Genehmigungs- und
- ▼ Überwachungsbehörden



Das gesamte Know-how der Abfallwirtschaft, angefangen von Kriterien für die Auswahl von Müllfahrzeugen bis hin zu Behandlungsmethoden PCB-haltiger Abfälle, wurde von über 250 namhaften Mitarbeitern für dieses Standardwerk zusammengetragen.

Wer auch immer – in Produktion, Handel, Dienstleistung, Behörde oder in der Politik, in Ingenieurbüros oder Forschungseinrichtungen – mit Abfallproblemen wie

- ▼ Vermeidung
- ▼ Transport
- ▼ Verwertung
- ▼ Behandlung oder
- ▼ Sammlung
- ▼ Ablagerung

befaßt ist, benutzt das MÜLL-HANDBUCH seit langem zur Bewältigung der sich ständig ändernden Aufgaben. Neue Herausforderungen ergeben sich aus dem Krw/AbfG.

Sich dieser Herausforderung erfolgreich zu stellen erfordert ein Arbeitsmittel, das in mittlerweile 35 Jahren seine Eignung unter Beweis gestellt und heute aktueller und wichtiger ist als je zuvor:

**Das MÜLL-HANDBUCH.**

# MÜLL HAND BUCH

**Vermeidung, Verwertung  
und  
Beseitigung von Abfällen**

*Ergänzbare Handbuch  
für die kommunale  
und gewerbliche  
Abfallwirtschaft*

Herausgegeben von Prof. Dr. med. habil. G. HÖSEL, Ministerialdirigent a. D., Prof. Dr.-Ing. BERND BILITEWSKI, Technische Universität

Dresden, Erster Direktor und Professor beim Umweltbundesamt  
Dipl.-Ing. W. SCHENKEL und

Dr.-Ing. H. SCHNURER, Ministerialdirigent beim Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit  
Unter Mitwirkung in- und ausländischer Fachleute aus Wissenschaft, Verwaltung und Wirtschaft

Begründet von

Prof. Dr.-Ing. E. h. W. KUMPF †, K. MAAS †  
und Prof. Dr.-Ing. H. STRAUB †.

Rd. 12 200 Seiten, DIN A 5, einschl. 6 Spezialordner DM 486,-/öS 3 548,-/sfr. 432,-, Ergänzungen von Fall zu Fall.  
Seitenpreis ca. DM 0,36.

Bestell-Fax: 0 30/25 00 85 19

**ESV**

ERICH SCHMIDT VERLAG  
Berlin Bielefeld München