

**Rotte- und Emissionsverhalten von  
mechanisch-biologisch vorbehandeltem  
Restmüll und Keim- und Staubbelastung im  
Sortierbereich**

(Förderkennzeichen: 1 450 972)

**- Abschlußbericht -**

Aachen 1999

**- Abschlußbericht -**

**Rotte- und Emissionsverhalten von mechanisch-  
biologisch vorbehandeltem Restmüll und Keim- und  
Staubbelastung im Sortierbereich**

(Förderkennzeichen: 1 450 972)

im Auftrag des Bundesministeriums  
für Forschung und Technologie (BMBF)

Forschungsinstitut für Wasser- und Abfallwirtschaft  
an der RWTH-Aachen e. V.

Projektleitung:  
Prof. Dr.-Ing. J. Kettern

Bearbeitung:  
Dipl.-Biol. K. Billmaier  
Dipl.-Biol. K.-T. Drees

Aachen, im Juli 1999

## Berichtsblatt

1. ISBN	2. Berichtsart Abschlußbericht	3.
4. Titel des Berichts Rotte- und Emissionsverhalten von mechanisch-biologisch vorbehandeltem Restmüll und Keim- und Staubbela- stungen im Handsortierbereich		
5. Autor(en) (Name(n), Vorname(n)): Prof. Dr.-Ing. J. Kettern Dipl.-Biol. K. Billmaier Dipl.-Biol. K.-T. Drees		6. Abschlußdatum des Vorhabens 06/1999
		7. Veröffentlichungsdatum 09/1999
8. Durchführende Institution (Name, Adresse)  Forschungsinstitut für Wasser- und Abfallwirtschaft an der RWTH Aachen e.V. Mies-van-der-Rohe-Str. 17 D – 52056 Aachen		9. Ber. Nr. Durchführende Institu- tion
		10. Förderkennzeichen <b>1 450 972</b>
		11. Seitenzahl 89
		12. Literaturangaben 53
13. Fördernde Institution (Name, Adresse)  Bundesministerium für Bildung, Wissenschaft, Forschung und Technologie (BMBF)		14. Tabellen 32
		15. Abbildungen 29
16. Zusätzliche Angaben		
17. Vorgelegt bei (Titel, Ort, Datum)		
18. Kurzfassung  <p>Innerhalb des oben genannten Verbundvorhabens sollte herausgestellt werden, inwieweit kalte Vorbehandlungsverfahren das Deponierverhalten von mechanisch-biologisch vorbehandeltem Restmüll beeinflussen. Das Deponierverhalten von mechanisch-biologisch vorbehandeltem Abfall wurde an Lysimeterversuchen simuliert. Die Ergebnisse zeigen, daß durch die mechanisch-biologische Behandlung des Abfalls eine CSB-Entfrachtung bezogen auf das Wasser-Feststoffverhältnis von ca. 70 % erfolgt, die kumulierte TOC-Fracht um ca. 50 % sinkt, die NH<sub>4</sub>-N-Konzentrationen eine Reduktion von annähernd 80 % aufweist, die Gasproduktion um ca. 80 % fällt. Insgesamt kann mit einer erheblichen Verkürzung der Nachsorgephase gerechnet werden.</p> <p>Neben den Lysimeteruntersuchungen wurden Staub- und Keimemissionsmessungen im Handsortierbereich der MBRA durchgeführt. Die durchgeführten Keimemissionsmessungen ergaben, daß die dort Beschäftigten im Vergleich zu anderen Arbeitsbereichen z. T. signifikant erhöhten Keimbelastungen ausgesetzt sind. Den größten Anteil der im Screening eindeutig bestimmten Bakterien hatten die Enterobacteriaceen, die Streptomyceten sowie die Coliformen. Den größten Anteil am Pilzspektrum hatte die Gruppe der Penicillien. Die Differenzierung zeigte die Eignung von <i>A. fumigatus</i> als Leitkeim.</p> <p>Die Staubmessungen erfolgten gleichzeitig mit den Keimemissionsmessungen. Die Analyse der Partikelzahlen in den unterschiedlichen Größenklassen zeigt, daß 95 % der Aerosole einatembar, 90 % thorakal und 85 % alveolengängig sind. Des weiteren ergab die Korrelation der Partikelklasse &gt; 2 bis &lt; 5 Mikrometer und der Konzentration an luftgetragenen Pilzen eine signifikante Übereinstimmung. Bei zukünftigen Untersuchungen und routinemäßigen Messungen durch die Aufsichtsbehörde oder im Rahmen der arbeitsmedizinischen Vorsorge könnte demnach auf die bewährte Meßgröße „Staubgehalt“ zurückgegriffen werden.</p>		
19. Schlagwörter  MBRA, kalte Vorbehandlung, Lysimeter, Nachsorgephase, Staub- und Keimemissionsmessungen, Müllsortierung, <i>Aspergillus fumigatus</i> , Aerosole, Korrelation, Meßstrategie		
20. Verlag	21. Preis	

## Document Control Sheet

1. ISBN.	2. Type of Report Final Report	3.
4. Report Title  Rotting and emission behaviour of mechanically-biologically pre-treated residual waste, germ- and dust load in the hand-sorting zone		
5. Author(s) (Family Name, First Name(s)) Prof. Dr.-Ing. J. Kettern Dipl.-Biol. K. Billmaier Dipl.-Biol. K.-T. Drees		6. End of Project 06/1999
		7. Publication date 09/1999
8. Performing Organization (Name, Address)  Forschungsinstitut für Wasser- und Abfallwirtschaft an der RWTH Aachen Mies-van-der-Rohe-Str. 17  D - 52056 Aachen		9. Originator's Report No.
		10. Reference No. <b>1 450 972</b>
		11. No. of Pages 89
		12. No. of References 53
13. Sponsoring Agency (Name, Address)  Bundesministerium für Bildung, Wissenschaft Forschung und Technologie (BMBF) 53170 Bonn		14. No. of Tables <b>32</b>
		15. No. of Figures <b>29</b>
16. Supplementary Notes		
17. Presented at (Title, Place, Date)		
18. Abstract <p>The aim of this joint project was to demonstrate how far the landfilling behaviour of mechanically-biologically pretreated residual waste is influenced by "cold" pretreatment processes. The landfilling behaviour of mechanically-biologically pretreated waste was simulated with the help of lysimeter tests. The results have shown that by mechanical-biological treatment of the waste the COD load is reduced by 70 % (related to the water/solids ratio), the accumulated TOC load is lowered by 50 %, the NH<sub>4</sub>-N concentration is reduced by nearly 80 %, and the gas production is minimized by c. 80 %. It can be expected that the aftercare phase will be considerably shortened.</p> <p>Besides the lysimeter tests, the load with dust and germs in the hand sorting zone of the mechanical-biological treatment plant was measured. The germ emission measurements had for result that the employees are exposed to germ loads which in part are significantly higher compared to other work places. Enterobacteriacees, streptomycetes and coliform bacteria had the highest share of the bacteria determined unequivocally during screening. The group of penicillins had the highest share among the fungi. Differentiation showed that <i>A. fumigatus</i> is suited as indicator germ.</p> <p>The dust measurements were carried out in parallel with the germ measurements. Analysis of the number of particles within the different size classes showed that 95 % of the aerosols can be inhaled, 90 % can be absorbed by the thoracal part and 85 % by the alveolar part. Moreover, a significant correspondence resulted from the correlation of the particle class &gt; 2 to &lt; 5 micrometer and the concentration of air-borne fungi. In future investigations and routine measurements by the supervisory authority or within the scope of preventive care in occupational medicine it would therefore be possible to fall back on the well-tried parameter "dust content".</p>		
19. Keywords  Mechanical-biological treatment plant for residual waste, "cold" pretreatment, aftercare phase, dust- and germ emissions measurements, waste sorting, aspergillus fumigatus, aerosols, correlation, measurement strategy		
20.		21. Price



## Inhaltsverzeichnis

	Seite
<b>Verzeichnis der Abbildungen</b>	III
<b>Verzeichnis der Tabellen</b>	V
<b>0 Einleitung</b>	1
<b>I Untersuchungen zum Rotte- und Rotte- und Emissionsverhalten von mechanisch-biologisch vorbehandeltem Restmüll durch Lysimeterversuche</b>	3
<b>1 Rechtliche Grundlagen</b>	3
<b>2 Verfahrensgrundlagen der mechanisch-biologischen Restabfallbehandlung</b>	8
2.1 Abfallzusammensetzung	8
2.2 Verfahren zur mechanisch-biologischen Restabfallbehandlung	10
2.3 Mechanische Behandlung	11
2.4 Biologische Behandlung	12
2.4.1 Aerobe Abfallvorbehandlung	12
2.4.2 Restabfallvergärung	14
2.5 Randbedingungen für die biologische Restabfallbehandlung	17
2.5.1 Emissionen während der mechanisch-biologischen Restabfallvorbehandlung	19
2.5.2 Ablagerungsverhalten des mechanisch-biologisch vorbehandelten Restabfalls	22
2.6 Verfahrenstechnische Entwicklung der MBRA Horm	23
2.7 Beschreibung der Verfahrenstechnik der MBRA Horm	25
<b>3 Untersuchungen zum Emissions- und Ablagerungsverhalten von mechanisch-biologisch vorbehandeltem Restabfall</b>	27
3.1 Versuchsanlage	27
3.2 Probenmaterial	30
3.3 Untersuchungsprogramm	32
<b>4 Darstellung und Diskussion der Versuchsergebnisse</b>	36
4.1 Ergebnisse der Feststoffuntersuchungen	36
4.2 Sickerwasseruntersuchungen	42
4.2.1 Organische Summenparameter	43
4.2.2 Anorganische Parameter	50

	Seite	
4.3	Ergebnisse der Gasuntersuchungen	54
4.3.1	Gasproduktion	55
4.3.2	Gaszusammensetzung	58
4.4	Zusammenfassende Bewertung der Lysimeteruntersuchungen	61
<b>II</b>	<b>Untersuchungen der Keim- und Staubemissionen im Hand- sortierbereich der MBRA Horm</b>	<b>64</b>
<b>5</b>	<b>Beschreibung des Arbeitssystems unter sicherheitstechni- schen Gesichtspunkten</b>	<b>64</b>
5.1	Bewertung der Expositionsbelastung	65
5.2	Aufbau des Meßprogramms	66
5.3	Durchführung der Messungen	67
5.4	Ergebnisdarstellung und -bewertung	68
5.4.1	Screening auf Leitkeime	68
5.4.2	Erfassung der spezifischen Keimemissionen	73
5.4.3	Bewertung der Expositionsbelastung	77
5.4.4	Schwebstaub-Immissionen	78
<b>6</b>	<b>Zusammenfassung der wissenschaftlichen Ergebnisse</b>	<b>83</b>
<b>7</b>	<b>Literaturverzeichnis</b>	<b>85</b>
	<b>Anhang</b>	

## Verzeichnis der Abbildungen

	Seite
Abbildung 2.1: Konzeption einer stoffspezifischen Restabfallaufbereitung und -behandlung	11
Abbildung 2.2: Abbauvorgänge und Temperaturverlauf während der Rotte	13
Abbildung 2.3: Abbauphasen der anaeroben Vergärung	15
Abbildung 2.4: Kinetik der Emissionsfreisetzung während der mechanisch-biologischen Vorbehandlung und in der Deponie	21
Abbildung 2.5: Verminderung des Emissionspotentials und -verlaufes nach der Ablagerung durch mechanisch-biologische Vorbehandlung	23
Abbildung 2.6: Verfahrensschema der MBRA Horm	26
Abbildung 3.1: Aufstellung der Lysimeter	29
Abbildung 3.2: Aufbau des Lysimeters	29
Abbildung 3.3: Verfahrensschema der MBRA Horm mit Entnahmestellen für die Lysimeteransätze	30
Abbildung 3.4: Schematische Darstellung der Gasprobenahme	35
Abbildung 4.1: Darstellung des BSB <sub>5</sub> /CSB-Verhältnisses im Sickerwasser	44
Abbildung 4.2: Verlauf der CSB Entfrachtung	45
Abbildung 4.3: Kumulierte TOC Fracht bezogen auf das Wasser/Feststoff-Verhältnis	48
Abbildung 4.4: Entwicklung der pH-Werte im Versuchszeitraum	50
Abbildung 4.5: Entwicklung der NH <sub>4</sub> -N Konzentrationen	51
Abbildung 4.6: Entwicklung der Leitfähigkeit im Untersuchungszeitraum	53
Abbildung 4.7: Vergleichende Darstellung der kumulierten Gasproduktion	55
Abbildung 4.8: Vergleichende Darstellung der Entwicklung der Gaszusammensetzung für die im Lysimeter untersuchten Abfallfraktionen	59
Abbildung 5.1: Pilzkonzentrationen an der Bandoberfläche in WSA	70
Abbildung 5.2: Differenzierung der Bakterien am Haus- und Gewerbemüllband (27.11.97)	71



Abbildung 5.3:	Differenzierung der Bakterien am Haus- und Gewerbemüllband (27.11.99)	71
Abbildung 5.4:	Differenzierung der Pilze am Hausmüllband	72
Abbildung 5.5:	Schichtmittelwerte für Pilze, Bakterien und Gesamtkeime am Hausmüllband	74
Abbildung 5.6:	Schichtmittelwerte für Pilze, Bakterien und Gesamtkeime am Gewerbemüllband	74
Abbildung 5.7:	Pilzkonzentrationen in 1550 Millimeter Höhe in Wertstoffsortieranlagen	75
Abbildung 5.8	Gradient der Pilzkonzentrationen des Gewerbemüllbandes	76
Abbildung 5.9:	Gradient der Pilzkonzentrationen des Hausmüllbandes	76
Abbildung 5.10:	Menschlicher Atemtrakt mit Eindringtiefe von Partikeln nach Korngröße	78
Abbildung 5.11:	Anzahl der Gesamt-Staubpartikel im Atembereich	80

## Verzeichnis der Tabellen

Tabelle 2.1:	Milieubedingungen für die methanproduzierenden Mikroorganismen	6
Tabelle 2.2:	Relative Konzentrationsänderung von Metallen im Sickerwasser durch Milieuänderungen	9
Tabelle 2.3:	Komponenten im Deponiegas	11
Tabelle 2.4:	Messung produzierter Gasmengen im Hausmüll	13
Tabelle 2.5:	Literaturauswertung für die Halbwertszeiten und Abbaukonstanten	15
Tabelle 2.6:	Faktoren für die Berücksichtigung betriebstechnischer Einflußgrößen	17
Tabelle 2.7:	Überschlägliche Massenbilanz für Sickerwasser aus Hausmülldeponien	19
Tabelle 2.8:	Abschätzung der Zeiträume für die saure Phase und die Übergangsphase bis zum Erreichen der stabilen Methanphase für Deponien mit „gängiger Betriebstechnik der 80er Jahre“	20
Tabelle 2.9:	Abschätzung des Zeitraums $T_E$ für die Parameter CSB, TKN und CI bis zum Erreichen der Grenzkonzentration $C_E$	23
Tabelle 3.1:	Kenndaten des Altbereichs der Deponie Horm	31
Tabelle 3.2:	Ergebnisse der Feststoffanalysen von Abfallproben aus dem Altbereich der Deponie Horm	36
Tabelle 3.3:	Wassermengen für die Bewässerung des Altmüllkörpers der Deponie Horm	38
Tabelle 3.4:	Anordnung der Lochdurchmesser bezogen auf die Länge der Rohrleitung	39
Tabelle 3.5:	Aufbau der Grundwassermeßstellen	41
Tabelle 3.6:	Gegenüberstellung der Konzentrationen von ZPS, WSHB, und Quelle mit den im An- und Abstrom befindlichen Brunnen	43
Tabelle 3.7:	Gegenüberstellung der im Untersuchungszeitraum ermittelten Konzentrationen aus ZPS, WSHB und Quelle mit den in unmittelbarer Nähe zur Deponie errichteten Grundwassermeßstellen	45
Tabelle 3.8:	Untersuchungsprogramm für die zentrale online Erfassung	46

---

Tabelle 3.9:	Untersuchungsprogramm für die in WSHB, ZPS und Quelle gefaßten Wässer	47
Tabelle 3.10:	Untersuchungsprogramm für das Deponiegas im Altbereich der Deponie Horm	48
Tabelle 4.1:	Wassermengenverhältnisse für den Altbereich der Deponie Horm	49
Tabelle 4.2:	Medianwerte der Konzentrationen verschiedener Parameter im Zeitraum von Oktober 1992 bis Dezember 1998 für das Mischwasser aus ZPS und WSHB	53
Tabelle 4.3:	Gegenüberstellung der verwendeten Ausgangsgrößen für die Prognose der CSB-Konzentration	78
Tabelle 4.4:	Gegenüberstellung der verwendeten Ausgangsgrößen für die Prognose der NH <sub>4</sub> -N-Konzentration	80
Tabelle 4.5:	Gegenüberstellung der einzelnen verwendeten Ausgangsgrößen zur Prognose der AOX-Konzentration	82
Tabelle 4.6:	Gegenüberstellung der einzelnen verwendeten Ausgangsgrößen zur Prognose der Chloridkonzentration	84
Tabelle 4.7:	Ausgangsgrößen für die Gasprognose und die Ermittlung des Nachsorgezeitraums	87

## **0 Einleitung**

Im BMBF-Verbundvorhaben "Mechanisch-biologische Behandlung von zu deponierenden Abfällen" wurde umfassend der Einfluß der kalten Vorbehandlungsverfahren auf das Deponier- und Emissionsverhalten mechanisch-biologisch vorbehandelten Restmülls untersucht und die Zweckmäßigkeit der Kombination einer MBRA mit einer Restmüllverbrennungsanlage bewertet. Im Rahmen dieses Verbundvorhabens bearbeitete das Forschungsinstitut für Wasser- und Abfallwirtschaft e. V. (FiW) folgende Teilvorhaben :

### **I Untersuchungen zum Rotte- und Emissionsverhalten von mechanisch-biologisch vorbehandeltem Restmüll durch Lysimeterversuche**

### **II Untersuchungen der Keim- und Staubemissionen im Handsortierbereich der MBRA Horm**

Hauptziel der vom FiW konzipierten Untersuchungen zum Rotte- und Emissionsverhalten von mechanisch-biologisch vorbehandeltem Restmüll war die realitätsnahe Ermittlung des Emissions- und Ablagerungsverhaltens der mechanisch-biologisch vorbehandelten Abfälle der MBRA Horm durch Simulation deponieähnlicher Bedingungen. Die zu untersuchenden Abfallfraktionen wurden den einzelnen Verfahrensstufen der MBRA-Horm entnommen, in Lysimetern eingebaut und über 36 Monate untersucht. Lysimeteruntersuchungen gelten zur Zeit als die aussagekräftigste Möglichkeit zur Simulierung deponieähnlicher Bedingungen. Die Zusammenhänge von Abfallzusammensetzung, Sickerwasser- und Gasproduktion sowie -qualität wurden so ermittelt. Sie bilden eine belastbare Grundlage zur Beurteilung der Leistungsfähigkeit sowie zur Optimierung der MBRA Horm.

Neben den Untersuchungen zum Deponieverhalten von mechanisch-biologisch vorbehandeltem Restmüll sollten die Keim und Staubemissionen im Handsortierbereich der MBRA Horm erfaßt und die Expositionsbelastung bewertet werden.

Arbeitnehmer in Anlagen zur mechanisch-biologischen Restabfallbehandlung sind, wie in den meisten Bereichen der Abfallwirtschaft, einem erhöhten Expositionsrisiko durch luftgetragene Keime ausgesetzt. Die Diskussion zur Quantifizierung und Bewertung dieses Risikos wurde in der Vergangenheit vorwiegend in bezug auf Wertstoffsortier- und Kompostanlagen kontrovers geführt.

Die Frage einer potentiellen Gefährdung der Beschäftigten bezog sich zunächst auf den Arbeitsschutz und galt nicht der Beurteilung des Verfahrens zur Abfallbehandlung. Diese Problematik wurde daher vom Verfahren der MBRA Horm entkoppelt und mit den Methoden der Arbeitssicherheit gelöst.

Die Teilvorhaben des FiW wurden in enger Kooperation mit der Gesellschaft für Umwelttechnik (U.T.G.) Mönchengladbach durchgeführt.

Die erzielten Ergebnisse und wissenschaftlichen Erkenntnisse der eingangs genannten Teilvorhaben werden im folgenden dargestellt.

# **I Untersuchungen zum Rotte- und Emissionsverhalten von mechanisch-biologisch vorbehandeltem Restmüll durch Lysimeterversuche**

Im folgenden werden zunächst die vom FiW konzipierten Lysimeteruntersuchungen zum Rotte- und Emissionsverhalten von mechanisch-biologisch vorbehandeltem Restmüll der MBRA Horn vorgestellt sowie die dabei erzielten Ergebnisse diskutiert.

## **1 Rechtliche Grundlagen**

Die Technische Anleitung Siedlungsabfall (TASI) ist die dritte Allgemeine Verwaltungsvorschrift zum Abfallgesetz. Sie ist am 1. Juni 1993 in Kraft getreten und formuliert den vom Gesetzgeber geforderten Stand der Technik einer umweltverträglichen Abfallentsorgung. Es werden dort Anforderungen an die Beseitigung von Siedlungsabfällen nach dem Stand der Technik sowie damit zusammenhängende Regelungen festgelegt. Der Stand der Technik soll durch die Einhaltung von Grenzwerten für Feststoffe und Eluate gewährleistet sein.

Neben den Anforderungen an die Probenahme und Analyseverfahren in Anhang A und an die Zuordnungskriterien in Anhang B werden in der TASI in Anhang C Anforderungen an Deponiegaserfassung, -behandlung und -untersuchung festgelegt. In Anhang B der TASI wird ein Überblick gegeben, welcher Deponie ein Abfall zugeordnet werden kann. Es sind diesbezüglich Parameter mit Grenzwerten aufgeführt, denen die in Anhang A genannten standardisierten Analyseverfahren zugrunde liegen.

Damit soll gewährleistet werden, daß durch den Abfall Emissionen wie eine Deponiegasentwicklung verhindert werden, das anfallende Sickerwasser organisch sehr gering belastet ist und nur geringfügige Setzungen als Folge eines biologischen Abbaus von organischen Substanzen im Deponiegut auftreten und damit der Abfall selbst als Barriere wirkt.

Spätestens nach 2005 dürfen nur noch Abfälle auf Deponien abgelagert werden, die uneingeschränkt die Anforderungen der TASI erfüllen. Entscheidend für die Beurteilung des Ablagerungsverhaltens ist derzeit der Punkt 2 im Anhang B der TASI „Organischer Anteil des Trockenrückstandes der Originalsubstanz“. Der organische Anteil des abgelagerten Abfalls unterliegt in der Deponie weitergehenden Abbauvorgängen, welche Emissionen auf dem Gas- und Wasserpfad zur Folge haben. Eine

emissionsarme Deponie erfordert daher eine Begrenzung des organischen Anteils. Dieser Anteil ist in Anhang B der TASI mit den Parametern Glühverlust (GV) und gebundener Gesamtkohlenstoff (TOC) charakterisiert.

In der folgenden Tabelle 1.1 sind zum einen die geforderten Grenzwerte aus Anhang B der TASI und zum anderen diesbezüglich erreichbare Größenbereiche für einen mechanisch-biologisch vorbehandelten Restabfall (MBA) und eine nicht aufbereitete Schlacke aus der thermischen Verwertung (MVA-Schlacke) dargestellt.

Tabelle 1.1: Zuordnungswerte der TASI (Anhang B) und Größenbereiche für mechanisch-biologisch vorbehandelte sowie thermisch vorbehandelte Restabfälle

Nr.	Parameter	Einheit	Deponieklasse		MBA <sup>1)</sup>	MVA-Schlacke nicht aufbereitet <sup>2)</sup>
			I	II		
<b>1</b>	<b>Festigkeit</b>					
1.01	Flügelscherfestigkeit	kN/m <sup>2</sup>	≥ 25	≥ 25	25-260 <sup>2)</sup>	k.A.
1.02	Axiale Verformung	%	≤ 20	≤ 20	8-20	k.A.
1.03	Einaxiale Druckfestigkeit	kN/m <sup>2</sup>	≥ 50	≥ 50	123-300	k.A.
<b>2</b>	<b>organischer Anteil des Trockenrückstandes der Originalsubstanz</b>					
2.01	bestimmt als Glühverlust	Masse-%	≤ 3	≤ 5	<b>12-45</b> <b>20-45</b> <sup>3)</sup>	<b>1,38-6,32</b>
2.02	bestimmt als TOC	Masse-%	≤ 1	≤ 3	<b>6</b> <sup>2)</sup> <b>8-22</b> <sup>3)</sup>	k.A.
<b>3</b>	<b>Extrahierbare lipophile Stoffe der Originalsubstanz</b>					
			≤ 0,4 Masse-%	≤ 0,8 Masse-%	k.A.	k.A.
<b>4</b>	<b>Eluatkriterien</b>					
4.01	pH-Wert	-	5,5-13,0	5,5-13,0	7,0-7,1	7,8-12,55
4.02	Leitfähigkeit	μS/cm	≤ 10000	≤ 50000	1700-2900	931-8040
4.03	TOC	<b>mg/l</b>	≤ <b>20</b>	≤ <b>100</b>	<b>64-318</b>	
4.04	Phenole	mg/l	≤ 0,2	≤ 50	< 0,01	0,1-0,1
4.05	Arsen	mg/l	≤ 0,2 l	≤ 0,5	0,008-0,068	0,005-0,005
4.06	Blei	mg/l	≤ 0,2	≤ 1	0,001-0,006	0,009-11,2
4.07	Cadmium	mg/l	≤ 0,05	≤ 0,1	0,0002-0,0009	0,005-0,005
4.08	Chrom VI	mg/l	≤ 0,05	≤ 0,1	< 0,005-0,26	0,05-0,05
4.09	Kupfer	mg/l	≤ 1	≤ 5	0,09-0,19	0,27-0,5
4.10	Nickel	mg/l	≤ 0,2	≤ 1	0,04-0,06	0,1-0,1
4.11	Quecksilber	mg/l	≤ 0,005 l	≤ 0,02l	<0,0004-0,0009	0,001-0,001
4.12	Zink	mg/l	≤ 2	≤ 5	0,13-0,29	0,05-1,5
4.13	Fluorid	mg/l	≤ 5	≤ 25	< 0,1-0,2	k.A.
4.14	Ammonium-N	mg/l	≤ 4	≤ 200	n.n.-1,7	k.A.
4.15	Cyanide, leicht freisetzb.	mg/l	≤ 0,1	≤ 0,5	< 0,005	k.A.
4.16	AOX	mg/l	≤ 0,3	≤ 1,5	0,06-0,18	k.A.
4.17	Wasserlösl. Anteil	Masse-%	≤ 3	≤ 6	0,16-2,1	k.A.

1) nach LEPOM ET AL (1995): Ergebnisse von Rotteversuchen in Ludwigshafen, Schaffhausen, Scharfenberg, Ludwigslust und Donauwald, 2) nach TURK/WITTMAYER (1995) und GALLENKEMPER ET AL (1994) in DOEDENS (1996A)



Nach den in Tabelle 1.1 aufgeführten Ergebnissen aus bisher vorliegenden Untersuchungen können der Glühverlust (GV) und der gesamte organisch gebundene Kohlenstoff (TOC) bei den mechanisch-biologisch vorbehandelten Restabfällen die Vorgaben der TASI nicht einhalten (LEPOM ET AL., 1995). Der TOC im Eluat kann in Ausnahmefällen bei Rottezeiten von vier bis sieben und mehr Monaten für die Deponieklasse II eingehalten werden (WOLPERS ET AL., 1997). Alle übrigen Zuordnungswerte der TASI für die Deponieklasse II und zum Teil auch für Deponieklasse I können in der Regel durch eine mechanisch-biologische Vorbehandlung erreicht werden (LEPOM ET AL., 1995).

Der Summenparameter Glühverlust wird diskutiert, weil er nicht nur die potentiell für einen biologischen Abbau verfügbare organische Substanz, sondern auch nicht bzw. nur schwer abbaubare organische Materialien wie beispielsweise Gummi, Kunststoffe sowie anorganische Bestandteile wie das im Gips ( $\text{CaSO}_4 \cdot 2 \text{H}_2\text{O}$ ) enthaltene Kristallwasser erfaßt. Die Höhe des Glühverlustes wird somit sehr stark vom Anteil dieser beispielhaft genannten Stoffe beeinflußt und ist im Hinblick auf das biologische Abbaupotential folglich nicht aussagekräftig. Dies gilt auch in ähnlicher Form für den TOC. Mit dem Summenparameter TOC ist es möglich, die zu erwartende organische Sickerwasserbelastung quantitativ zu charakterisieren. Es ist jedoch nicht sicher, ob er die Umweltverträglichkeit von Sickerwässern abgelagerter Restabfälle auch qualitativ beurteilen kann. In Untersuchungen des Institutes WAR der TH Darmstadt wurde in diesem Zusammenhang festgestellt, daß weder im Eluat noch im Sickerwasser mechanisch-biologisch vorbehandelter Siedlungsabfälle ein einfacher systematischer Zusammenhang zwischen der Höhe des TOC und dem Gehalt ausgewählter Schadstoffe (Phenolindex, AOX, EPA-PAK, PCB, BTEX, LHKW,  $\text{CHCl}_3$ , Mineralölkohlenwasserstoffe) vorhanden war. Lediglich die Kohlenhydrate, die toxiologisch unbedenklich sind, zeigen eine eindeutige Korrelation mit dem TOC (WOLPERS ET AL., 1997).

Aufgrund der oben dargestellten Diskussion ist die Ermittlung von geeigneten Alternativparametern zur Beurteilung der biologischen Restaktivität von mechanisch-biologisch vorbehandelten Abfällen und möglichen Richt- und/oder Grenzwerten zur Zeit Gegenstand umfangreicher Untersuchungen und Forschungsvorhaben. Als mögliche Richt- und/oder Grenzwerte werden neben den Grenzwerten im Anhang B ebenso für Abfälle, die mechanisch-biologisch vorbehandelt werden, die Parameter Atmungsaktivität nach 4 Tagen ( $\text{AT}_4$ ) und Gasbildung nach 21 Tagen ( $\text{GB}_{21}$ ) genannt. DOEDENS ET AL. (1997) schlägt zur Beurteilung von mechanisch-biologisch vorbehandelten Abfällen folgende Ablagerungskriterien vor (vgl. Tabelle 1.2).

Tabelle 1.2: Ablagerungskriterien zur Beurteilung von mechanisch-biologisch vorbehandelten Restabfällen (DOEDENS ET AL., 1997)

Nr. nach TASI (1993)	Parameter	Zuordnungswerte Dkl. II
<b>2. Trockenrückstand der Originalsubstanz</b>		
<i>2.1 für Abfälle aus der thermischen Behandlung sowie für unbehandelte Abfälle</i>		
2.11	Glühverlust	≤ 5 Masse-%
2.12	TOC	≤ 3 Masse-%
<b>2.2 spezifische Zuordnungswerte für Abfälle aus mechanisch-biologischer Behandlung</b>		
2.21	Atmungsaktivität AT <sub>4</sub> Gasbildung GB <sub>21</sub>	≤ 5 mg O <sub>2</sub> /g TR ≤ 20 Nml/g TR
<b>4. Eluatkriterien</b>		
<i>für Abfälle aus der mechanisch-biologischen Behandlung, aus der thermischen Behandlung sowie für unbehandelte Abfälle</i>		
4.01 - 4.17	unverändert wie in TASI (1993)	
<i>für Abfälle aus der mechanisch-biologischen Behandlung</i>		
4.01 - 4.02	unverändert wie in TASI (1993)	
4.03	TOC	≤ 300 mg/l

Zusätzlich zu den in Tabelle 1.2 dargestellten Parametern macht DOEDENS (1997) einen Vorschlag für Parameter, welche die Toxizität von mechanisch-biologisch vorbehandelten Restabfällen beschreiben sollen. In Tabelle 1.3 sind die vorgeschlagenen Untersuchungsmethoden mit den entsprechenden Richtwerten angegeben.

Tabelle 1.3 Mögliche Zuordnungswerte für Abfälle aus der mechanisch-biologischen Restabfallbehandlung zur Beschreibung der Toxizität (DOEDENS, 1997; HUND, 1996)

	Richtwert	Richtlinie	Testkriterium
Daphnientest	G <sub>D</sub> ≤ 2	DIN 38412 Teil 30	Akute Immobilisation des Kleinkrebsses <i>Daphnia magna</i>
Algentest	G <sub>A</sub> ≤ 4	DIN 38412 Teil 33	Hemmung der Zellvermehrung von <i>Scenedesmus subspicatus</i> (einzellige Grünalge)
Leuchtbakterientest	G <sub>L</sub> ≤ 8	DIN 38412 Teil 34	Hemmung der Lumineszenz (Leuchterscheinungen / Leuchtintensität)

Da die Ablagerungskriterien der TASI in bezug auf den Glühverlust von dem mechanisch-biologisch vorbehandelten Abfall nicht eingehalten werden, sind im Rahmen des BMBF-Verbundvorhabens gezielt alternative Parameter untersucht worden, deren Einhaltung nicht zu einer Aufweichung des hohen Deponiestandards führt. Gleichrangig werden im Verbundvorhaben Neu- und Weiterentwicklungen einzelner Verfahren und ihre Optimierung sowie ökologische und ökonomische Bilanzierungen zum Nachweis der tatsächlichen Leistungsfähigkeit erarbeitet. Damit können insgesamt Grundlagen für die Zulassung solcher mechanisch-biologischer Vorbehandlungsverfahren geschaffen werden. Für die Beurteilung des Emissions- und Ablagerungsverhaltens von mechanisch-biologisch vorbehandelten Abfällen bedient man sich der Untersuchung im Lysimetermaßstab. Durch die Simulation deponieähnlicher Verhältnisse läßt sich in kurzen Zeiträumen die Leistungsfähigkeit der gewählten Vorbehandlungstechnik beurteilen und gegebenenfalls eine Verfahrensoptimierung einleiten.

## **2 Verfahren Grundlagen der mechanisch-biologischen Restabfallbehandlung**

### **2.1 Abfallzusammensetzung**

Das Eingangsmaterial für eine MBRA besteht aus dem sogenannten „Restabfall“, d.h. eine vorangegangene Abtrennung der organischen Fraktion (Bioabfälle), der Wertstoffe und Problemabfälle wird vorausgesetzt.

Restabfall stellt ein sehr heterogenes Stoffgemisch dar. Seine Zusammensetzung entspricht der jeweils konkreten wirtschaftlichen und sozialen Situation, dem Umfang der angewendeten Vermeidungs- und Verwertungsmaßnahmen und insbesondere dem eingeführten Sammelsystem verbunden mit der Akzeptanz der Bevölkerung. Er ist regional unterschiedlich und verändert sich zudem zeitlich, so daß die zu erwartende Restabfallzusammensetzung vor allem nach Inkrafttreten des KrW-/AbfG nur schwer zu prognostizieren ist. Tabelle 2.1 zeigt beispielhaft verschiedene Abfallzusammensetzungen. Zum einen ist die letzte Bundeshausmüllanalyse von 1985, zum anderen eine prognostizierte und die aktuelle Zusammensetzung des Hausmülls und des Sperr- sowie Gewerbemülls der Fraktion > 24 mm aus dem Kreis Düren (1995/1996) dargestellt.

Tabelle 2.1: Ergebnisse unterschiedlicher Müllanalysen

	Hausmüll Bund <sup>1)</sup>	Prognose <sup>2)</sup> ohne Biotonne	Hausmüll Düren <sup>3)</sup>	Gewerbemüll Düren <sup>4)</sup>
	[M-%]	[M-%]	[M-%]	[M-%]
<b>Kunststoffe</b>	5,4	2,4	13	31,4
<b>Textilien</b>	2,0	3,6	5,6	9,2
<b>Mineralien</b>	2,0	3,7	-	-
<b>Glas, Keramik, Steine</b>			7,8	5
<b>Materialverbund</b>	1,1	1,6	-	-
<b>Wegwerfwindeln</b>	2,8	5,2	12,2	0,6
<b>Problemabfälle</b>	0,4	0,7	-	-
<b>Unsortierbarer Rest</b>			7	4,2
<b>Feinmüll (bis 8 mm)</b>	10,1	19,7	-	-
<b>Mittelmüll (8 bis 40 mm)</b>	16	19,9		
<b>Glas</b>	9,2	4,8	-	-
<b>FE-/NE-Metalle</b>	3,9	1,4	4,4	6,4
<b>Verpackungsverbund</b>	1,9	0,7	-	-
<b>Papier/Pappe</b>	16	17,7	22,2	15,3
<b>Holz</b>			2,5	22,5
<b>Vegetabiler Rest</b>	29,9	18,9	9,8	1
<b>Speisereste, tierische Rückstände</b>			9	1
<b>Papierschlämme und Spuckstoffe (6000 t - 8000 t) + Fraktion &lt; 24 mm</b>			6,5	3,4
1) Bundeshausmüllanalyse von 1985 2) prognostizierte Restmüllzusammensetzung nach Durchsetzung der Verpackungsverordnung 1995 und Biotonneneinführung (TURK ET AL, 1994) 3) Zusammensetzung des Hausmülls >24 mm in Düren, Herbst 1995/Mai 1996 4) Zusammensetzung des Sperr- und Gewerbemülls >24 mm in Düren, Herbst 1995/Mai 1996				

Die Gegenüberstellung der verschiedenen Abfallzusammensetzungen macht deutlich daß der Dürener Abfall überdurchschnittlich hohe Anteile an biologisch schwer abbaubaren Bestandteilen enthält, die vielfach doppelt so hoch sind wie üblicherweise angenommen. Der Dürener Abfall zeichnet sich beispielsweise durch hohe Gehalte an Kunststoffen, Wegwerfwindeln und Holz aus, die das Vorbehandlungsverfahren selbst stören und ebenso eine kleinräumige Versuchsanlage erheblich behindern können. Weiterhin ist trotz Einführung der flächendeckenden Biotonne im Kreis Düren der Anteil an biologisch leicht abbaubaren Fraktionen immer noch sehr hoch, so daß ein entsprechendes Emissionspotential zu erwarten ist.

Im Hinblick auf die Keimbelastung am Arbeitsplatz ist vor allem der verbliebene Anteil von Vegetabilien von Bedeutung; sie bieten sehr gute Milieubedingungen für humanpathogene Mikroorganismen. Darüber hinaus sind Windeln und Hygieneartikel als potentielle Emittenten von Fäkalbakterien zu beachten. Weiterhin werden, wie eigene Untersuchungen aus anderen Bereichen zeigen, auch beim Umgang mit Verpackungsabfällen Bakterien und Pilzsporen freigesetzt, von denen ein Gesundheitsrisiko für die Beschäftigten ausgehen kann. Die zu untersuchende Abfallfraktion stellt ein wichtiges Beurteilungskriterium für die Wahl der Versuchsanordnung sowie die anschließende Bewertung der Versuchsergebnisse dar.

## 2.2 Verfahren zur mechanisch-biologischen Restabfallbehandlung

Das Verfahren der mechanisch-biologischen Vorbehandlung ist darauf ausgerichtet, die in der Deponie über Zeiträume von Jahrzehnten ablaufenden biologischen Abbauprozesse innerhalb von Monaten kontrolliert vorwegzunehmen und einen biologisch stabilisierten Abfall herzustellen (LECHNER ET AL., 1996). Weiterhin sind durch die Vorbehandlung eine Stofftrennung und -behandlung mit dem Ziel der Verbesserung des Einbauverhaltens und der damit verbundenen Einsparung des Deponievolumens (Erhöhung der Einbaudichte) angestrebt. Dazu sind gewisse Verfahrensabläufe und Verfahrenstechniken erforderlich, die sich nach FRICKE ET AL. (1997A) abhängig von den angestrebten Behandlungsergebnissen und örtlichen Gegebenheiten sowie dem jeweils aktuellen technischen Entwicklungsstand in zwei Kategorien untergliedern lassen:

### Kategorie 1: Extensive Verfahren

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

### Kategorie 2: Intensive Verfahren

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

Die Verfahrenstechnik der MBRA Horm stellt ein intensives Verfahren da.

Die mechanisch-biologische Vorbehandlung ist immer als integraler Bestandteil eines Restabfallbehandlungs- und -entsorgungskonzeptes zu betrachten. In Abbildung 2.1 ist zunächst ein Überblick über eine stoffspezifische Restabfallaufbereitung und -behandlung dargestellt. Er umfaßt die Verfahren der mechanischen Aufbereitung, der

biologischen und thermischen Behandlung und der Deponierung (HEERENKLAGE ET AL., 1995).

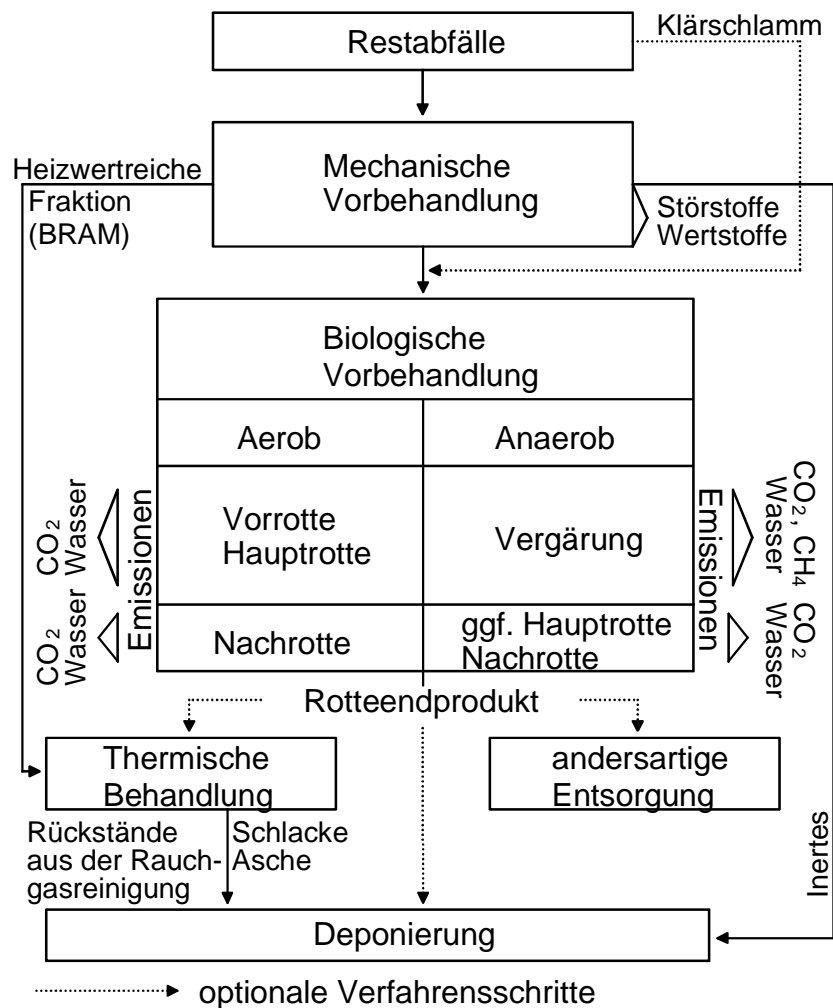


Abbildung 2.1: Konzeption einer stoffspezifischen Restabfallaufbereitung und -behandlung

### 2.3 Mechanische Behandlung

Ziel der mechanischen Restabfallvorbehandlungsstufe ist es, optimale Prozeßbedingungen für die nachfolgende biologische Behandlung mittels geeigneter Aufbereitungsschritte einzustellen. Als Nebeneffekt können Stoffströme selektiert werden, die sich zur Wiederverwertung, Sonderbehandlung oder zu einer weiteren Aufbereitung eignen. Grundsätzlich sind nach DOEDENS (1995) durch die mechanische Behandlungsstufe die folgenden Anforderungen zu erfüllen:

- Entfernung von Störstoffen zur Vermeidung von Ausfallzeiten der nachfolgenden Anlagenteile (z.B. Teppiche, Matratzen, Polstermöbel sowie Drahtzäune und massive, flugfähige/staubende, klebende oder zopfbildende Materialien),
- Oberflächenvergrößerung und damit Aufschluß der biologisch abbaubaren Restabfallinhaltsstoffe, um die biologische Verfügbarkeit zu optimieren und die biologischen Umsetzungsprozesse zu beschleunigen,
- Homogenisierung des Restabfalls als Voraussetzung für optimale Milieubedingungen beim biologischen Abbau,
- Abtrennung von Kunststoffen und anderen (heizwertreichen) Leichtstoffen, die im Rahmen technisch sinnvoller Behandlungszeiten biologisch nicht abbaubar sind.

## **2.4 Biologische Behandlung**

Für die biologische Behandlung des Restabfalls können aerobe und anaerobe Verfahrenstechniken eingesetzt werden.

Durch die biologische Vorbehandlung des Restabfalls werden biologische Prozesse der Deponierung vorgeschaltet. Auf diese Weise soll ein möglichst reaktionsarmes Material mit einem maximal umweltverträglichen Potential an Gas- und Sickerwasseremissionen hergestellt werden, so daß die Deponieeigenschaften entscheidend verbessert werden. Unter kontrollierten Bedingungen kann bei mechanisch-biologisch vorbehandelten Abfällen die organische Masse bis zu 60 - 70 % reduziert werden (LECHNER ET AL., 1996).

### **2.4.1 Aerobe Abfallvorbehandlung**

Die Verrottung der im Restabfall vorhandenen biologisch abbaubaren Stoffe findet unter Anwesenheit von Luftsauerstoff statt. Es kommt dabei zu einer zeitlichen Abfolge von Aktivitäten unterschiedlicher Mikroorganismen in Abhängigkeit von bestimmten Milieubedingungen wie vor allem Nährstoffangebot, Sauerstoffgehalt, Temperatur, Wassergehalt und pH-Wert. Am Rotteprozeß sind im wesentlichen Bakterien, Aktinomycceten und Schimmelpilze beteiligt (HEERENKLAGE ET AL., 1994).

Im fortgeschrittenen Stadium der Rotte sind in erster Linie die Aktinomycceten von Bedeutung. Hierbei handelt es sich um Bakterien, die wie Pilze Zellfäden und Fadengeflechte bilden können. Neben dem dichten weißgrauen Myzelgeflecht stellt vor allem der erdige Geruch ein weiteres typisches Merkmal dar. Aktinomycceten sind wichtige Vertreter der Bodenbakterien, die vor allem in alkalischen humusreichen Böden vorkommen (ZACHÄUS, 1995).

Unter welchen Milieubedingungen die an der Rotte beteiligten Mikroorganismen optimale Voraussetzungen finden, ist in Tabelle 2.2 dargestellt.

Tabelle 2.2: Vergleich der wichtigsten Funktionen und Milieubedingungen der Mikroorganismen

	<b>Bakterien</b>	<b>Aktinomyceten</b>	<b>Pilze</b>
<b>Substrat</b>	Bakterien können fast alle natürlichen Substrate abbauen (ZACHÄUS, 1995)	für schwer abbaubare Substrate geeignet (KROGMANN, 1994)	für schwer abbaubare Substrate geeignet (KROGMANN, 1994)
<b>Feuchtigkeit</b>	bevorzugen feuchtere Bereiche (BILLMAIER, 1998)	bevorzugen trockenere Bereiche (KROGMANN, 1994)	bevorzugen trockenere Bereiche (KROGMANN, 1994)
<b>Wassergehalt [%]</b>	Mindestwassergehalt : > 30 % (BILLMAIER, 1998) optimaler Wassergehalt: 50 - 60 % (BILLMAIER, 1998)		
<b>Sauerstoff</b>	niedrigste Anforderung an Sauerstoffgehalt (KROGMANN, 1994)	bevorzugen gut durchlüftete Bereiche (KROGMANN, 1994)	bevorzugen gut durchlüftete Bereiche (KROGMANN, 1994)
<b>pH-Wert-Optimum</b>	neutral bis schwach alkalisch (KROGMANN, 1994)	neutral bis schwach alkalisch (KROGMANN, 1994)	schwach sauer (KROGMANN, 1994)
<b>pH-Wert-Bereich</b>	6 - 7,5 (KROGMANN, 1994)	6 - 7,5 (s. Bakterien)	5,5 - 8 (KROGMANN, 1994)
<b>mech. Umsetzung</b>	kein Einfluß (KROGMANN, 1994)	ungünstig (KROGMANN, 1994)	ungünstig (KROGMANN, 1994)
<b>Bedeutung während der Rotte</b>	80 - 90 % der Abbauleistung (KROGMANN, 1994)	10 - 20 % der Abbauleistung	
<b>Temperaturgrenze</b>	bis 75 °C, jedoch Reduzierung der Abbauleistung bei höheren Temperaturen (KROGMANN, 1994)	bei 65 °C vermutlich Temperaturgrenze (KROGMANN, 1994)	bei 60 °C Temperaturgrenze (KROGMANN, 1994)
<b>Temperaturoptimum</b>	Der optimale Bereich der meisten Bioprozesse liegt zwischen 15 und 50 °C: Psychrophile Mikroorganismen: 15 - 20 °C Mesophile Mikroorganismen: 25 - 35 °C Thermophile Mikroorganismen: 50 - 55 °C (ZACHÄUS, 1995)		

Im Rotteprozeß dient die in den Abfallstoffen enthaltene organische Substanz den Mikroorganismen unter Sauerstoffaufnahme als Energie- und Nährstoffquelle. Ein



Teil des Kohlenstoffs verbleibt dabei in der Zellsubstanz der Mikroorganismen, während ein anderer Teil als Kohlendioxid freigesetzt wird (LECHNER ET AL., 1996).

Die stattfindenden Stoffwechselprozesse sind mit der Bildung von thermischer Energie verbunden. Durch die geringe Wärmeleitfähigkeit des Rottegutes kommt es zu einer Temperaturerhöhung im Rottematerial, der sogenannten Selbsterhitzung. Die vereinfachten Abbauvorgänge und der Temperaturverlauf während der aeroben Verrottung sind in der folgenden Abbildung 2.2 dargestellt.

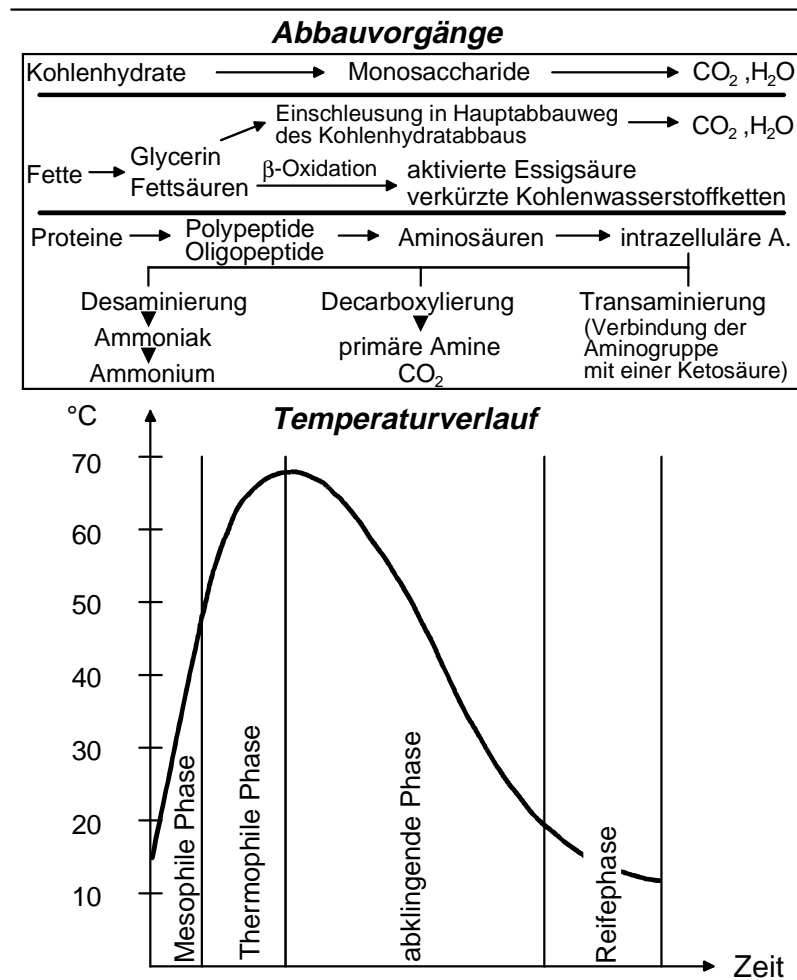


Abbildung 2.2: Abbauvorgänge und Temperaturverlauf während der Rotte (MUDRACK ET AL. 1994, FLEMMING ET AL. 1995, SCHLEGEL 1985)

### 2.4.2 Restabfallvergärung

Im Gegensatz zur aeroben Verrottung sind bei der anaeroben Vergärung nur Bakterien beteiligt, die in gegenseitiger Abhängigkeit zueinander stehen (FLEMMING ET AL, 1995). Hinsichtlich der Milieubedingungen für die Mikroorganismen gelten folgende optimale Bedingungen:

Tabelle 2.3: Optimale Milieubedingungen (ZACHÄUS, 1995)

	versäuernde Bakterien	Methanbakterien
Temperatur	30 °C	35 - 45 °C
pH-Wert	5,2 - 6,3	6,8 - 7,2
Wassergehalt	optimal ab ca. 40 % (WEBER, 1993)	

Der anaerobe Abbau verläuft in vier Schritten, die im einzelnen mit den jeweils vorherrschenden Stoffgruppen in Abbildung 2.3 dargestellt sind. Die vier Phasen laufen nicht strikt nacheinander ab, sondern können sich überlagern und gleichzeitig stattfinden.

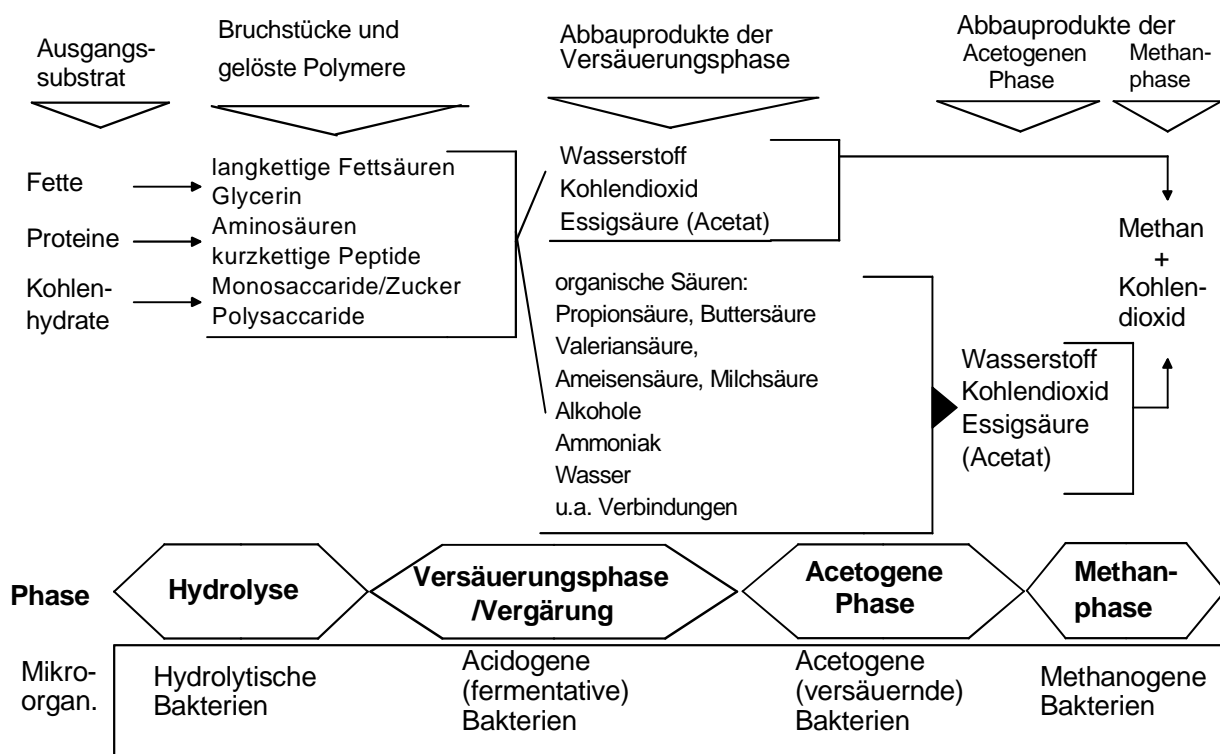


Abbildung 2.3: Abbauphasen der anaeroben Vergärung (FLEMMING ET AL., 1995; ZACHÄUS, 1995; HEERENKLAGE ET AL., 1994)

Die hochmolekularen Stoffe wie Proteine, Fette, Polysaccharide, Nukleinsäuren u.a. werden anfangs wie beim aeroben Abbau durch Hydrolyse zu niedermolekularen Bestandteilen zerlegt. Aufgrund des fehlenden Sauerstoffes kann danach nur noch ein weiterer Abbau zu organischen Säuren und Alkoholen stattfinden. In der Folge bilden sich unter strikt anaeroben Bedingungen Populationen von vergesellschafteten Bakterien aus, welche den vollständigen Abbau zu Kohlendioxid und Methan bewirken (ZACHÄUS, 1995).

Das entstehende Biogas enthält neben den Hauptkomponenten CO<sub>2</sub> und CH<sub>4</sub> noch Spurenstoffe wie z.B. NH<sub>3</sub> und H<sub>2</sub>S, die aus den Proteinen und der Reduktion von NO<sub>3</sub><sup>2-</sup> und SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> entstanden sind. Hohe SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>-Gehalte in den Ausgangsmaterialien können den Methanbildnern den Wasserstoff entziehen, so daß ein Abbau über das Stadium der Essigsäure hinaus nicht stattfinden kann. Darüber hinaus hat H<sub>2</sub>S eine toxische Wirkung auf die Methanbildner (ZACHÄUS,1995).

Die Vorgänge innerhalb einer Deponie mit unbehandeltem Abfall können in etwa analog zu den Vorgängen während einer anaeroben Vergärung betrachtet werden. WOLFFSON (1985) unterscheidet dabei bezüglich Sickerwasser, Gasproduktion und Gaszusammensetzung folgende Phasen:

<p><b>Phase 1:</b> hohe organische Sickerwasserbelastung BSB<sub>5</sub>/CSB &gt; 0,4 niedriger pH-Wert (≤ 6,5) geringe Methanproduktion steigende Methangehalte im Gas</p>	<p><b>Phase 2:</b> pH-Wert beginnt zu steigen Methanproduktion steigt hohe organische Sickerwasserbelastung BSB<sub>5</sub>/CSB &gt; 0,4 hohe Methankonzentration (&gt; 40 Vol%)</p>
<p><b>Phase 3:</b> Endpunkt des pH-Anstieges BSB<sub>5</sub>/CSB-Verhältnis beginnt zu sinken Wendepunkt in der Ganglinie der Methanproduktion in dieser Phase höchste Gasproduktion Das Ende bei: BSB<sub>5</sub>/CSB Verhältnis ≤ 0,1 niedriger Sickerwasserbildung maximaler Methanproduktion im Gas</p>	<p><b>Phase 4:</b> konstanter pH-Wert geringes BSB<sub>5</sub>/CSB-Verhältnis (≤ 0,1) geringe organische Sickerwasserbelastung geringe Methanproduktion konstante Methankonzentration mit evtl. geringen Konzentrationsabfällen</p>

In Tabelle 2.4 ist abschließend die Abbaubarkeit der unter anderem im Restabfall enthaltenen Fraktionen während der aeroben sowie der anaeroben Vorbehandlung dargestellt.

Tabelle 2.4: Charakterisierung der Restabfallfraktionen hinsichtlich ihrer biologischen Abbaubarkeit und der beteiligten Organismen (REINHARDT ET AL., 1994)

Stoffgruppe	Abbau (I = schnell, II = mäßig, III = nahezu kein Abbau)
Zucker, Stärke	aerob (I): Pilze, Bakterien anaerob (I): Bacillus-Clostridiumarten
Aminosäuren, Proteine	aerob (I): Pilze, Bakterien anaerob (I): Bacillus-Clostridiumarten
Fette, Öle	aerob (III): k.A. anaerob (I): Bakterien, Pilze
Hemizellulose	aerob (II): Bakterien, Pilze anaerob (II): k.A.
Zellulose	aerob (III): Pilze, Myxo-Eubakterien anaerob (III): Clostridien
Lignin	aerob (IV): Aktinomyceten

## 2.5 Randbedingungen für die biologische Restabfallbehandlung

Der Erfolg der biologischen Restabfallbehandlung hängt entscheidend von der gewählten Verfahrenskombination und damit von den jeweiligen Randbedingungen ab. Die optimalen Randbedingungen für die biologische Vorbehandlung von Restabfall werden hauptsächlich durch die

- Korngröße,
- Behandlungsdauer und
- Milieubedingungen für die Mikroorganismen während der Behandlung geschaffen.

Der Restabfall besteht bei der Anlieferung aus mehreren unterschiedlichen Fraktionen, die jedoch zum Teil nicht oder schwer biologisch abbaubar sind. Deshalb ist es notwendig, diese Fraktionen abzutrennen und die Korngröße des Materials für die biologische Behandlung durch vorherige mechanische Aufbereitung optimal einzustellen. Eine Verringerung der Korngröße wird im Verfahrensschritt der Zerkleinerung während der mechanischen Restabfallvorbehandlung erreicht. Ziel der Zerkleinerung ist es, die Oberfläche des Materials zu vergrößern und den biologischen Abbau zu beschleunigen.

Nach SCHEELHASE ET AL. (1997) werden bei einem Siebschnitt von 60 - 80 mm 50 bis 60 % als Leichtstoffe fraktioniert, die dann getrennt entsorgt bzw. verwertet werden

können. Darüber hinaus werden Wertstoffe sowie Schadstoffe ausgelesen. In Tabelle 2.5 sind drei Korngrößenanalysen von Abfällen aus unterschiedlichen Gebieten dargestellt.

Tabelle 2.5: Korngrößenanalysen (HEERENKLAGE ET AL., 1994)

<b>JANIKOWSKI (1993)</b>	<b>SCHEFFOLD/VOGEL (1992)</b>	<b>BILITEWSKI (1985)</b>
<i>Korngrößenanalyse von Resthausmüll im Zweckverband Prignitz-Ruppin</i>	<i>Untersuchungen zur Restmüllvorbehandlung in Ludwigshafen</i>	<i>Korngrößenanalyse von Hausmüll in einem ländlichen Siedlungsgebiet</i>
8-80 mm: überwiegender Anteil der Organik > 40 bis > 100 mm: Papier/Pappe, Glas und Textilien prozentual gleichverteilt < 8 mm: mineralischer Anteil (ca. 43 Gew.-% am Gesamtresthausmüll)	< 30 mm, 30 bis 80 mm: Anteil der biologisch zu behandelnden Siebfraktion (49,6 Gew.-%) > 80 mm: Papier/Pappe, Kunststoffe, Textilien, Verbundverpackungen, Zeitungen/Zeitschriften, Wegwerfwindeln (zu 95 Gew.-% in Fraktion > 80 mm enthalten)	< 10 mm: mineralischer Anteil < 80 mm: Vegetabilien (ca. 80 Gew.-%) > 80 mm: heizwertreiche Fraktion (80 - 90 Gew.-%) der Textilien, Kunststofffolien, Leder, Gummi

Es wird deutlich, daß der Großteil der organischen Substanzen in der Fraktion < 80 mm zu finden ist und der Anteil > 80 mm aus heizwertreichen Materialien besteht, die für eine biologische Behandlung nicht geeignet sind.

Die Behandlungsdauer ist neben der Korngröße eine zweite wichtige Einflußgröße auf das Ergebnis des Outputmaterials nach der mechanischen Vorbehandlung. Nach LECHNER ET AL. (1996) sind die biologischen Abbauprozesse nach 11 bis 14 Wochen abgeschlossen. Nach SCHEELHASE ET AL. (1997) ist dies je nach Behandlungsverfahren nach 12 bis 16 Wochen der Fall. Nach LEIKAM ET AL. (1996) sollte die gesamte Behandlungszeit für die aerobe Verrottung mindestens 16 Wochen betragen.

Für einen optimalen biologischen Abbau benötigen die Mikroorganismen bestimmte Milieubedingungen. Die optimale Temperatur für die aerobe Verrottung liegt nach TABASARAN & PARTNER MBH (1995) bei 50 bis 60 °C. Dagegen sind nach ZACHÄUS (1995) i. d. R. im mesophilen Bereich bei etwa 34 °C für die anaerobe Vergärung optimale Temperaturbedingungen gegeben. Der Wassergehalt ist ebenfalls ein wichtiger Millieufaktor, da ein Absinken des Wassergehaltes unter 30 % eine drastische Reduktion der Stoffwechseltätigkeit der Mikroorganismen bewirkt, eine zu große Feuchte jedoch bei den aeroben Verfahren die Durchlüftung verhindern kann, wodurch anaerobe Bedingungen geschaffen werden. DOEDENS (1995) gibt hier für die

aerobe Verrottung einen optimalen Wassergehalt von 40 bis 60 % WG und für die anaerobe Vergärung einen Wassergehalt von 60 bis < 100 % WG an.

### **2.5.1 Emissionen während der mechanisch-biologischen Restabfallvorbehandlung**

Während der mechanisch-biologischen Vorbehandlung entstehen Emissionen unterschiedlichster Art. In der mechanischen Aufbereitung treten vor allem Staub- und Lärmemissionen auf, die einerseits durch den Restabfall und andererseits durch die Aggregate verursacht werden. Geruchsemissionen sind besonders im Annahmebereich und während der Behandlung wahrnehmbar (LEIKAM ET AL., 1996). Während der biologischen Behandlung sind für alle relevanten Schadstoffe, wenn auch in unterschiedlichem Ausmaß, nach JAGER ET AL. (1997) die folgenden Emissionspfade zu betrachten:

Feststoffpfad:	Verbleib im Rotteendprodukt (Rottegut)
Wasserpfad:	Preß-, Sicker- und Kondenswasser
Luftpfad:	Ausgasung

In Tabelle 2.6 sind die emissionsrelevanten Verfahrensbereiche bei der mechanisch-biologischen Restabfallbehandlung mit den entsprechenden Emissionen, die auf dem Wasser- und Luftpfad entstehen, dargestellt.

Tabelle 2.6: Emissionsrelevante Verfahrensbereiche bei der mechanisch-biologischen Restabfallbehandlung (FRICKE ET AL., 1997A)

Verfahrensschritte	Aggregat/ Verfahrensbereich	Emissionspfad	
		Wasser	Luft
Anlieferung	Bunker	Preß-/Sickerwasser	Geruch, Staub, Verwehungen, Mikroorganismen, org. und anorg. Schadstoffe, Lärm
Vorbehandlung	Aufbereitung (Zerkleinerung, Siebung, Metallentfernung, Mischung etc.)	Preß-/Sickerwasser	
Rotte (Aerobe Stufe)	Mieten, Container, Tunnel, Reaktor, Trommel	Preß-/Sicker- /Kondenswasser	
Vergärung (Anaerobe Stufe)	Reaktor, Entwässerung	Prozeßwasser	org. und anorg. Schadstoffe über Biogas und Biogasverwertung
Konfektionierung	Sieb etc.	keine	Geruch, Staub, Verwehungen, Mikroorganismen, Lärm
Abluftreinigung	Abluftfilter, -wäscher	Kondenswasser	Geruch, org. und anorg. Schadstoffe, Mikroorganismen
Abwasserreinigung	Auffangbehälter, Kläranlage	Abwasser	Geruch
Abtransport	Ladeaggregate, Verkehrswege, Transportfahrzeuge	Verkehrsflächenwasser	Geruch Staub, Verwehungen, Lärm

Für die Entwicklung von Maßnahmen zur Ablufferfassung und -behandlung und zur Beurteilung der weiteren Emissionsentstehung auf der Deponie ist neben dem Emissionspotential ebenso der Emissionsverlauf über der Zeit wichtig. In Abbildung 2.4 sind diesbezüglich die mengenmäßige Emissionsfreisetzung über der Zeit sowie die Emissionssummenkurve während der mechanisch-biologischen Restabfallbehandlung und der nachfolgenden Deponierung dargestellt.

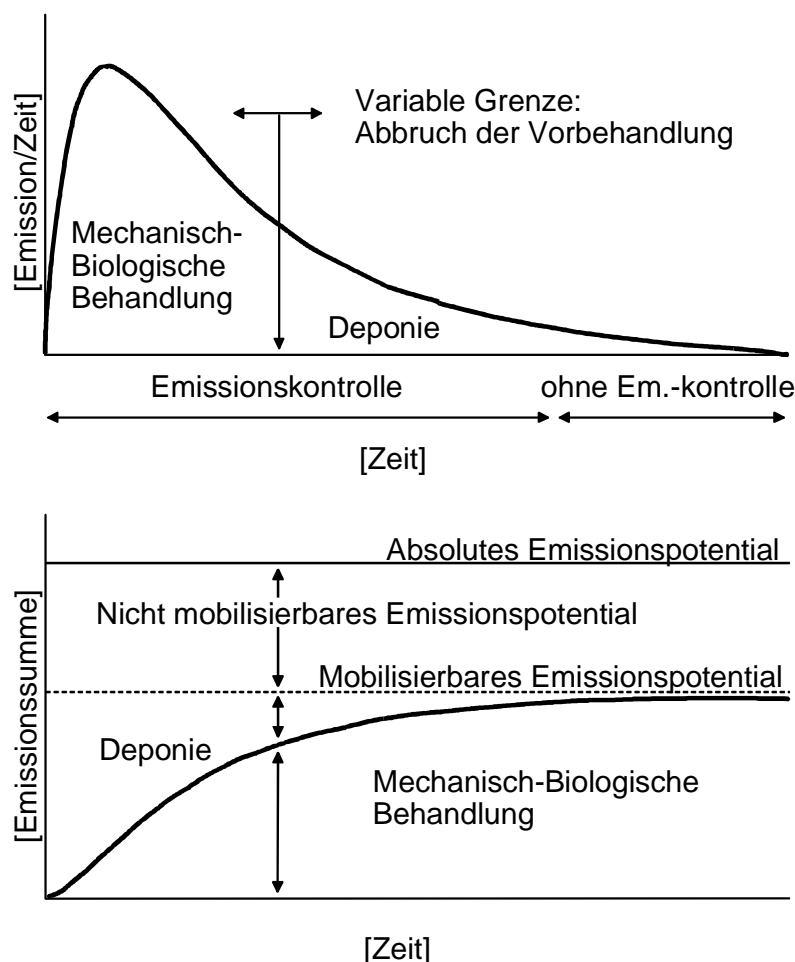


Abbildung 2.4: Kinetik der Emissionsfreisetzung während der mechanisch-biologischen Vorbehandlung und in der Deponie (REINHARDT, 1994)

Die Emissionssumme im unteren Teil der Abbildung 2.4 nähert sich in großen Zeiträumen einem Grenzwert, dem realen *mobilisierbaren Emissionspotential* an. Das mobilisierbare Emissionspotential entspricht der Summe aller Emissionen der Vorbehandlung und der Deponie (Abbau, Lösung usw.), die hierfür theoretisch möglich sind. Hinzu kommt das *nicht mobilisierbare Emissionspotential*. Dieses enthält Formen von Abfallstoffen, die unter den in der oberen Erdkruste denkbaren Milieubedingungen nicht mobilisiert werden können. Die Summe der beiden Potentiale ergibt das absolute Emissionspotential, also letztlich die Gesamtheit aller im Abfall enthaltenen Inhaltsstoffe bzw. deren Abbauprodukte (REINHARDT, 1994).



## 2.5.2 Ablagerungsverhalten des mechanisch-biologisch vorbehandelten Restabfalls

Durch die mechanisch-biologische Vorbehandlung des Restabfalls wird die biologisch abbaubare Substanz im Deponat reduziert, was zu einer direkten Verringerung der biologischen Prozesse im Deponiekörper führt (SCHEELHASE ET AL., 1997). Nach der Ablagerung des vorbehandelten Abfalls wird während des Abbaus der noch vorhandenen organischen Substanz die Versäuerungsphase, bei der hochbelastetes Sickerwasser im Deponiekörper entsteht, „übersprungen“ (HEYER ET AL., 1997). SCHEELHASE ET AL (1997) faßt die Eigenschaften des abzulagernden Abfalls nach einer mechanisch-biologischen Vorbehandlung folgendermaßen zusammen:

- Abnahme des Wassergehaltes
- Abnahme der Fraktionsgröße
- Zunahme der Homogenität
- Erhöhung der Einbaudichte und der Ablagerungsdichte
- Verringerung des Gesamtporenvolumens
- Abnahme der Wasserwegsamkeit
- Verminderung von chemisch-physikalischen Vorgängen aufgrund von Elutionsprozessen
- Abnahme der Gasgängigkeit in Abhängigkeit von der Ablagerungsdichte

Des Weiteren bewirkt die mechanisch-biologische Restabfallbehandlung nach LEIKAM ET AL. (1996) eine Massenreduktion von 20 - 40 %, so daß das Deponievolumen um 40 - 60 % vermindert werden kann. Vor dem Hintergrund der Forderung nach einer umweltgerechten Ablagerung gemäß TASI und der im Rahmen dieses Berichtes vorgestellten Lysimeteruntersuchungen sind insbesondere die Deponieemissionen in Form von Deponiegas und Sickerwasser von Bedeutung. Diese lassen sich durch die mechanisch-biologische Vorbehandlung der Abfälle stark senken, wie Abbildung 2.5 abschließend qualitativ darstellt.

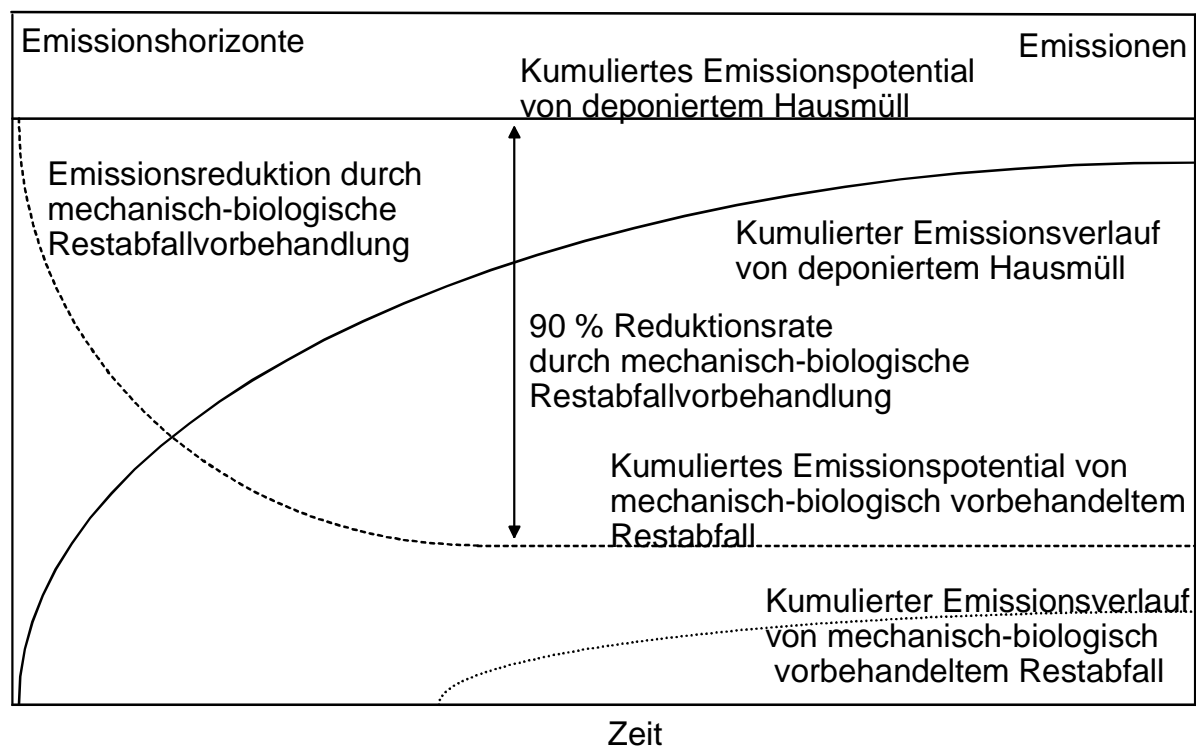


Abbildung 2.5: Verminderung des Emissionspotentials und -verlaufes nach der Ablagerung durch mechanisch-biologische Vorbehandlung (SCHEELHASE ET AL., 1997)

Für die quantitative Darstellung des Ablagerungsverhaltens von mechanisch-biologisch vorbehandelten Abfällen liegen derzeit kaum Erfahrungen aus dem laufenden Deponiebetrieb vor, da es derzeit keine Deponien gibt, auf denen ausschließlich vorbehandelte Abfälle abgelagert wurden. Aus diesem Grund sind Untersuchungen des Ablagerungsverhaltens im halbertechnischen Maßstab und hier in Lysimetern erforderlich, die in Kapitel 3 und 4 dargestellt werden.

## 2.6 Verfahrenstechnische Entwicklung der MBRA Horm

Die MBRA Horm ging 1995 als erste mechanisch-biologische Vorbehandlungsanlage in Deutschland in Betrieb. Da für die verfahrenstechnische Konzeptionierung der Anlage zu diesem Zeitpunkt wenig Daten über „Restabfall“ zur Verfügung standen, waren für die Planung und Umsetzung der MBRA Horm umfangreiche Voruntersuchungen erforderlich. Diese Voruntersuchungen wurden über einen Zeitraum von fünf Jahren (1990 bis 1994) von der U.T.G. Mönchengladbach in enger Abstimmung mit dem Umweltbundesamt Berlin und dem Projektleiter Prof. Dr.-Ing. Kettern am Forschungsinstitut für Wasser- und Abfallwirtschaft entwickelt und durchgeführt. Ein wesentlicher Aspekt der Voruntersuchungen war das Emissions- und Ablagerungs-

verhalten unterschiedlicher Abfälle unter deponieähnlichen Bedingungen in Lysimetern. Da zu diesem Zeitpunkt kein Restabfall zur Verfügung stand, mußte der zu erwartende Restabfall auf Grundlage des Abfallwirtschaftskonzeptes des Kreises Düren künstlich zusammengesetzt werden. Die Gesamtergebnisse der Vorversuche die zum größten Teil aus den Untersuchungsergebnissen im Lysimeter erzielt werden konnten und damit letztendlich zur großtechnischen Entwicklung der MBRA Horm beigetragen haben, lassen sich wie folgt zusammenfassen (DAMIECKI, KETTERN, 1994):

- Die Vorrotte und Nachrotte verringerten den organisch abbaubaren Anteil des Restabfalls um etwa 50 % und führten zu einer deutlichen Absenkung der Eluatkonzentrationen.
- Bei Vorgabe der Zielgrößen
  - hohe Rottetemperatur,
  - hoher Abbau organischer Substanz,
  - niedrige Eluatkonzentrationen,
  - hohe Lagerungsdichte und
  - geringe Kosten

erschien die Nachrotte in Form von locker auf der Deponiefläche aufgesetzten Flachmieten mit einer Schichtstärke von 85 cm als Optimum.

- Die organischen Inhaltsstoffe des anfallenden Sickerwassers zeigten eine für seine unumgängliche Behandlung deutlich niedrigere Konzentration und einen besseren Verlauf auf.
- Alle Geruchsuntersuchungen, die im Verlauf der Rotteversuche begleitend durchgeführt worden sind, ergaben außerordentlich geringe Emissionswerte. Sie lagen alle unter den Emissionswerten gut funktionierender Biofilter zur Abluftreinigung.
- Eine Nachrotte von 8 Wochen hat sich als ausreichend herausgestellt.
- Die Funktionstüchtigkeit der eingesetzten Maschinen, insbesondere des Versuchsreaktors, wurde nachgewiesen.

Diese Ergebnisse führten letztendlich zur Erteilung der offiziellen Baugenehmigung, so daß nach Abschluß der Bau- und Einfahrphase die MBRA Horm am 26.04.1995 an den Kreis Düren übergeben wurde. Mit Bewilligung der Forschungsvorhaben für das FiW und die U.T.G. Mönchengladbach im BMBF-Verbundvorhaben wurden von Oktober 1995 bis Ende 1998 die Vorversuche anhand der Leistungsfähigkeit der großtechnischen Anlage überprüft und die Vorbehandlungsanlage entsprechend dem

derzeitigen Erkenntnisstand optimiert. Die vom FiW konzipierten Lysimeteruntersuchungen stellen somit eine sinnvolle und notwendige Fortführung der Voruntersuchungen dar, wobei die Versuchsanordnung auf Grundlage der erzielten Erfahrungen optimiert werden konnte.

Zusammenfassend hat sich die Realisierung der MBRA Horm wie folgt gestaltet:

- 1989-91: Durchführung der Vorversuche zur Realisierung der MBRA Horm
- 1991: Abschluß der Rotteversuche
- 1991: Zusammenstellung und Einreichung der Genehmigungsunterlagen
- 12/1992: Erteilung der offiziellen Genehmigung zum Bau der MBRA
- 1992-93: Durchführung der Ausführungsplanung, Ausschreibung und Vergabe
- 1/1993: „Erster Spatenstich“
- 04/1995: Eröffnung/Probetrieb
- 10/1995: Untersuchungen an der MBRA Horm im Rahmen des BMBF-Verbundvorhabens
- 10/1995 Inbetriebnahme der MBRA (Übergabe an die DDG)

## 2.7 Beschreibung der Verfahrenstechnik der MBRA Horm

Die MBRA Horm kann prinzipiell in den mechanischen (Sortieranlage) und den biologischen Anlagenteil (Rotte) aufgeteilt werden. In der Summe können in der MBRA Horm, bezogen auf 240.000 Einwohner, 150.000 Mg/a Restabfälle behandelt werden. Der Input setzte sich dabei 1995/6 zu jeweils 31 % aus Hausmüll und hausmüllähnlichen Gewerbeabfällen, zu 33 % aus Sperrmüll und zu 5 % aus Klärschlamm bzw. Papierschlamm zusammen.

In der mechanischen Sortierstufe werden den angelieferten Abfällen über Baggervorsortierung, Grobzerkleinerung sowie durch mechanische und manuelle Separierung schadstoffhaltiger Abfälle Störstoffe und Restwertstoffe entzogen. Des Weiteren wird eine maximale Korngröße von 350 mm eingestellt. Der Output der mechanischen Sortierstufe, der gleichzeitig einen Großteil des Inputs der biologischen Rottestufe darstellt, besteht aus zerkleinertem, unbrauchbarem Restmüll mit relativ hohem organischen Anteil.

An die mechanische Vorbehandlung schließt sich die biologische Behandlung an, die mit der Homogenisierung und Schlammbeigabe beginnt. Vorversuche zu Beginn der 90er Jahre haben gezeigt, daß die mehrstufige aerobe Rotte, bestehend aus

- Vorrotte im Reaktor, gefolgt von der
- Nachrotte auf der Deponiefläche,

ein geeignetes Verfahren zur Restmüllbehandlung vor der Deponierung darstellt.

Die Vorrotte erfolgt in Tunnelreaktoren mit Vorschubboden. Die gewählte Vorschubtechnik garantiert, daß das Rottematerial innerhalb der Reaktoren nicht durch die Vorschubbewegung komprimiert wird, sondern seine lockere Struktur beibehält.

Die Mindestverweilzeit in den Tunnelreaktoren beträgt zur Zeit sieben Tage. Nach Verlassen der Tunnelreaktoren wird das vorgerottete Material durch eine Nachbelüftungstrommel geleitet. In der Nachbelüftungstrommel erfolgt eine Belüftung des vorgerotteten Materials. Die geruchsbeladene Abluft aus der MBRA sowie die Abluft der Rottereaktoren werden abgesaugt und über Biofilter desodoriert.

Das nachbelüftete Rottematerial wird mit Containerfahrzeugen zur unmittelbar angrenzenden Deponiefläche transportiert und dort in Tafelmieten mit einer maximalen Schütthöhe von ca. 85 cm locker aufgesetzt. Diese Schütthöhe hat sich in den Vorversuchen unter Berücksichtigung verschiedener Anforderungen (z.B. Wärmehaushalt in der Miete, O<sub>2</sub>-Verfügbarkeit, Flächenbedarf, Handling) als Optimum erwiesen.

Die Nachrotte wurde allerdings nur zu Versuchszwecken betrieben. Nach einer Nachrottezeit von ca. acht Wochen werden die Mieten mit Hilfe einer Vibrationswalze verdichtet. Auf der verdichteten Oberfläche wird die nächste Schicht vorgerotteten Materials locker aufgesetzt. Während der Nachrotte wird das Material nicht umgesetzt. Durch den dünn-schichtigen Einbau wird auf der ganzen Fläche eine gleichmäßig hohe Einbauqualität erreicht. Abbildung 2.6 stellt ein vereinfachtes Verfahrensschema der Anlage dar (vgl. auch Vorhaben 2/4).

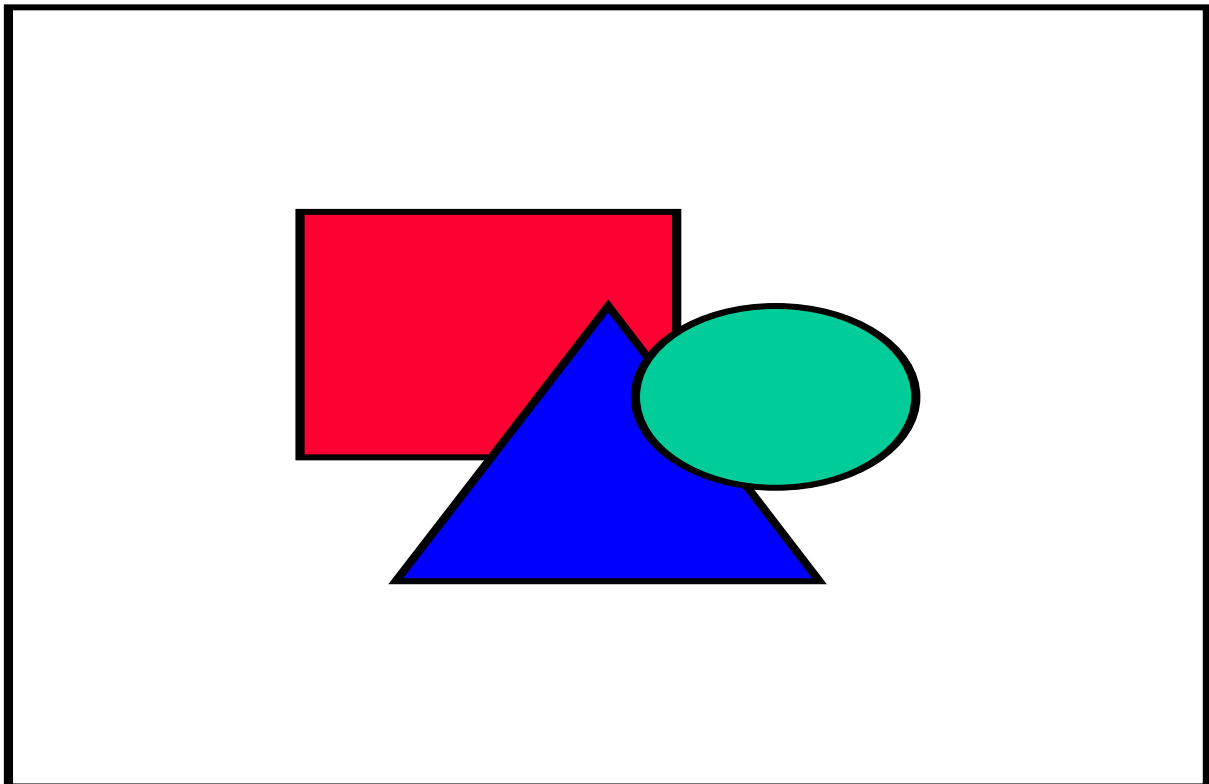


Abbildung 2.6: Verfahrensschema der MBRA Horm

### 3 Untersuchungen zum Emissions- und Ablagerungsverhalten von mechanisch-biologisch vorbehandeltem Restabfall

#### 3.1 Versuchsanlage

Als Versuchsbehältnisse wurden glasierte Steinzeugrohre (DN 1000) mit einem Fassungsvermögen von 1,2 m<sup>3</sup> gewählt. Die Innenseite dieser Lysimeter ist inert gegenüber dem eingebauten Material, und die glatte Oberfläche hemmt das Setzungsverhalten nur sehr gering. Den Steinzeugrohren wurde in die Muffe an der Unterseite eine Steinzeugplatte gasdicht eingeklebt. Auf dieser Seite wurden die Behälter aufgestellt.

Die Lysimeter befanden sich, um eine einwandfreie Probenahme zu gewährleisten, auf 0,5 m hohen Gestellen. Die Standflächen waren zu einer Seite um ca. 2° geneigt. An der tiefsten Stelle befand sich in der Bodenplatte eine Entnahmeöffnung für das Sickerwasser. Damit Feststoffpartikel die Entnahmeeinrichtung nicht verschmutzen konnten, wurden die Lysimeter zuerst mit einer ca. 10 cm hohen Filterschicht aus Kies befüllt. Darüber befand sich ein Einlegeboden (Lochblech), der als Auflager für das Einbaumaterial diente. Die Lochung gewährleistete ein freies Abfließen des Sickerwassers. Ein zweites Lochblech befand sich direkt oberhalb der eingebauten Abfallsäule, beide Lochbleche waren über Gewindestangen miteinander verbunden, so daß ein Zurückfedern des eingedichteten Einbaumaterials verhindert wurde. Innerhalb der Innenkonstruktion wurde der Abfall sukzessive eingebaut.

Während des Einbaus wurden mit wachsender Abfallsäule zusätzliche Thermoelemente miteingebaut. Diese Elemente wurden von außen seitlich eingeführt und endeten mittig im Abfallkörper. Auf diese Weise bestand die Möglichkeit einer Online-Erfassung der Innentemperatur. Auf der Oberseite wurde das Steinzeugrohr durch eine glasierte Steinzeugplatte gasdicht verschlossen. In ihr befanden sich zwei Bohrungen, durch die Beregnung und die Gasentnahme gewährleistet wurden.

Durch ein Ausgleichsrohr wurden der obere und untere Gasraum miteinander verbunden. Das Rohr verlief außerhalb des Lysimeters und ermöglichte sowohl einen Druck- als auch einen Gasaustausch. Es bestand aus PVC, so daß ein gegebenenfalls erhöhter Wasserstand direkt registriert werden konnte.

Das Sickerwasser floß in freiem Gefälle zum Lysimeterboden. In regelmäßigen Abständen wurde über einen Kugelhahn mit einem aufgesetzten Verbindungsschlauch Wasser entnommen. Das Ende des Verbindungsschlauchs befand sich am Boden

des Probenahmegefäßes und wurde vom ausströmenden Sickerwasser überstaut, so daß eine luftblasenfreie Sickerwasserentnahme gewährleistet werden konnte.

Zur Simulation der Niederschlagsereignisse wurden die Versuchsbehälter mit Leitungswasser beaufschlagt. Die Aufgabemenge entsprach dem regionalen Jahresniederschlag, berechnet auf die zu bewässernde Oberfläche abzüglich einer Verdunstung von 50 %. Das Wasser wurde an der Oberfläche über einen Verteilerkopf im Deckel aufgegeben. Eine Kiesschicht auf der Mülloberfläche garantierte zusätzlich die gleichmäßige Verteilung. Alle Anschlüsse wurden gasdicht ausgeführt.

Aufgrund der bei den biochemischen Abbau- und Umsetzungsprozessen unregelmäßigen Gasproduktion war es erforderlich, eine für diese Belange geeignete Vorrichtung zur Gasfassung zu konzipieren. Das Gas wurde über einen Glaskolben im Lysimeterdeckel zunächst generell im digitalen Massenstrommeßgerät online aufgenommen. Für die weitere laboranalytische Bestimmung wurde nach dieser Aufnahme ein Teilstrom in aluminiumbeschichteten Kunststoffbeuteln erfaßt und zur Analyse weitergereicht.

Zur genauen Bestimmung der eingebauten Abfallmengen wurden beim Einbau die Abfallmassen und Einbauhöhen der Abfallsäule bestimmt. Für die vorherige Feststoffanalyse des eingebauten Abfalls wurde eine repräsentative Feststoffprobe (10 kg Frischmüll) für die laboranalytische Untersuchung entnommen.

Im Gebäude der MBRA Horm wurde ein wärmegeprägter Raum errichtet, in dem sechs Lysimeter aufgestellt wurden (vgl. Abbildung 3.1).

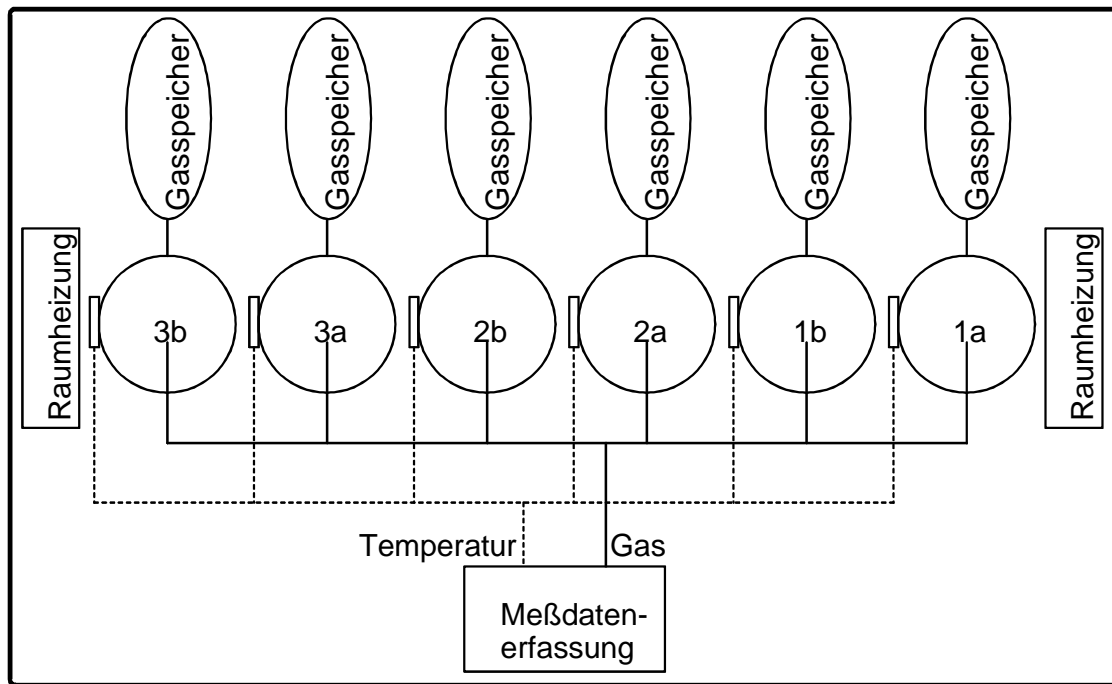


Abbildung 3.1: Aufstellung der Lysimeter

Einen Schnitt durch einen mit Abfall gefüllten Lysimeter zeigt Abbildung 3.2.

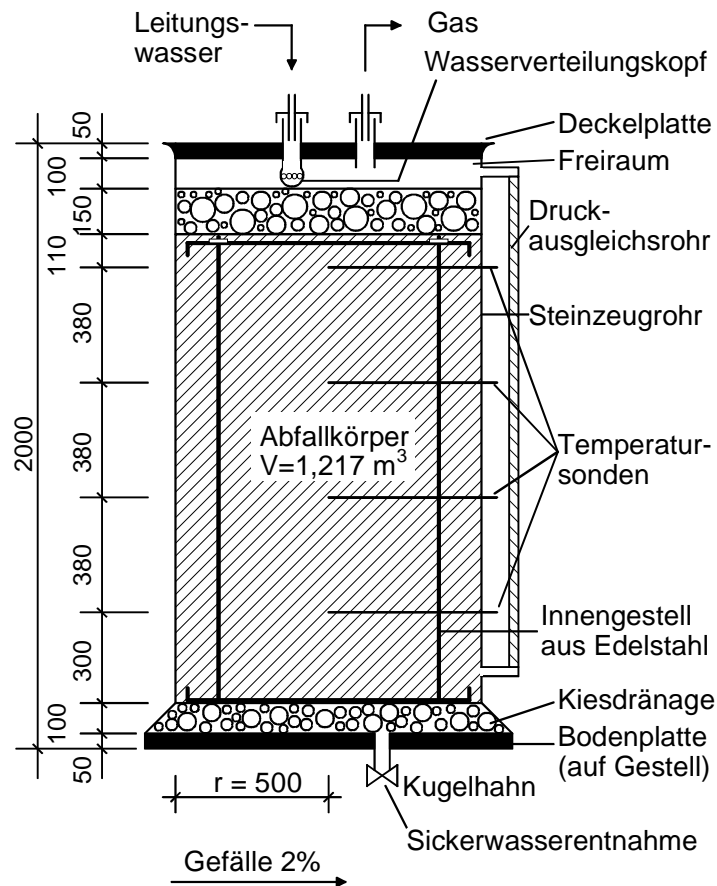


Abbildung 3.2: Aufbau des Lysimeters



### 3.2 Probenmaterial

Die zu untersuchenden Abfallproben wurden den einzelnen Verfahrensstufen der MBRA Horm entnommen (vgl. Abbildung 3.3) und im Original, ohne weitere Zerkleinerung oder Optimierung des Wassergehaltes, in die Lysimeter eingebaut. Auf eine Zerkleinerung oder Befeuchtung der Abfallproben wurde verzichtet, um das tatsächlich unter Deponiebedingungen freisetzbare Emissionspotential nicht zu beeinflussen. Um einen störungsfreien Versuchsbetrieb zu gewährleisten, wurden lediglich größere Abfallfraktionen wie Holzstücke, Kunststofffolien etc. manuell aussortiert. Die Lysimeter wurden prinzipiell im Parallelansatz geführt. Eine Reproduzierbarkeit und Vergleichbarkeit der Ergebnisse ist damit auf jeden Fall gewährleistet.

Abbildung 3.3 stellt die Entnahmepunkte der einzelnen Abfallfraktionen, wie sie in die Lysimeter eingebaut wurden, graphisch anhand des Verfahrensschemas dar.

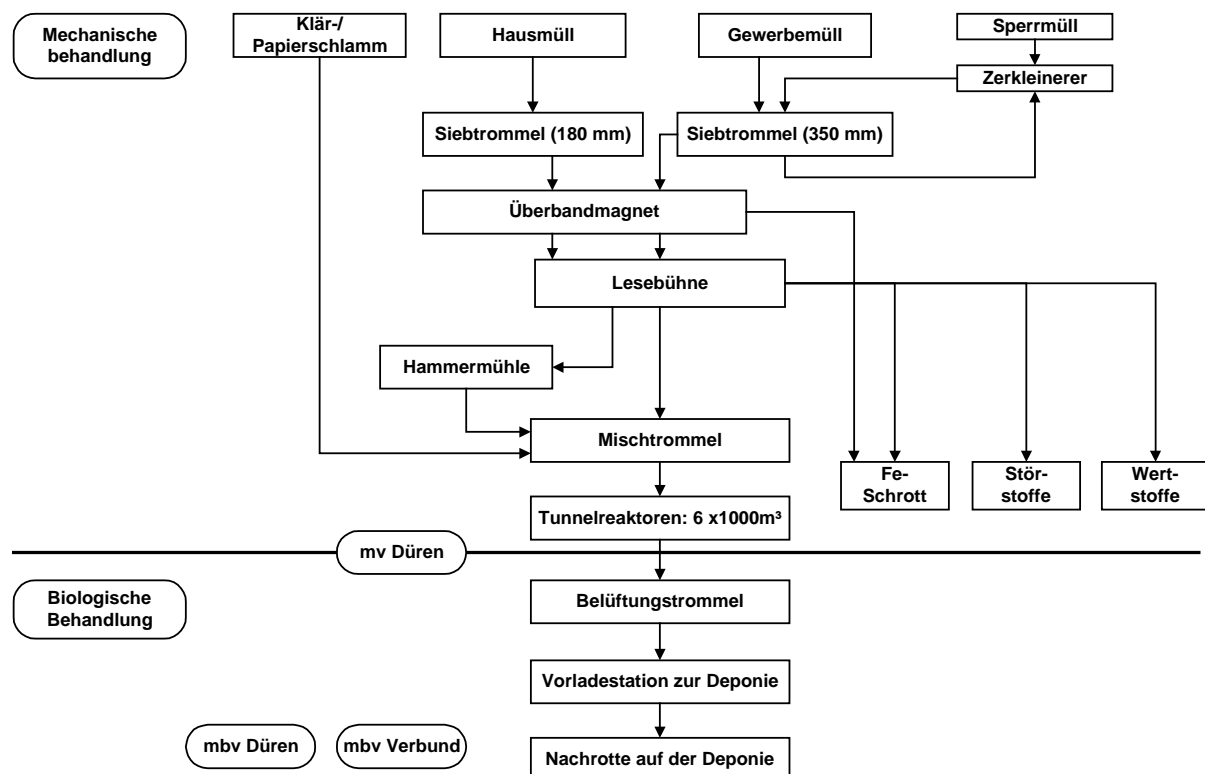


Abbildung 3.3: Verfahrensschema der MBRA Horm mit Entnahmestellen für die Lysimeteransätze

Die Zusammensetzung der in die Lysimeter 1a und 1b (mv Düren) sowie 2a und 2b (mbv Düren) eingebauten Abfälle entspricht der regionalen Restabfallzusammensetzung des Kreises Düren. Im Rahmen des Verbundvorhabens wurden von den mitarbeitenden Instituten unterschiedliche Versuchseinrichtungen konzipiert. Es war daher notwendig, einen Abgleich der jeweiligen Versuchsergebnisse vorzunehmen und entsprechende Zuordnungen von Interpretationslinien zu den verschiedenen Versuchsanlagen zu erstellen. Zu diesem Zweck wurde von allen beteiligten Instituten ein einheitlicher „Verbundrestabfall“ an verschiedenen Anlagen behandelt und in die jeweiligen Versuchsreaktoren eingebaut. Der Verbundrestabfall wurde in die Lysimeter 3a und 3b eingebaut.

Tabelle 3.1: Eingebaute Abfälle

<b>Lysimeter</b>	<b>eingebaute Abfallart</b>	<b>Abkürzung</b>
Ansatz 1a/b	mechanisch vorbehandelter Abfall „Düren“	mv Düren
Ansatz 2a/b	mechanisch-biologisch vorbehandelter Abfall „Düren“	mbv Düren
Ansatz 3a/b	mechanisch-biologisch vorbehandelter „Verbundrestabfall“	mbv Verbund

In Tabelle 3.2 ist die Zusammensetzung des nicht vorbehandelten Abfalls, wie er auf der MBRA Horm zur weiteren Behandlung angeliefert wird, dem Verbundrestabfall gegenübergestellt.

Tabelle 3.2: Zusammensetzung der eingesetzten Abfälle

<b>Abfallart</b>	<b>Standardrestabfall „Düren“</b>	<b>Referenz „Verbundrestabfall“</b>
	[%]	[%]
Haus- und Geschäftsmüll	31	42
Sperrmüll	29,7	6,5
Hausmüllähnlicher Gewerbeabfall (incl. Sortierreste)	31	28
Baustellenreste (incl. Sortierreste, nur verunreinigte Baustellenabfälle ohne Bauschutt, ohne Boden)	-	14
Baustellenabfälle	3,3	-
Sekundärrückstände (nur DSD)	-	5,5
Straßenkehrsicht (nur Papierkorb- entleerung)	-	4
Klärschlamm (Klärschlamm 75 %, Papierschlamm 25 %)	5	-
<b>Σ Feste Siedlungsabfälle</b>	<b>100</b>	<b>100</b>

Die wichtigsten Kenndaten der untersuchten Abfallfraktionen sind in Tabelle 3.3 dargestellt.

Tabelle 3.3: Kenndaten der eingebauten Abfälle

Lysimeter	Einbaudatum '96	Abfallmasse [kg]	Wassergehalt [%]	Materialgröße [mm]	Feuchtdichte [kg/m <sup>3</sup> ]	Trockendichte [kg/m <sup>3</sup> ]	Trockenmasse [kg]
1a	(KW 10)	979	50,4	<350	799	396	486
1b	(KW 10)	923	50,4	<350	758	376	458
2a	(KW 18)	691	23,6	<350	567	433	528
2b	(KW 18)	651	23,6	<350	535	409	497
3a	(KW 29)	646	35,3	<350	448	290	353
3b	(KW 29)	703	35,3	<350	572	374	455

Nach dem Einfüllen und Verdichten der Abfälle wurden die Lysimeter mit glasierten Steinzeugplatten gasdicht verschlossen. Für die Dichtepfung wurde Stickstoff eingesetzt.

### 3.3 Untersuchungsprogramm

Das analytische Begleitprogramm zu den Lysimeterversuchen wurde vor dem Hintergrund der Arbeitsgruppengespräche innerhalb des Verbundvorhabens so ausgelegt, daß eine Reproduzierbarkeit in bezug auf die Untersuchungen der anderen Verbundpartner gewährleistet ist. Es wurden die Feststoffe, das Gas und das anfallende Sickerwasser untersucht.

## Feststoffuntersuchungen

Tabelle 3.4 zeigt die Parameter zur Untersuchung der in die Lysimeter eingebrachten Abfälle.

Tabelle 3.4: Parameter und Analyseverfahren der Feststoffuntersuchungen

Parameter	Einheit	Vorschrift
Wassergehalt	%	DIN 38414-S2
Trockenrückstand	%	DIN 38414-S2
Glühverlust	%TR	DIN 38414-S3
korr. Glühverlust	% TR	Lepom
Atmungsaktivität	mg O <sub>2</sub> /g TR	LAGA-M 10/Sapromat
Phenolindex	mg/kg TR	DIN 38409-H16-3
AOX	mg/kg TR	DIN 38414-S18
TOC	%	DIN 38409-H3
Gärtest	l/kg TR	DIN 38414-S8
Selbsterhitzung	° C	Bgg-Kompost (RG)
<b>Eluierbarkeit</b>		
pH-Wert	-	DIN 38404-C5
Leitfähigkeit	µS/cm	DIN EN 27888
TOC	mg/l	DIN 38409-H3
BSB <sub>5</sub>	mg/l	DIN 38409-H51
<b>Abfklär-V-Metalle</b>		
Arsen <sup>1)</sup>	mg/kg TR	DIN 38405-D18
Blei	mg/kg TR	DIN 38406-E22
Cadmium	mg/kg TR	DIN 38406-E22
Chrom	mg/kg TR	DIN 38406-E22
Kupfer	mg/kg TR	DIN 38406-E22
Nickel	mg/kg TR	DIN 38406-E22
Zink	mg/kg TR	DIN 38406-E22
Quecksilber	mg/kg TR	DIN 38406-E12-2
<b>PAK:</b>		
PAK (Summe TVO)	mg/kg	LWA NW, AbfW Nr.13
Fluoranthen	mg/kg	LWA NW, AbfW Nr.1
Benzo (k) fluoranthen	mg/kg	LWA NW, AbfW Nr.1
Benzo (h) fluoranthen	mg/kg	LWA NW, AbfW Nr.1
Benzo (a) pyren	mg/kg	LWA NW, AbfW Nr.1
Indeno (1,2,3 – cd) pyren	mg/kg	LWA NW, AbfW Nr.1
Benzo (g, h, i) perylen	mg/kg	LWA NW, AbfW Nr.1
PCB	mg/kg	DIN 51527-T1
<b>Toxizitätstest</b>		
Leuchtbakterientest	G <sub>L</sub>	DIN 38412-L 34
Daphnientest	G <sub>D</sub>	DIN 38412-L 11
Fischtest	G <sub>F</sub>	DIN 38412 L 20
Keime	KBE/ml	DIN 38411-K 5

<sup>1)</sup> Halbmetall

## Gas- und Sickerwasseruntersuchungen

Das entstehende Sickerwasser sowie das infolge der biochemischen Prozesse entstehende Gas wurde alle sechs Wochen volumetrisch bestimmt und im Labor analysiert. Hinsichtlich der Probenahme für die Gas- und Sickerwasseruntersuchungen wurde zwischen den im Wechsel vorzunehmenden Probenumfängen A und B unterschieden.

In Tabelle 3.5 sind die Parameter, auf die das entnommene Sickerwasser und das Biogas untersucht wurden, zusammengestellt.

Tabelle 3.5: Programm der Gas- und Sickerwasseruntersuchungen

Gruppe	SICKERWASSER						GAS
	1	2	3	4	5	6	
Untersuchungsvorschrift	DIN 38405-D20 DIN 38405-D20 DIN 38409-H27 DIN 51724-Teil2 DIN 38406-E5-1 DIN 38405-D4-1 DIN 38405-D14-2 DIN 38405-D18 DIN 38406-E6-1 DIN 38406-E19-1 DIN 38406-E10-1 DIN 38405-D24 DIN 38406-E12-3 DIN 38406-E8-1 DIN 38406-E7-1 DIN 38406-E11-1 DIN 38409-H16-2 EPA-Methode 610 Labormethode DIN 38409-H14 DIN 38409-H51 DIN 38409-H41-2 DIN 38409-H3 DIN 38407-F9-1 DEV-H21 DIN 38409-H18 DIN 38404-C5/8 DIN 38404-C6 DIN 38404-C1-1+DEV-D1/2 DIN 38409-H7 DIN 38409-H9 DIN 38409-H1 DIN 38412-L341 DIN 38412-L11 DIN 38412-L31 in Anlehnung an "Niosh" in Anlehnung an "Niosh" VDI-Richtlinie VDI-Richtlinie DIN 38407-F-9-1 DIN 38407-F5						
Parameter	Chlorid Sulfat Nges Sges Ammonium Fluorid Cyanid Arsen Blei Cadmium Chrom Chrom VI Quecksilber Zink Kupfer Nickel Phenole PAK (EPA) Phthalate AOX BSB <sub>5</sub> CSB TOC BTEX org. Säuren MKW pH, Leitfähigkeit Redoxpotential Farbe, Geruch Säure-, Basekap. absetzbare Stoffe wasserlös. Anteil Leuchtbakterientest Daphnientest Fischtest CH <sub>4</sub> , CO <sub>2</sub> , O <sub>2</sub> , N <sub>2</sub> N <sub>2</sub> O H <sub>2</sub> S NH <sub>3</sub> BTEX LHKW						
Umfang A	x x x x x x x	x x x x x x x	x x x x x x x	x x x x x x x	x x x x x x x	x x x x x x x	x x x x x
Umfang B	x x x x x x x	x x x x x x x	x x x x x x x	x x x x x x x	x x x x x x x	x x x x x x x	x x x x x
	1 anorganische Parameter	3 organische Schadstoffe			5 sonstige Parameter		
	2 Metalle/Schwermetalle	4 organische Summenparameter			6 Ökotoxikologie		

Für die Gasanalyse sind spezifische Probenahmemethoden erforderlich, die in Tabelle 3.5 dargestellt sind. Für die Analyse der Parameter O<sub>2</sub>, N<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub>, CO<sub>2</sub> und N<sub>2</sub>O wurde zunächst ein Gassammelrohr (Gasmaus) mit einem Gasvolumen von etwa 300 ml gefüllt und später im Labor gaschromatographisch analysiert. Die Parameter NH<sub>3</sub> und H<sub>2</sub>S wurden auf naßchemischem Weg bestimmt. Für beide Stoffe wurde ein Gasvolumen von etwa 200 l mit verminderter Geschwindigkeit (etwa 1 bis 2 l/min) jeweils durch eine Waschflasche geleitet. Für die Untersuchung auf NH<sub>3</sub> wurde Schwefelsäure und für die auf H<sub>2</sub>S eine Zinkacetat-Lösung eingesetzt. Die BTEX (Benzol, Toluol, Ethylbenzol, Xylol) und LHKW (leichtflüchtige Halogenkohlenwas-

serstoffe) wurden über ein mit Adsorbermaterial gefülltes Röhrchen geleitet. Für die BTEX wurde Aktivkohle und für die LHKW Harz als Adsorber eingesetzt. Abbildung 3.4 stellt den schematischen Aufbau der Gasprobenahme dar.

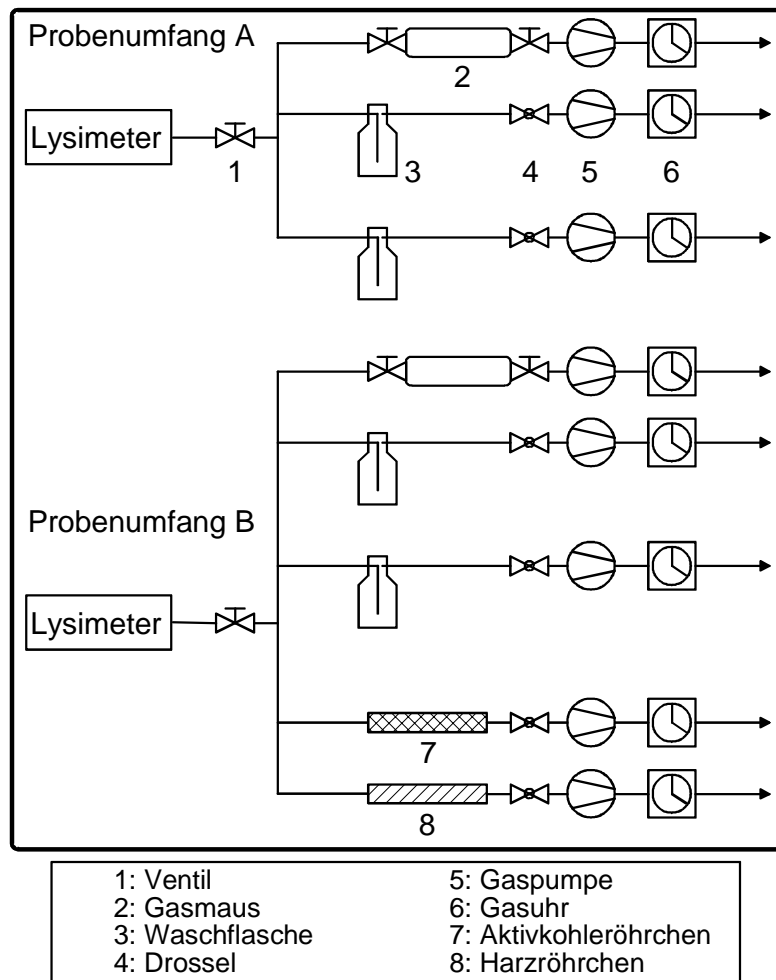


Abbildung 3.4: Schematische Darstellung der Gasprobenahme

## 4 Darstellung und Diskussion der Versuchsergebnisse

Zur Diskussion der gesamten Untersuchungsergebnisse werden zunächst die Feststoffuntersuchungen dargestellt und beurteilt. Nachfolgend werden die Ergebnisse der Untersuchungen bezüglich des Sickerwassers diskutiert und mit Untersuchungsergebnissen aus der Literatur verglichen. In ähnlicher Weise werden die Ergebnisse zur produzierten Gasmenge und zur Gaszusammensetzung dargestellt und bewertet.

### 4.1 Ergebnisse der Feststoffuntersuchungen

Alle Abfallproben wurden vor Einbau auf zahlreiche Parameter untersucht; die wichtigsten Parameter sind in Tabelle 4.1 dargestellt. Für alle Parameter wurde jeweils der Mittelwert aus den entsprechenden Parallelansätzen ermittelt.

Wie in Tabelle 4.1 dargestellt, weisen die in Horm behandelten Abfallfraktionen anhand der Parameter Atmungsaktivität und Gärtest, aber auch der Eluatkonzentrationen im Vergleich zu den unbehandelten Abfallfraktionen einen Abbaugrad von rund 55 % auf. Diese Ergebnisse bestätigen damit diejenigen der Voruntersuchungen. Parameter wie der Glühverlust, der Trockenrückstand und der TOC im Feststoff sind zum Teil höher als in den unbehandelten Abfallproben bestimmt worden. Der Grund hierfür ist einerseits darin zu suchen, daß an der Grobfraktion < 350 mm anhaftende Feinstpartikel, die während der Behandlung entstehen, mitanalysiert werden (vgl. auch Vorhaben 3/2, Zwischenbericht 1/97). Weiterhin ist es bei derartigen Großanlagen oftmals schwierig, qualitativ gleiche Abfallproben zu ziehen, so daß gerade für das Medium Abfall mit einer größeren Varianz der Meßergebnisse zu rechnen ist.

Da sich im Verlauf der Untersuchungen bereits abzeichnete, daß mit der Betriebs-einstellung 5 Tage Vorrotte und 8 Wochen Nachrotte nicht die erwünschten Ergebnisse erzielt werden würden, optimierte der Anlagenbetreiber die Vorbehandlung. So wurde z. B. die Nachrotte in Versuchsmieten sukzessive auf 20 Wochen verlängert. Dies führte unmittelbar zu besseren Ergebnissen hinsichtlich der Parameter  $AT_4$  und  $Gb_{21}$ .

Die Feststoffe des in die Lysimeter eingebauten Abfalls „mbv Verbund“ wurden von anderen Verbundteilnehmern untersucht. Die Ergebnisse aus diesen Untersuchungen sind als Mittelwert ( $\emptyset$  Verbund) ebenfalls in Tabelle 4.1 dargestellt. Es zeigt sich in weiten Teilen eine sehr gute Übereinstimmung mit den Ergebnissen des FiW.

Tabelle 4.1: Ergebnisse der Feststoffuntersuchungen aller eingesetzten Abfallfraktionen

Parameter	Einheit	mv Düren	mbv Düren	mbv Verbund	Ø Verbund	20 Wo Nachrotte '97
Wassergehalt	%	50,4	23,6	35,3	28,5	40,2
Trockenrückstand	%	49,6	76,4	64,7	71,5	59,8
Glühverlust	%TR	66,5	71,5	67,7	68,5	58,8
korr. Glühverlust	% TR	53,1	43,5	43,3	43,3	k. A.
Atmungsaktivität <sup>1)</sup>	mg O <sub>2</sub> /g TR	51,7	22,45	20,2	17,8	5,28
TOC	% TR	17,5	30	23,3	23,3	13,5
Gärtest <sup>2)</sup>	l/kg TR	90,8	37,8	43,6	49,5	--
Selbsterhitzung	° C	50	55	40	k. A.	--
pH-Wert	-	6,6	7	7,4	k. A.	--
Leitfähigkeit	µS/cm	6.600	3.200	3.500	k. A.	--
TOC	mg/l	2.500	819	512	980	127
BSB <sub>5</sub>	mg/l	2.300	814	470	k. A.	k.A

<sup>1)</sup> Sauerstoffverbrauch in 96 h; <sup>2)</sup> bezogen auf den korrigierten Glühverlust; k. A.= keine Angaben

Die Höhe des Wassergehaltes stellt einen wesentlichen Einflußparameter auf den Verlauf der biologischen Abbauprozesse sowohl während der mechanisch-biologischen Behandlung als auch nach der Deponierung dar. Nach HEERENKLAGE ET AL. (1994) beträgt der Wassergehalt im Hausmüll üblicherweise ca. 40 %. Der Wassergehalt des mv Düren liegt mit 50,4 % im für den biologischen Abbau optimalen Bereich, die Wassergehalte des behandelten Restabfalls mbv Düren und mbv Verbund liegen jedoch weit darunter und für den biologischen Abbau mit 23,6 % und 35,3 % im suboptimalen Bereich. Es muß daher davon ausgegangen werden, daß der aerobe biologische Abbau während der biologischen Vorbehandlung über längere Zeit verzögert war und diese Abfallfraktionen nach der Ablagerung biologisch sehr aktiv werden konnten. Ein zusätzliches Befeuchten vor Einbau in die Lysimeter war aufgrund der realitätsnahen Nachbildung der Deponieverhältnisse für die Versuche nicht vorgesehen.

Zur näheren Spezifizierung der Meßergebnisse werden in Tabelle 4.2 die Feststoffergebnisse der untersuchten Abfallarten bezüglich der Parameter GV, TOC<sub>Feststoff</sub> und TOC<sub>Eluat</sub> vergleichbaren Ergebnissen aus der Literatur gegenübergestellt. Ein



Vergleich kann jedoch nur vor dem Hintergrund geführt werden, daß die Abfallzusammensetzung nicht identisch war und die Vorbehandlungsverfahren jeweils unterschiedlich waren. Dennoch ist festzustellen, daß die organischen Parameter der an der MBRA Horm behandelten Abfälle alle weitaus höher liegen als die in vergleichbaren Versuchen erzielten Ergebnisse.

Tabelle 4.2: Untersuchungsergebnisse zum GV, TOC, TOC<sub>Eluat</sub>

Literaturstelle	Material	GV [%TR]	TOC [%TR]	TOC <sub>Eluat</sub> [mg/l]
Untersuchungen FiW	mv Düren	66,5	35,3	2.500
	mbv Düren	71,5	39,3	717
	mbv Verbund	67,7	36,0	512
NIENHAUS ET AL (1997)	mv <sup>1)</sup>	57,3	26,5	824
	mbv <sup>2)</sup>	25,8	12,8	n.b.
	Schlacke aus therm. Behandlung <sup>3)</sup>	5,1	4,7	20,7
HÖRING ET AL (1997)	mbv (offene Miete, < 60 mm, Klärschlammzugabe, 4 Wo + 11 Mon Deponie)	40	-	337
	mbv (ML-Container, < 60 mm, 3 Wo Intensivrotte + 32 Wo Nachrotte)	15	-	102
	mbv (ML-Container, < 80 mm, 12 Wo)	38	-	128
FRICKE ET AL (1997B)	unbehandelter Abfall	-	-	3.000
	mbv	-	-	250
JANIKOWSKI ET AL (1995)	mbv aus der Versuchsanlage auf der Deponie Schwarzenberg <sup>6)</sup>			
	nach der Intensivrotte:	18-20	9-17	300-700
	nach der Nachrotte:	15-20	6-10	50-150
THRÄN ET AL (1995)	mbv <sup>7)</sup>			
	nach der Intensivrotte:	33-40	-	939-1002
	nach der Nachrotte:	26-36	7	98-122

1) Inputmaterial aus dem Kreis Olpe, mechanische Vorbehandlung: visuelle Störstoffauslese, Zerkleinerung, Metallabtrennung, Siebung 2) Inputmaterial aus dem Kreis Olpe, mechanische Vorbehandlung siehe 1), biologische Vorbehandlung: 3-monatige Rotte in offener Dreiecksmiete mit wöchentlichem Umsetzen 3) Inputmaterial aus dem Einzugsgebiet der Verbrennungsanlage für Siedlungsabfall des Rohstoffrückgewinnungszentrums-Ruhr (RZR ) Herten, thermische Behandlung ebenfalls dort 4) Lysimeterversuche des ISA Aachen im Auftrag der Trienekens Entsorgung GmbH bzw. der Gesellschaft für Umwelttechnik mbH U.T.G. (gefördert vom BMBF) (bereits abgeschlossen) 5) Vorbehandlung: Zerkleinerung, Homogenisierung, 5-tägige Intensivrotte in Tunnelreaktoren, 8-wöchige Nachrotte in Flachmieten auf der Deponie 6) Zerkleinerung, Siebung: < 20mm zur Deponie, 20-60mm zur biologische Behandlung, 2 bis 3-wöchige Intensivrotte in Containern, 2-monatige Nachrotte in unbelüfteten, überdachten Dreiecksmieten 7) Pilotanlage der Stadt Freiburg auf der Deponie Eickelbuck (Sommer 94): Behandlung: Vorzerkleinerung mit Schredder, Homogenisierung in mobilem Chargenmischer, Einstellung des WG auf 40 bis 45 %, 9-wöchige Intensivrotte in einer zwangsbelüfteten Rottemiete (Druckbelüftung mit Bio-Puster), 13-wöchige Nachrotte im Kaminzugverfahren auf der Deponie

Für die Parameter Glühverlust, Feststoff-TOC und TOC im Eluat werden durch eine mechanisch-biologische Vorbehandlung in der Regel die in Anhang B der TASI festgelegten Grenzwerte nicht eingehalten. Die Ergebnisse dieser Parameter liegen für die in Horm behandelten Abfälle mbv Düren und mbv Verbund weit über den Grenzwerten der TASI und ebenso weit über den in Tabelle 4.2 aufgeführten zu erwartenden Bereichen für mechanisch-biologisch vorbehandelte Abfälle.

Im Rahmen der Feststoffuntersuchungen wurde ebenfalls der „korrigierte Glühverlust“ bestimmt, der nach AMIN und LEPOM (1995) für die Beschreibung der abbaubaren organischen Substanz besser geeignet ist als der Glühverlust. Bei der Analyse des korrigierten Glühverlustes werden insbesondere Kunststoffe, Gummi, schwer bzw. nicht abbaubare Biopolymere wie Lignine und Humine, Kohle-, Koks- und Rußpartikel nicht als abbaubare organische Substanz erfaßt. Tabelle 4.3 enthält Ergebnisse für den korrigierten Glühverlust aus den vom FiW durchgeführten Untersuchungen sowie aus vergleichbaren Untersuchungen.

Tabelle 4.3: Untersuchungsergebnisse zum „korrigierten GV“

Literaturstelle	Material	korrigierter GV [%TR]
Untersuchungen FiW	mv Düren	53,1
	mbv Düren	43,5
	mbv Verbund	43,3
HÖRING ET AL. (1997)	mbv (offene Miete, < 60 mm, Klärschlammzugabe, 4 Wo + 11 Mon Deponie)	23
	mbv (ML-Container, < 60 mm, 3 Wo Intensivrotte + 32 Wo Nachrotte)	8
	mbv (ML-Container, < 80 mm, 12 Wo)	22
THRÄN ET AL, (1995)	mbv (Behandlung siehe Tabelle 4.3 <sup>7)</sup> )	
	nach Intensivrotte:	24
	nach Nachrotte:	17

Anhand der Darstellung wird deutlich, daß der korrigierte GV verglichen mit dem nach DIN 38414-S3 bestimmten herkömmlichen GV durchweg niedrigere Werte aufweist. Dies gilt auch für die an der MBRA Horm behandelten Abfälle. Anhand der Untersuchungsergebnisse läßt sich eine Reduzierung durch die mechanisch-biologische Vorbehandlung von rund 20 % feststellen. Im Vergleich mit den Ergebnissen anderer Untersuchungen wird jedoch auch deutlich, daß ein weiteres Optimierungspotential für die Verfahrenskonzeption vorliegt.

In der Tabelle 4.4 sind weiterführend die Untersuchungsergebnisse für die Alternativparameter Atmungsaktivität AT<sub>4</sub> und Gasbildung nach 21 Tagen GB<sub>21</sub> aus dem Gärtest vergleichend den Ergebnissen anderer Untersuchungen gegenübergestellt.

Tabelle 4.4: Untersuchungsergebnisse zur Atmungsaktivität (AT<sub>4</sub>) und zum Gärtest (GB<sub>21</sub>)

Literaturstelle	Material	Atmungsaktivität AT <sub>4</sub> [g O <sub>2</sub> /kg TR]	Gasbildung GB <sub>21</sub> [l/kg TR]
Untersuchungen FiW	mb Düren	51,7	90,8
	mbv Düren	22,45	37,8
	mbv Verbund	20,2	43,6
LEIKAM ET AL. (1996)	Material aus Verrottungsversuchen der TU Hamburg-Harburg (4-monatige Rotte von Restabfall < 80 mm)	5	-
HÖRING ET AL. (1997)	Mbv (Brikolares Verfahren, < 60 mm, 10 Wo Intensivrotte + 16 Wo Nachrotte)	20	-
	Mbv (offene Miete, < 60 mm, Klärschlammzugabe, 4 Wo + 11 Mon Deponie)	13	-
	Mbv (ML-Container, < 60 mm, 3 Wo Intensivrotte + 32 Wo Nachrotte)	5	-
	Mbv (ML-Container, < 80 mm, 12 Wo)	13	-
FRICKE ET AL. (1997B)	Unbehandelter Abfall	100	180
	Mbv	5	8-20

Nach SCHEELHASE ET AL. (1997) können die Atmungsaktivität und die Gasbildungs-raten während einer intensiven mechanisch-biologischen Behandlung nach etwa 20 Wochen Rottedauer um 90 % abnehmen. Anhand der Untersuchungsergebnisse konnte für die an der MBRA Horm behandelten Restabfälle mit einer 5-tägigen Intensivrotte und einer 8-wöchigen Nachrotte eine Reduzierung von rund 60 % beim AT<sub>4</sub> bzw. 55 % beim Gärtest nachgewiesen werden. Die vorgeschlagenen Richtwerte von 5 g O<sub>2</sub>/kg TR für den AT<sub>4</sub> und 20 l/kg TR für den Gärtest werden nicht erreicht, so daß abschließend noch einmal anhand der Untersuchungsergebnisse auf den für die MBRA Horm in der heutigen Betriebsweise notwendigen Optimierungsbedarf hingewiesen werden muß.

Die eingebauten Abfälle wurden ebenfalls auf ihre Schwermetallgehalte hin untersucht. Die Ergebnisse sind vergleichend in Tabelle 4.5 Versuchsergebnissen aus der Literatur für Hausmüll und Schlacke vergleichend gegenübergestellt.

Tabelle 4.5: Schwermetallgehalte im Feststoff

Schwermetallgehalte	Untersuchungen FiW			BIDLINGMAIER, 1990	GREINER, 1983	REIMANN, 1994	FRITZ, 1991
	mv Düren	mbv Düren	mbv Verbund	Hausmüll		Schlacke	
[mg/kg TR]							
Arsen <sup>2)</sup>	<5,5	1,7	2	-	-	3 - 22	-
Blei	227	71,6	105	64 - 885	409	600 - 5.200	2.000
Cadmium	1,33	4,44	4,3	0,4 - 5,4	4	0,1 - 82	20
Chrom	70,3	25	29	9,5 - 52,5	-	100 - 9.600	1.500
Kupfer	130	120	188	26 - 110	237	200 - 7.000	2.900
Nickel	23,4	11,5	53,6	7,3 - 21,5	-	40 - 760	200
Zink	476	334	584	84 - 1.306	535	500 - 21.000	4.900
Quecksilber	<2,2	0,7	0,7	-	1	0,1 - 20	<0,3

1): Zerkleinerung, Homogenisierung, Intensivrotte: 5 Tage in Tunnelreaktoren, Nachrotte: 8 Wochen in Flachmieten auf der Deponie 2) Halbmetall

Insgesamt sind die Schwermetallgehalte der in Horm behandelten Abfälle im unteren Bereich der für Hausmüll üblichen Konzentrationen angesiedelt und liegen deutlich unter den Konzentrationen der in der Literatur für Schlacke angegebenen Werte. Im Zuge der stoffstromspezifischen Vorbehandlung an der MBRA Horm wurden die Schwermetallkonzentrationen beispielsweise für Cadmium, Kupfer und Nickel, unwesentlich jedoch für Arsen, Blei, Chrom, Zink und Quecksilber nahezu um 60 % reduziert.

Nach Abschluß der Versuchsphase wurden die aus den Lysimetern ausgebauten Abfälle mit dem gleichen Untersuchungsrahmen wie beim Einbau auf die Feststoffe analysiert. Eine Gegenüberstellung der wichtigsten Ergebnisse zeigt Tabelle 4.6. Anhand dieser Darstellung wird deutlich, daß im Untersuchungszeitraum innerhalb der Lysimeter ein weiterer Abbau der organischen Substanz stattgefunden hat. Im gesamten Versuchszeitraum wurde die in den Abfällen enthaltene organische Substanz weiter umgesetzt bzw. abgebaut und über die Emissionspfade Sickerwasser und Deponiegas ausgetragen.

Anhand der Untersuchungsergebnisse am Lysimeter läßt sich eindeutig nachweisen, daß ein weiterer biologischer Abbau der an der MBRA Horm vorbehandelten Abfallfraktionen generell möglich ist. Ein weitgehender biologischer Abbau der organischen Substanz hat nicht im Rahmen der Vorbehandlung an der MBRA Horm, sondern vielmehr unter den in den Lysimetern simulierten deponieähnlichen Bedingun-

gen stattgefunden. Anhand dieser Ergebnisse muß daher darauf hingewiesen werden, daß die MBRA Horm derzeit das Verfahrensziel, ein weitgehend biologisch stabiles Abfallprodukt herzustellen, noch nicht erreicht. Ein weiterer biologischer Abbau der organischen Substanz für die in Horm behandelten Abfälle ist, wie in Tabelle 4.6 dargestellt, im Bereich von weiteren 60 - 80 % denkbar.

Tabelle 4.6: Vergleichende Darstellung der Feststoffuntersuchungen bei Einbau und Ausbau der einzelnen Abfallfraktionen

<b>Ausbaudaten</b>		<b>mv Düren</b>	<b>%</b>	<b>mbv Düren</b>	<b>%</b>	<b>mbv Verbund</b>	<b>%</b>
Glühverlust [Masse-%]	vor	66,5	67	71,5	58	67,7	60
	nach	44,4		41,75		40,6	
Glühverlust korr. [Masse-%]	vor	53,1	73	43,5	57	43,3	70
	nach	38,5		24,7		30,1	
Atmungsaktivität (AT <sub>4</sub> ) mg O <sub>2</sub> /g TS	vor	51,7	91	22,45	81	20,2	68
	nach	4,7		4,35		6,55	
Gärtetest (GB <sub>21</sub> ) NI/kg TS	vor	90,8	63	37,8	67	43,6	85
	nach	57,1		25,2		37,2	
TOC [% TR]	vor	35,3	55	39,3	31	36,0	39
	nach	16,0		27,0		22,0	

## 4.2 Sickerwasseruntersuchungen

Die Entwicklung der Sickerwasseremissionen ist durch die Niederschlagswassermenge, die im Abfall ablaufenden zeitabhängigen biologischen Umsetzungsprozesse und die physikalischen Auslaugungs- und Desorptionseffekte geprägt. Der Simulation der Regenereignisse wurden statistische Niederschlagswassermengen abzüglich einer Verdunstungsrate von 50 % zugrundegelegt.

Unter Beachtung

- der Versuchsdauer von im Mittel 700 Tagen,
- einer jährlichen Niederschlagswassermenge von 800 mm,
- einer Verdunstung von 50 % sowie
- einer Lysimetergrundfläche von 0,8 m<sup>2</sup>

ergab sich ein Wasser/Feststoff-Verhältnis (W/F) von annähernd 1,2 für alle Lysimeteransätze. Das W/F-Verhältnis kennzeichnet das Verhältnis aus der Summe des Sickerwasserabflusses zur Trockenmasse.

Bei einem W/F-Verhältnis von 1,0 wurde nach LEIKAM ET AL. (1996) der „deponierte“ Abfall mit der gleichen Menge an Wasser in Kontakt gebracht. Ein W/F-Verhältnis von 1,0 entspricht nach LEIKAM ET AL. (1996) einem Zeitraum von 50 Jahren, nach HÖRING ET AL. (1997) einem Zeitraum von 66 Jahren.

Dieser Ansatz gilt jedoch nach HÖRING ET AL. (1997) nur unter folgenden Voraussetzungen:

1. Der Einfluß von biologischen Umsetzungen ist während der langfristigen Ablagerung vernachlässigbar.
2. Der Deponiekörper wird homogen mit infiltriertem Wasser durchströmt.
3. Die Mobilisierung von Stoffen in das Sickerwasser erfolgt nur durch physikalische Auslaug- und Desorptionsprozesse.

Im Rahmen der Ergebnisdarstellung werden im folgenden

- das BSB<sub>5</sub>/CSB-Verhältnis im Sickerwasser,
  - der Verlauf der CSB-Entfrachtung,
  - der Verlauf der TOC-Entfrachtung,
  - die Entwicklung des pH-Wertes,
  - die Entwicklung der NH<sub>4</sub>-N-Konzentrationen,
  - die Entwicklung der Leitfähigkeit sowie
  - die Entwicklung der Gasproduktion
- dargestellt.

### 4.2.1 Organische Summenparameter

Die organische Sickerwasserbelastung wurde im Rahmen der Untersuchungen anhand der Summenparameter Chemischer und Biochemischer Sauerstoffbedarf (CSB und BSB<sub>5</sub>) sowie des gesamten organisch gebundenen Kohlenstoffs (TOC) entsprechend dem vorgestellten Untersuchungsprogramm in regelmäßigen Abständen bestimmt. Mit Hilfe dieser Parameter läßt sich das Verhältnis zwischen BSB<sub>5</sub> und CSB als Kriterium für die Beurteilung der biochemischen Abbau- und Umsetzungsprozesse über die Zeit ermitteln.

In Abbildung 4.1 sind zunächst beispielhaft die in den Lysimeteruntersuchungen ermittelten BSB<sub>5</sub>/CSB-Verhältnisse dargestellt.

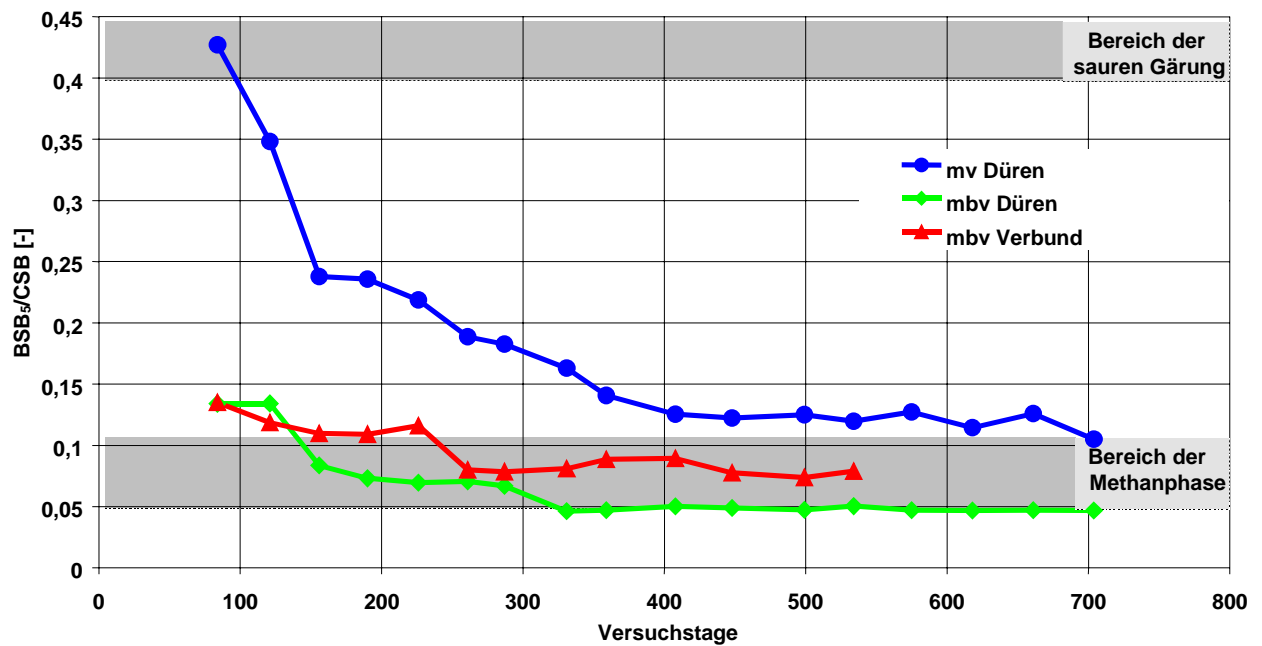


Abbildung 4.1: Darstellung des  $BSB_5/CSB$ -Verhältnisses im Sickerwasser

Insgesamt läßt sich anhand der Ergebnisdarstellungen des  $BSB_5/CSB$ -Verhältnisses der Sickerwässer aus den Lysimetern feststellen, daß die mechanisch-biologische Behandlung die CSB-Fracht um etwa 70 % reduziert. Weiter wird durch die aerobe Vorbehandlung an der MBRA Horm die Phase der sauren Gärung und die damit verbundene Phase der hochbelasteten Sickerwässer nahezu vollständig übersprungen.

In Abbildung 4.2 ist der Verlauf der über das Sickerwasser ausgetragenen kumulierten CSB-Fracht dargestellt. Für die an der MBRA Horm mechanisch-biologisch vorbehandelten Abfälle, mbv Düren, ist eine etwa 50%ige Reduzierung der CSB Fracht im Vergleich zu den lediglich mechanisch vorbehandelten Abfällen, mv Düren, deutlich erkennbar. Anders verhält es sich für die ausgetragene Fracht der mechanisch-biologisch vorbehandelten Restabfälle in der Zusammensetzung des mbv Verbund. Anhand der Ergebnisdarstellung wird deutlich, daß die kumulierte CSB-Fracht des mbv Verbund einen nahezu ähnlichen Verlauf aufweist wie die der mechanisch vorbehandelten Abfälle, mv Düren.

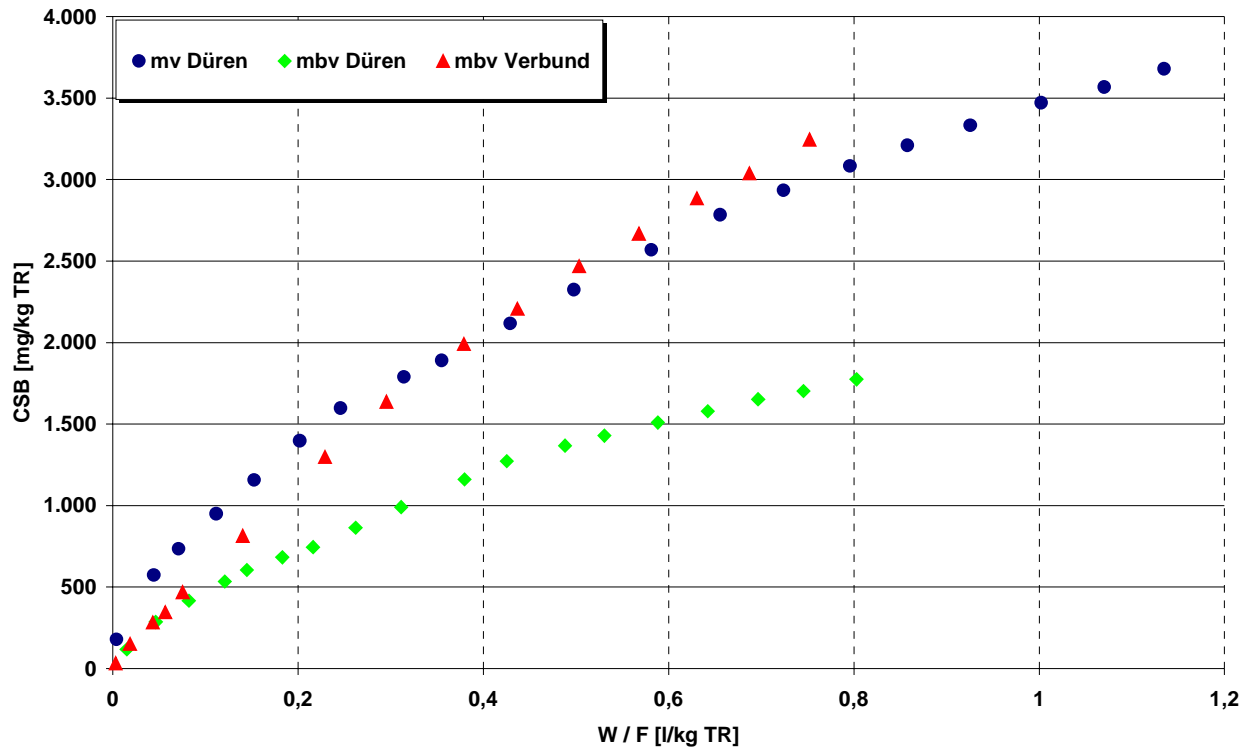


Abbildung 4.2: Verlauf der CSB-Entfrachtung bezogen auf das Wasser-/Feststoff-Verhältnis

Die folgende Tabelle 4.7 enthält eine Gegenüberstellung der im Rahmen der Lysimeteruntersuchungen ermittelten CSB-Konzentrationen sowie einigen in der Literatur angegebenen Untersuchungsergebnissen aus verschiedenen vergleichbaren Vorbehandlungsanlagen, aufgenommen jeweils nach 100, 300 und 500 Tagen Versuchsdauer. Zum Vergleich wird ebenfalls der geforderte Grenzwert nach der Rahmen-Abwasser-Verwaltungsvorschrift, Anhang 51 für das Einleiten von Abwasser aus Siedlungsabfalldeponien, aufgeführt.



Tabelle 4.7: Vergleichende Darstellung verschiedener CSB-Konzentrationen im Sickerwasser unbehandelter und vorbehandelter Abfälle

LITERATURSTELLE	Material	CSB-Konzentration [mg/l]		
		nach		
		100 d	300 d	500 d
RAHMEN-ABWASSER-VERWALTUNGSVORSCHRIFT (ANH.51)		200		
UNTERSUCHUNGEN FiW	mv Düren	28.000	4.000	2.930
	mbv Düren	7.800	1.900	1.980
	mbv Verbund	9.900	5.800	3.000
LEIKAM ET AL (1995)	unbehandelt:	50.000	3.500	-
	4 Monate aerob behandelt:	3.000	1.000	900
HÖRING (1997)	weitgehend gerotteter Restabfall im Deponiesimulationsreaktor (DSR)	1.600	900	400
HÖRING ET AL (1996)	mv (Zerkleinerung auf 150 mm, Vermischung mit 30 % Klärschlamm, Metallabscheidung, Siebung (60 mm))	37.000	ca. 1.000	-
	mbv (4-wöchige Rotte in unbelüfteter, offener Miete; +11 Monate Deponie)	1.000	700	-
HEYER, STEGMANN (1997)	4 Monate aerob vorbehandelt	1.700	700	700
	mb <sup>1)</sup>	40.000	5.000	9.000
NIENHAUS ET AL (1997)	mbv <sup>2)</sup>	1.700	1.700	1.700
	Schlacke aus therm. Behandlung <sup>3)</sup>	400	400	180
	unbehandelt	-	50.000	40.000
KABBE ET AL (1995) <sup>4)</sup>	mbv <sup>5)</sup>	-	2.000	900
	Schlacke aus der MVA Krefeld	850	700	600

1) Inputmaterial aus dem Kreis Olpe, mechanische Vorbehandlung: visuelle Störstoffauslese, Zerkleinerung, Metallabtrennung, Siebung 2) Inputmaterial aus dem Kreis Olpe, mechanische Vorbehandlung siehe 1), biologische Vorbehandlung: 3-monatige Rotte in offener Dreiecksmiete mit wöchentlichem Umsetzen 3) Inputmaterial aus dem Einzugsgebiet der Verbrennungsanlage für Siedlungsabfall des Rohstoffrückgewinnungszentrums-Ruhr (RZR) Herten, thermische Behandlung ebenfalls dort 4) Lysimeterversuche des ISA Aachen im Auftrag der Trienekens Entsorgung GmbH bzw. der Gesellschaft für Umwelttechnik mbH U.T.G. (gefördert vom BMBF) (bereits abgeschlossen) 5) Vorbehandlung: Zerkleinerung, Homogenisierung, 5-tägige Intensivrotte in Tunnelreaktoren, 8-wöchige Nachrotte in Flachmieten auf der Deponie

Eine 90%-ige Reduzierung der CSB-Sickerwasserbelastung, wie in anderen Untersuchungen dargestellt, wurde durch die MBRA Horm mit der damaligen Abfallsammensetzung und Betriebsweise nicht erzielt.

Weiterführend werden in Tabelle 4.8 die im Rahmen der Lysimeteruntersuchungen ermittelten TOC-Konzentrationen im Sickerwasser den Untersuchungsergebnissen aus vergleichbaren Anlagen gegenübergestellt.

Tabelle 4.8: Vergleichende Darstellung verschiedener TOC-Konzentrationen im Sickerwasser unbehandelter und vorbehandelter Abfälle

Literaturstelle	Material	TOC-Konzentration [mg/l]		
		nach		
		100 d	300 d	500 d
UNTERSUCHUNGEN FiW	mv Düren	8.800	1.400	1.200
	mbv Düren	3.000	660	789
	mbv Verbund	3.500	2.240	-
HÖRING ET AL (1996)	mb (Zerkleinerung auf 150 mm, Vermischung mit 30 % Klärschlamm, Metallabscheidung, Siebung (60 mm))	12.000	ca.600	-
	mbv (4-wöchige Rotte in unbelüfteter, offener Miete; +11 Monate Deponie)	400	250	200
Höring et al (1997)	weitgehend gerotteter Restabfall im Deponiesimulationsreaktor (DSR)	600	300	200
NIENHAUS ET AL (1997)	mb <sup>1)</sup>	15.000	2.000	3.000
	mbv <sup>2)</sup>	700	600	600
	Schlacke aus therm. Behandlung <sup>3)</sup>	100	25	10
KABBE ET AL (1995) <sup>4)</sup>	Unbehandelt	18.500	17.000	12.000
	mbv <sup>5)</sup>	6.500	750	500
	Schlacke aus der MVA Krefeld	600	400	300

1) Inputmaterial aus dem Kreis Olpe, mechanische Vorbehandlung: visuelle Störstoffauslese, Zerkleinerung, Metallabtrennung, Siebung 2) Inputmaterial aus dem Kreis Olpe, mechanische Vorbehandlung siehe 1), biologische Vorbehandlung: 3-monatige Rotte in offener Dreiecksmiete mit wöchentlichem Umsetzen 3) Inputmaterial aus dem Einzugsgebiet der Verbrennungsanlage für Siedlungsabfall des Rohstoffrück-gewinnungszentrums-Ruhr (RZR ) Herten, thermische Behandlung ebenfalls dort 4) Lysimeterversuche des ISA Aachen im Auftrag der Trienekens Entsorgung GmbH bzw. der Gesellschaft für Umwelttechnik mbH U.T.G. (gefördert vom BMBF) (bereits abgeschlossen) 5) Vorbehandlung: Zerkleinerung, Homogenisierung, 5-tägige Intensivrotte in Tunnelreaktoren, 8-wöchige Nachrotte in Flachmieten auf der Deponie

Für die vom FiW in Lysimetern untersuchten verschiedenen vorbehandelten Abfallfraktionen ergab sich die in Abbildung 4.3 dargestellte kumulierte Fracht, aufgetragen über das W/F-Verhältnis.

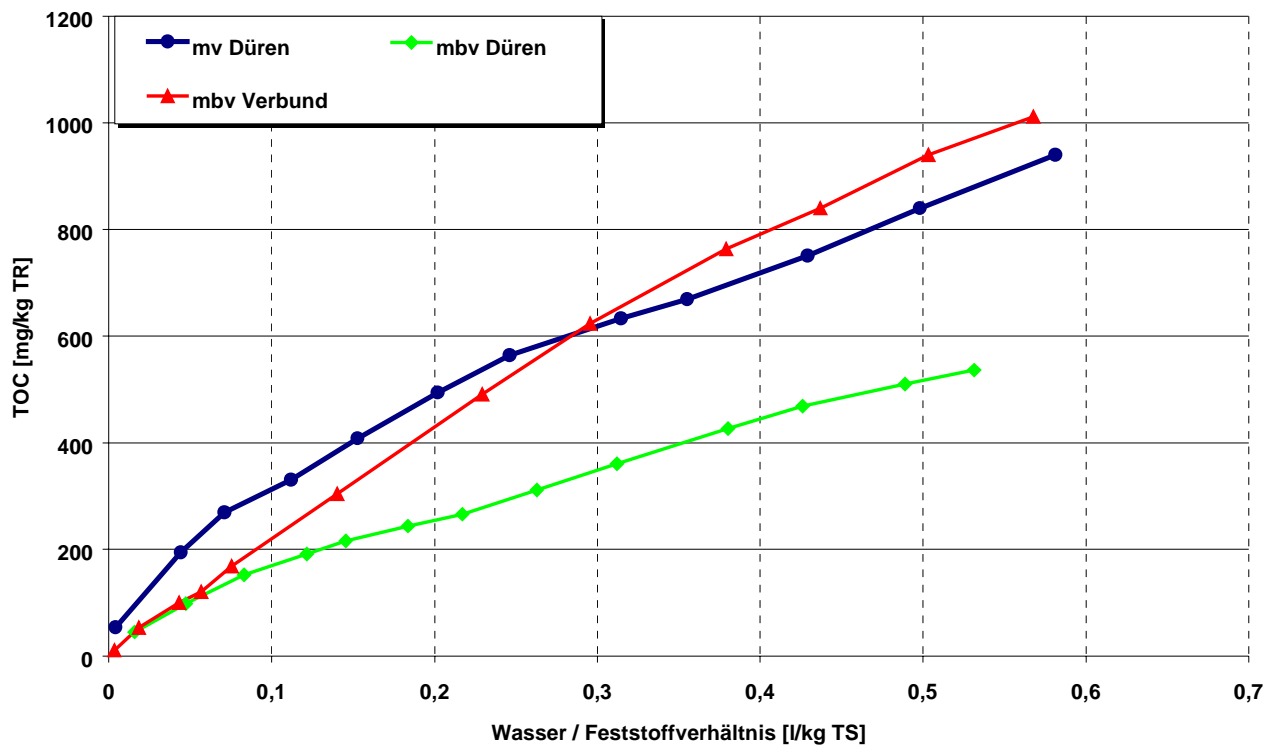


Abbildung 4.3: Kumulierte TOC-Fracht bezogen auf das Wasser/Feststoff-Verhältnis

Anhand der Darstellung der kumulierten TOC-Fracht in Abbildung 4.3 zeichnet sich ein ähnlicher Verlauf wie für die kumulierte CSB-Fracht ab.

Abschließend werden in Tabelle 4.9 die vom FiW an Lysimetern erzielten Ergebnisse zum TOC vergleichbaren Untersuchungen aus der Literatur gegenübergestellt. Es wird die kumulierte TOC Fracht jeweils bezogen auf ein W/F-Verhältnis vom 0.5, 1.0, und 2.0 dargestellt.

Tabelle 4.9: Kumulierte TOC-Frachten für verschiedene W/F-Verhältnisse

Literaturstelle	Material	TOC [mg/kg TR]		
		für W/F		
		0,5	1,0	2,0
UNTERSUCHUNGEN FiW	mv Düren	980	-	-
	mbv Düren	560	-	-
	mbv Verbund	1.010	-	-
HÖRING ET AL (1996)	mv (Zerkleinerung, Metallabscheidung, Siebung (60mm))	6.500	13.000	16.000
	mbv (mechanische Behandlung s.o., biologische Behandlung: 35 Tage Intensivrotte mit Brikollare-Verfahren, 33 Tage zweite Rotte mit Brikollare-Verfahren, 120 Tage Nachrotte in offener Miete)	400	900	1.200
HÖRING ET AL (1997)	mbv (Brikollares Verfahren, < 60mm, 10 Wo Intensivrotte + 16 Wo Nachrotte)	300	650	1.100
	mbv (ML-Container, < 60mm, 3 Wo Intensivrotte + 32 Wo Nachrotte)	200	250	-
	mbv (ML-Container, < 80mm, 12 Wo)	300	650	800

Die Ergebnisse der verschiedenen Autoren zeigen, daß eine mehr als 90%ige Verringerung der TOC-Fracht durch eine mechanisch-biologische Vorbehandlung möglich ist. Diese Reduktion der organischen Fracht, dargestellt als TOC, läßt sich jedoch nachweislich durch die Lysimeteruntersuchungen derzeit für die an der MBRA-Horm behandelten Restabfälle nicht bestätigen. Der Vergleich (Tabelle 4.8) der mechanisch-biologisch behandelten Abfälle untereinander zeigt, daß die TOC-Konzentrationen des mbv Düren etwa in den von NIENHAUS ET AL. (1997) und KABBE ET AL. (1995) ermittelten Bereichen liegen, der mbv Verbund jedoch vergleichbar mit unbehandelten Abfällen ist.

Zur näheren Bestimmung der für den biologischen Abbau der organischen Substanz notwendigen Randbedingungen wird beispielhaft in Abbildung 4.4 der Verlauf des pH-Wertes dargestellt.

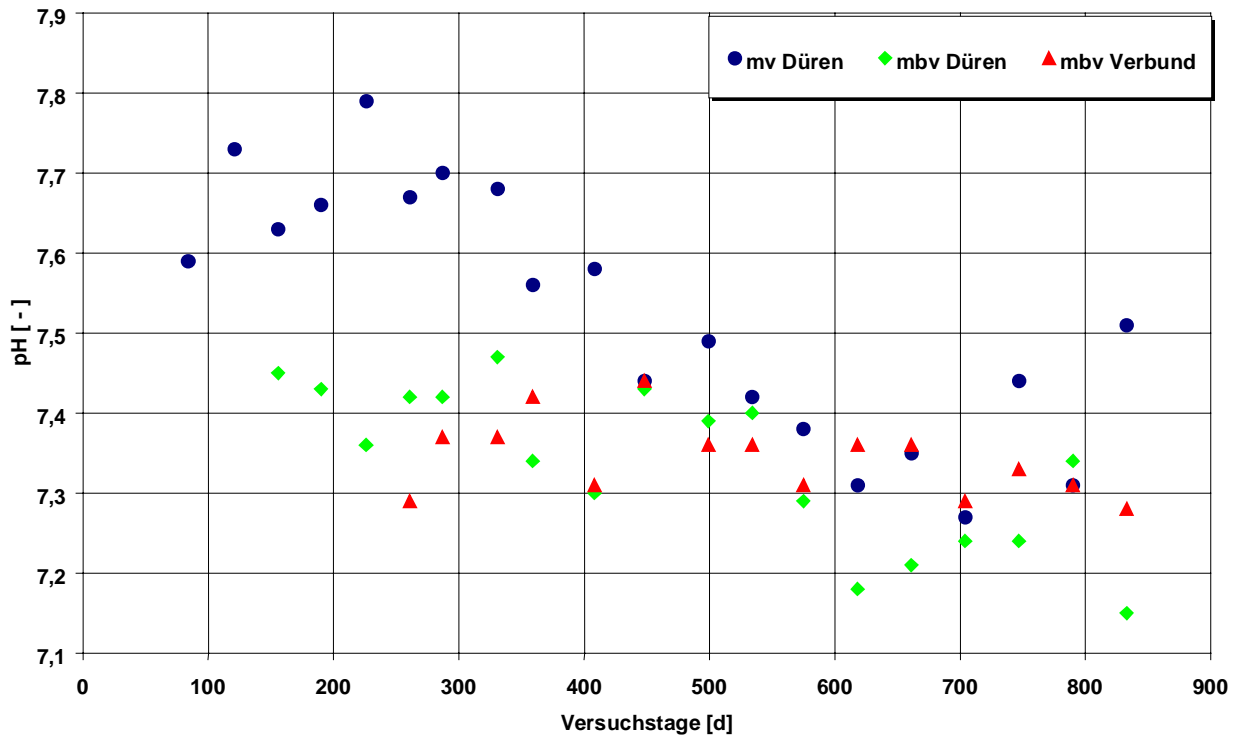


Abbildung 4.4: Entwicklung der pH-Werte im Versuchszeitraum

Eine Phase mit pH-Werten im sauren Bereich läßt sich für keine der im Lysimeter untersuchten Abfallproben feststellen, vielmehr sind alle Phasen im deutlich basischen Bereich anzusiedeln. Eine Unterscheidung der einzelnen Phasen während des anaeroben Abbaus kann daher nicht getroffen werden. Einschränkend muß jedoch angeführt werden, daß die erste Abfallfraktion (mv Düren) aufgrund von betrieblichen Störungen mit einer Verzögerung von 3 Tagen eingebaut wurde. Beim Einbau dieser Abfallfraktion war bereits Gasgeruch zu bemerken, so daß der Abfall sich möglicherweise beim Einbau schon am Ende der sauren Phase befand. Alle anderen Abfallfraktionen wurden ohne Verzögerung eingebaut.

#### 4.2.2 Anorganische Parameter

Im Deponiekörper wird Stickstoff und hier insbesondere die Stickstoff-Komponenten  $N_{org}$  und  $NH_4-N$ , überwiegend über die Wasserphase ausgetragen und beeinflusst neben den AOX-verursachenden Inhaltsstoffen maßgeblich die Dauer der Nachsorgephase. In Abbildung 4.5 ist die im Rahmen der Lysimeteruntersuchungen ermittelte kumulierte  $NH_4-N$  Fracht bezogen auf das W/F-Verhältnis dargestellt. Der  $NH_4-N$ -Stoffaustrag liegt danach insgesamt für die an der MBRA Horm mechanisch-

biologisch vorbehandelten Restabfälle mbv Düren und Verbund deutlich niedriger als für die lediglich mechanisch vorbehandelten Restabfälle, mv Düren.

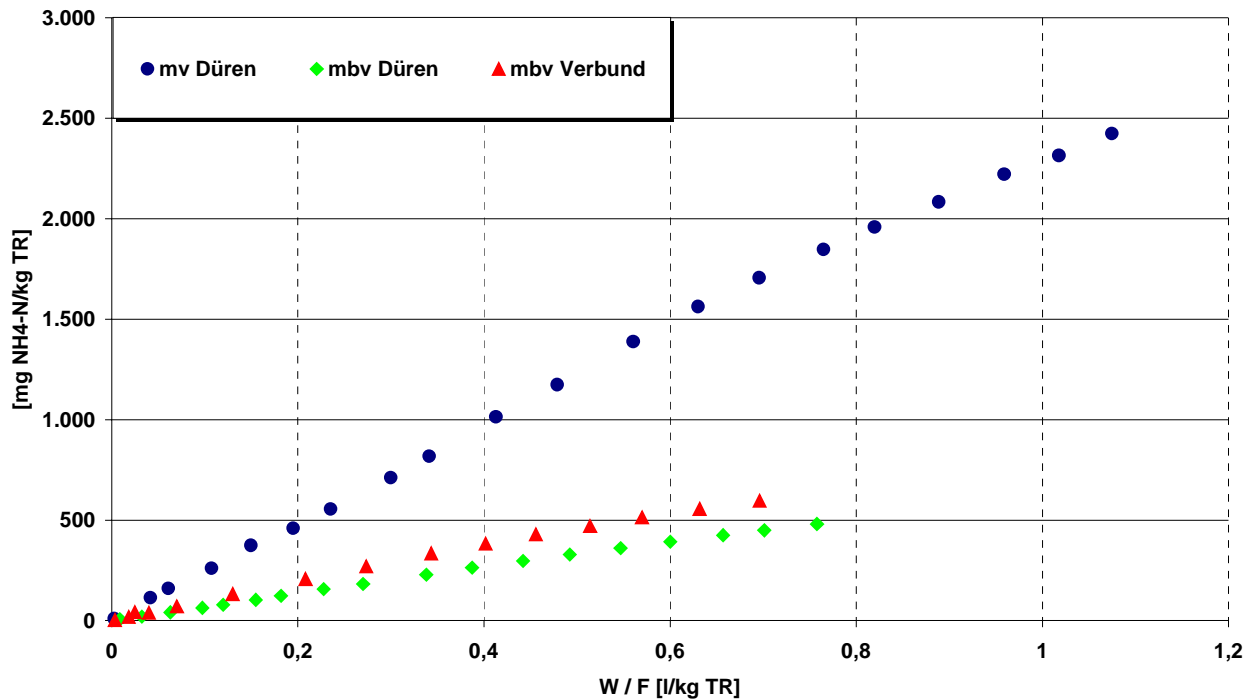


Abbildung 4.5: Entwicklung der NH<sub>4</sub>-N-Konzentrationen

Aufgrund dieser Zusammenhänge ist im weiteren für den Deponiebetrieb mit einer erheblichen Verkürzung des Nachsorgezeitraumes zu rechnen.

In Tabelle 4.10 werden die Untersuchungsergebnissen am Lysimeter den Ergebnissen vergleichbarer Untersuchungen aus der Literatur gegenübergestellt.

Tabelle 4.10: Gegenüberstellung der am Lysimeter ermittelten NH<sub>4</sub>-N-Konzentrationen mit Ergebnissen aus vergleichbaren Untersuchungen

Literaturstelle	Material	NH <sub>4</sub> -N-Konzentration [mg/l]		
		nach		
		100 d	300 d	500 d
RAHMEN-ABWASSER-VERWALTUNGSVORSCHRIFT (ANH.51)		50		
UNTERSUCHUNGEN FiW	mv Düren	3.020	2.369	2.625
	mbv Düren	906	772	663
	mbv Verbund	962	1.022	-
LEIKAM ET AL (1995)]	unbehandelt:	1.250	1.000	-
	4 Monate aerob behandelt:	130	120	-
HÖRING (1997)	weitgehend gerotteter Restabfall im Deponiesimulationsreaktor (DSR)	30	110	120
HÖRING ET AL (1996)	mv (Zerkleinerung auf 150mm, Vermischung mit 30% Klärschlamm, Metallabscheidung, Siebung (60 mm))	2.250	800	-
	mbv (4-wöchige Rotte in unbelüfteter, offener Miete; +11 Monate Deponie)	150	150	150
HEYER, STEGMANN (1997)	4 Monate aerob vorbehandelt	140	90	120
	unbehandelt	1.600	1.200	1.200
KABBE ET AL (1995) <sup>1)</sup>	mbv <sup>2)</sup>	150	90	180
	Schlacke aus der MVA Krefeld	50	25	20

1) Lysimeterversuche des ISA Aachen im Auftrag der Trienekens Entsorgung GmbH bzw. der Gesellschaft für Umwelttechnik mbH U.T.G. (gefördert vom BMBF) (bereits abgeschlossen) 2) Vorbehandlung: Zerkleinerung, Homogenisierung, 5-tägige Intensivrotte in Tunnelreaktoren, 8-wöchige Nachrotte in Flachmieten auf der Deponie

Die NH<sub>4</sub>-N-Konzentration des mv Düren liegt zu Beginn der Untersuchungen in den von EHRIG (1989) und TURK ET AL (1997) angegebenen Bereichen für Sickerwasser aus Hausmülldeponien. Die Konzentrationsabnahme durch die mechanisch-biologische Vorbehandlung an der MBRA Horm ist anhand der Untersuchungsergebnisse für den mbv Düren und den mbv Verbund in etwa ähnlich mit den in vergleichbaren Untersuchungen erzielten Abnahmen. Anhand der Lysimeteruntersuchungen läßt sich nachweisen, daß die Stickstoffbelastung durch eine mechanisch-biologische Vorbehandlung erheblich gesenkt werden und den zukünftigen Deponiebetrieb maßgeblich entlasten wird.

Die elektrische Leitfähigkeit (LFK) wird unter anderem von den Anionen Chlorid ( $\text{Cl}^-$ ), Sulfat ( $\text{SO}_4^{2-}$ ), Ammonium-Stickstoff ( $\text{NH}_4^+\text{-N}$ ) und Hydrogencarbonat ( $\text{HCO}_3^-$ ) beeinflusst. Durch eine mechanisch-biologische Restabfallbehandlung lässt sich z. B. für die Chlorid-Konzentration und damit auch für die Chlorid-Fracht nach HÖRING ET AL. (1997) keine Reduktion erreichen, da die biochemischen Prozesse auf diesen Parameter keinen Einfluß haben. Eine Verringerung beispielsweise der Chlorid-Konzentrationen erfolgt im allgemeinen eher durch eine kontinuierliche Auslaugung der Abfälle.

In Abbildung 4.6 ist der im Untersuchungszeitraum am Lysimeter ermittelte Verlauf der Leitfähigkeit für die drei untersuchten Abfallfraktionen über die Versuchszeit dargestellt.

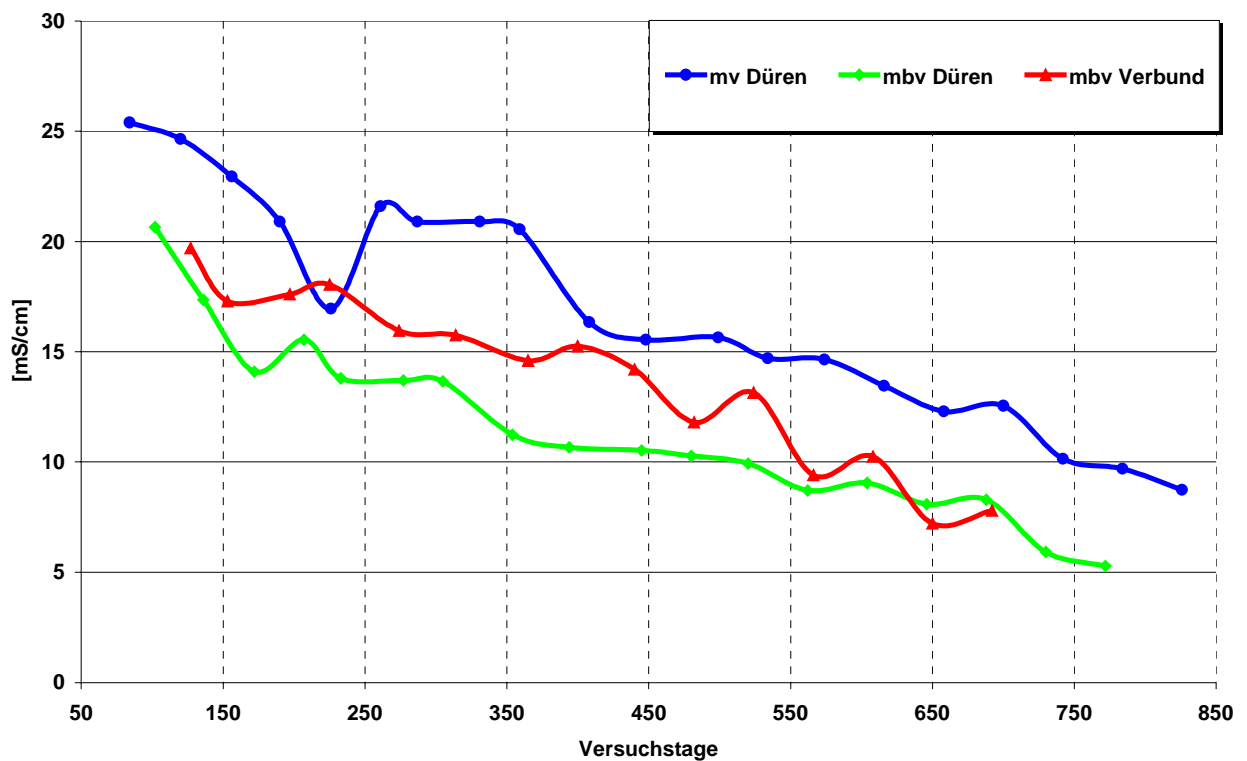


Abbildung 4.6: Entwicklung der Leitfähigkeit im Untersuchungszeitraum

Die im Rahmen der durchgeführten Untersuchungen am Lysimeter ermittelten Meßwerte zur Leitfähigkeit aller drei untersuchten Abfälle liegen etwa in den Bereichen für Hausmüll- und Siedlungsabfalldeponien. Bei allen drei Ganglinien ist mit fortschreitender Versuchsdauer ein Absinken und damit eine erhöhte physikalisch bedingte Auslaugung festzustellen.

Abschließend wurden im Rahmen der durchgeführten Lysimeteruntersuchungen die Sickerwässer auf die Metalle Blei (Pb), Cadmium (Cd), Chrom (Cr), Chrom VI ( $\text{Cr}_{\text{VI}}$ ),



Quecksilber (Hg), Zink (Zn), Kupfer (Cu) und Nickel (Ni) sowie Arsen (As) analysiert. In Tabelle 4.11 werden die ermittelten Untersuchungsergebnisse vergleichend Ergebnissen ähnlicher Untersuchungen gegenübergestellt.

Tabelle 4.11: Vergleichende Gegenüberstellung der im Rahmen der Lysimeteruntersuchungen ermittelten Element-Konzentrationen mit Literaturwerten

Literaturstelle	Material	Schwermetallgehalte in [mg/l]								
		As	Pb	Cd	Cr	Cr <sub>VI</sub>	Hg	Zn	Cu	Ni
UNTERSUCHUNGEN FIW	mv Düren	0,03 - <0,01	0,4 - <0,1	<0,05	<0,1	<0,05	0,004 - <0,001	3,9 - <0,05	<0,05	0,23 - 0,11
	mbv Düren	<0,01	0,26 - <0,1	<0,05	<0,1	<0,05	<0,001	1,2 - <0,06	0,25 - <0,05	0,4 - 0,08
	mbv Verbund	<0,01	0,34 - <0,1	<0,05	0,44 - <0,1	<0,05	<0,001	0,48 - 0,13	0,14 - <0,05	0,76 - 0,28
RAHMEN-ABWASSER- VERWALTUNGSVORSCHRIFT (ANH. 51)		-	<b>0,5</b>	<b>0,1</b>	<b>0,5</b>	-	<b>0,05</b>	<b>2,0</b>	<b>0,5</b>	<b>0,5</b>
EHRIG (1989)	Deponiesickerwasser	0,005 - 1,6	0,008 - 1,02	5*10 <sup>-5</sup> - 0,14	0,03 - 1,6	-	-		0,004 - 1,4	0,02 - 2,05
TURK ET AL (1997)	Sickerwässer aus Hausmülldeponien	<10 <sup>-5</sup> - 1	0,02 - 1	0,001 - 0,1	0,02 - 1,5	-	2*10 <sup>-5</sup> - 0,05	0,1 - 10	0,01 - 1	0,02 - 2
KRUSE (1994)	„biochemisch unabhängige“ Sickerwasserinhaltsstoffe	5.3 - 110 [µg/l]	0,008 - 0,4	0,7 - 525 [µg/l]	0,002 - 0,52	-	0,002 - 25 [µg/l]		0,005 - 0,56	0,01 - 1

Die im Rahmen der durchgeführten Untersuchungen ermittelten Schwermetallgehalte liegen alle im unteren Bereich der angegebenen Literaturwerte für Deponiesickerwasser und in der Regel unter den Grenzwerten der Rahmen-Abwasser-Verwaltungsvorschrift.

### 4.3 Ergebnisse der Gasuntersuchungen

Im Rahmen der Untersuchungen wurde das in den Lysimetern infolge der biochemischen Abbau- und Umsetzungsprozesse gebildete Gas zunächst volumetrisch online bestimmt. Im weiteren wurde ein Teilstrom des Gases in aluminiumbeschichteten Kunststoffbeuteln gesammelt und auf seine Zusammensetzung analysiert. Die wichtigsten Ergebnisse werden im folgenden diskutiert.

### 4.3.1 Gasproduktion

Für alle Lysimeteransätze konnte gleichermaßen unmittelbar nach Einbau der Abfallfraktion eine Gasproduktion festgestellt werden. Je nach Vorbehandlung und Zusammensetzung der eingebauten Abfälle hat sich die Gasproduktion jedoch unterschiedlich stark entwickelt. Einen direkten Vergleich der am Lysimeter ermittelten produzierten Gasmengen zeigt Abbildung 4.7. Dargestellt ist die kumulierte Gasproduktion in l/kg TR bezogen auf das Wasser/Feststoff-Verhältnis (W/F). Alle Angaben beziehen sich jeweils auf den Mittelwert der Parallelansätze. Der Verlauf der Gasproduktion in den Parallelansätzen war nahezu identisch. Dabei wiesen die Abfälle mbv Düren und mbv Verbund allerdings deutliche Unterschiede auf.

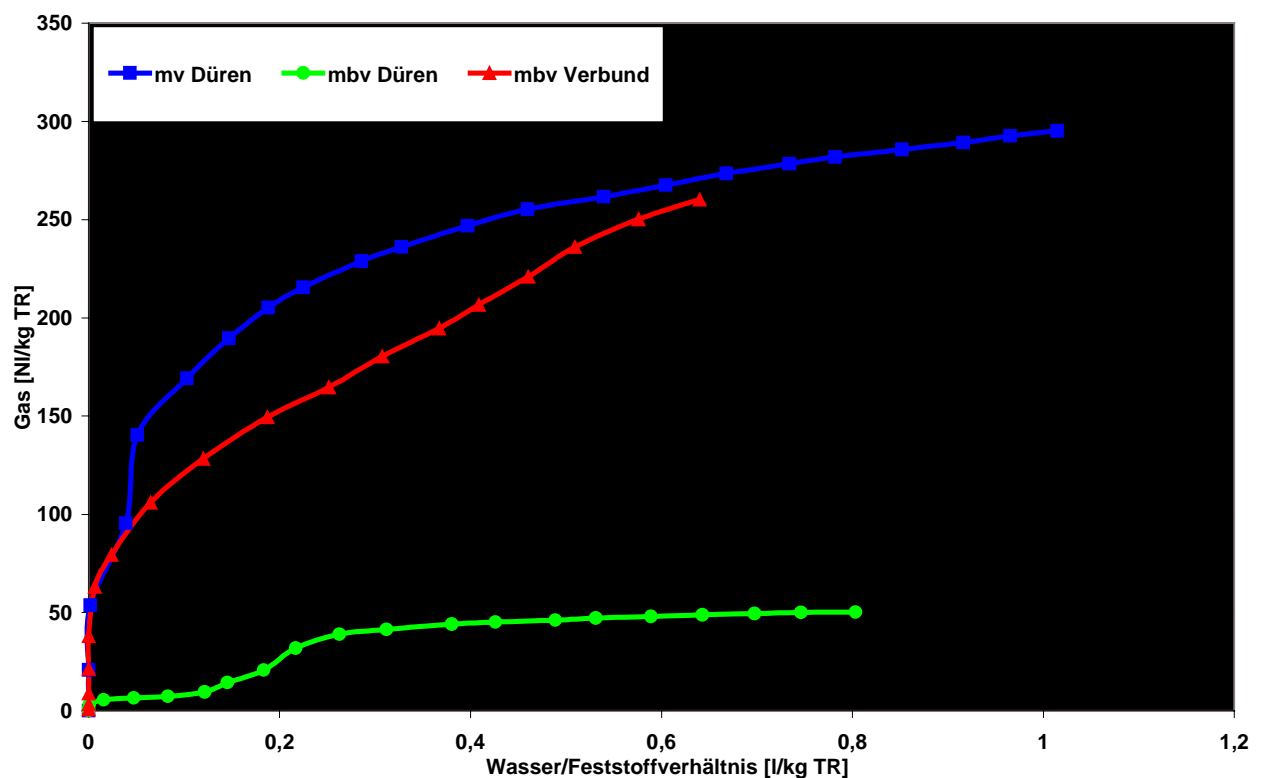


Abbildung 4.7: Vergleichende Darstellung der kumulierten Gasproduktion

Das im Lysimeterversuch ermittelte Gaspotential des mv Düren liegt mit 295 NI/kg TR nach rund 800 Tagen im oberen Wertebereich für übliche Potentiale unbehandelter Restabfälle. Ebenso liegt das im Versuchsrahmen erzielte Gaspotential des mbv Düren mit 50 NI/kg TR, ermittelt nach rund 750 Tagen, im Bereich des nach HÖRING ET AL. (1997) aus ähnlichen Ansätzen ermittelten Gaspotentials von 0 - 40 l/kg TR für Abfälle, die mechanisch-biologisch vorbehandelt werden. Die hier durch eine mechanisch-biologische Behandlung erzielte Minderung des Gaspotentials betrug ca. 85 %. Der Wert für die kumulierte Gasproduktion des mbv Verbund liegt je-

doch weitaus höher bei 260 NI/kg TR nach rund 700 Tagen und somit geringfügig niedriger als für unbehandelte Abfälle. In Tabelle 4.12 werden die Untersuchungsergebnisse am Lysimeter Ergebnissen ähnlicher Untersuchungen gegenübergestellt. Ein direkter Vergleich der dargestellten Gaspotentiale muß jedoch immer vor dem Hintergrund, jeweils voneinander unterschiedlicher Abfallzusammensetzungen, unterschiedlicher biologischer Vorbehandlungsverfahren und voneinander abweichenden Untersuchungsmodalitäten erfolgen. Dennoch wird deutlich, daß, wie auch von SCHEELHASE ET AL. (1997) und HÖRING ET AL. (1997) beschrieben, das Gaspotential durch eine intensive mechanisch-biologische Restabfallbehandlung um ca. 90 % gesenkt werden kann.

Tabelle 4.12: Darstellung von Literaturwerten produzierter Gasmengen im Vergleich zu den Untersuchungen des FiW

Quelle	Gasmenge [NI/kg TR]
<b>UNTERSUCHUNGEN FiW</b>	
mv Düren (nach 300 d)	295
mbv Düren (nach 550 d)	50
mbv Verbund (nach 300 d)	260
<b>LEIKAM ET AL (1995)</b>	
(TU Hamburg Harburg: Deponiesimulationsversuch 100 l bei 30 °C)	
Restabfall unbehandelt	207
Restabfall (4 Mon. Mietenrotte)	30
Restabfall < 80mm (4 Mon. Mietenrotte)	21
Restabfall < 80mm (4 Mon. Containerrotte)	25
<b>HÖRING ET AL (1995)</b>	
(GH-Wuppertal: Deponiesimulationsreaktor, 100 l bei 30 °C)	
Restabfall unbehandelt	115
Restabfall (Intensivrotte-Brikollare 1 Mon.)	88
<b>HÖRING ET AL (1997) Restabfall + Klärschlamm (30 %) unbeh.</b>	
	100
Restabfall + KS (Mietenrotte 1 Mon.)	50
Restabfall + KS (1 Mon. Mietenr. + 11 Mon. Ablagerung)	5
<b>RIEGER ET AL (1995) (GH-Essen: Glasreaktoren, 10 l bei 45 °C)</b>	
Restabfall unbehandelt	160
Restabfall (6 Mon. Rotte)	5
Restabfall (24 Mon. Rotte)	2
<b>LEIKAM ET AL (1996)</b>	
Restabfall ohne Vorbehandlung	ca. 200
Restabfall nach 4-mon. biologischer Vorbehandlung	ca. 20
<b>SCHEELHASE ET AL. (1997) (GH Essen: Versuche bei 35 °C, 70 % WG)</b>	
Restabfall nach ca. 4 wöchiger Rotte	≈ 160
Restabfall nach ca. 9 wöchiger Rotte	≈ 100
Restabfall nach ca. 12 wöchiger Rotte	≈ 30

### 4.3.2 Gaszusammensetzung

Für die Gaszusammensetzung werden im folgenden die Verläufe der  $\text{CH}_4$ -,  $\text{CO}_2$ - und  $\text{O}_2$ -Gehalte für die untersuchten Abfallarten im Untersuchungszeitraum dargestellt. Die Gaszusammensetzung der einzelnen Lysimeteransätze zeigt danach die charakteristische Verteilung der Hauptkomponenten Methan ( $\text{CH}_4$ ) und Kohlendioxid ( $\text{CO}_2$ ). Die Gehalte an  $\text{CH}_4$  und  $\text{CO}_2$  für den im Lysimeter untersuchten mv Düren verlaufen über die gesamte Versuchsdauer relativ konstant, der  $\text{CH}_4$ -Gehalt liegt bei etwa 50 % und der  $\text{CO}_2$ -Gehalt bei ca. 40 %. Anhand der Untersuchungsergebnisse läßt sich für den mv Düren, wie bereits für die Wasserphase nachgewiesen, keine ausgeprägte saure Phase feststellen. An dieser Stelle muß jedoch bemerkt werden, daß beim Einbau des mv Düren bereits Gasgeruch festzustellen war, so daß auf einen sehr raschen Beginn der Gasproduktion geschlossen werden muß. Für die an der MBRA Horm vorbehandelten Restabfälle mbv Düren und mbv Verbund zeichnet sich anhand der Untersuchungsergebnisse ebenfalls ein vergleichsweise konstanter Verlauf der  $\text{CH}_4$ - und der  $\text{CO}_2$ -Konzentrationen im Versuchszeitraum ab. Abbildung 4.8 stellt die Gaszusammensetzung aller drei Abfallfraktionen als gemittelten Wert der Parallelansätze dar. Ebenfalls dargestellt ist die Sauerstoffkonzentration, die für alle Ansätze gleichermaßen eine stabile und damit ungestörte Methanphase dokumentiert.

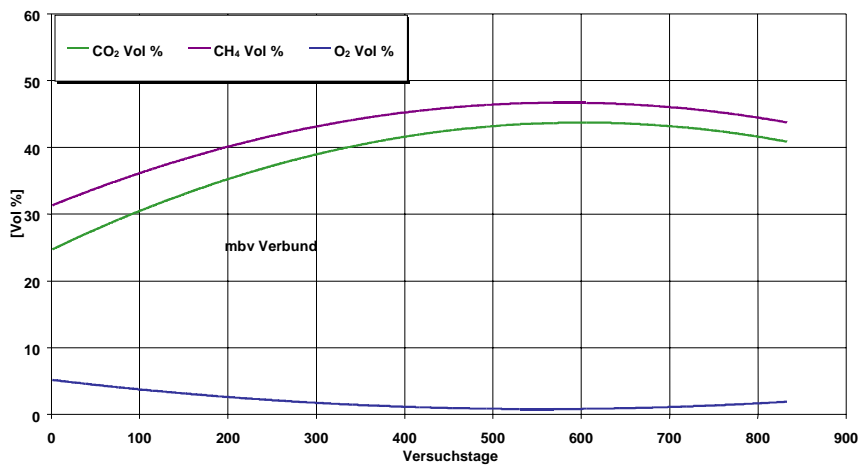
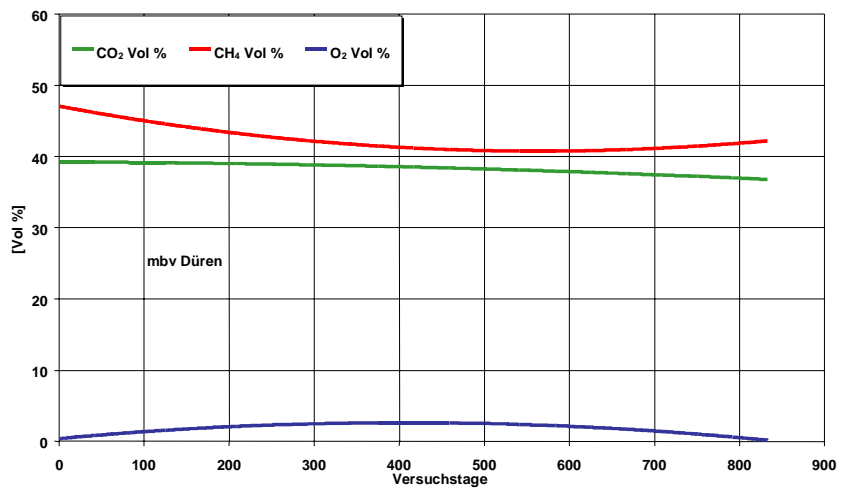
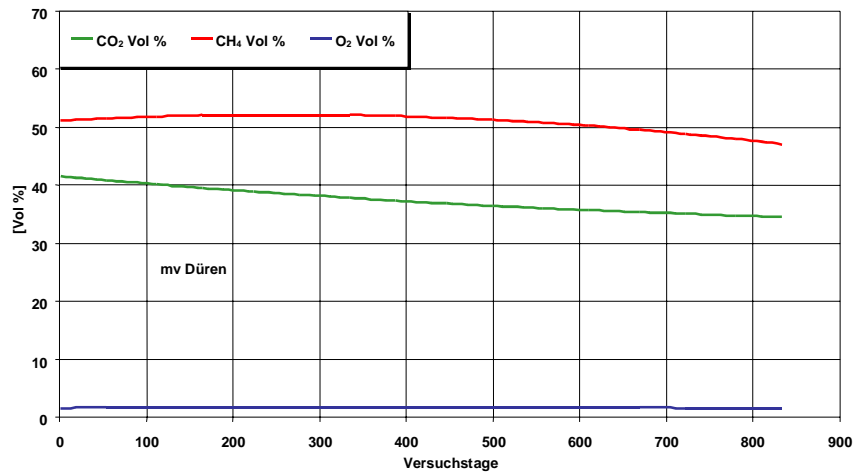


Abbildung 4.8: Vergleichende Darstellung der Entwicklung der Gaszusammensetzung für die im Lysimeter untersuchten Abfallfraktionen mv Düren, mbv Düren sowie mbv Verbund

Im Rahmen der Untersuchungen zur Gaszusammensetzung wurden ebenso die Parameter Ammoniak ( $\text{NH}_3$ ) und Schwefelwasserstoff ( $\text{H}_2\text{S}$ ) bestimmt. Anhand der Untersuchungsergebnisse ist festzustellen, daß für Ammoniak fast alle Ergebnisse unterhalb von  $0,05 \text{ mg/m}^3$  liegen. Die Schwefelwasserstoffkonzentrationen im Gas liegen für den mv Düren in der Regel unterhalb von  $0,5 \text{ mg/m}^3$ . Für den mbv Düren wurden nahezu alle Werte unterhalb von  $0,05 \text{ mg/m}^3$  bestimmt. Der mbv Verbund weist über die betrachtete Versuchsdauer überwiegend Werte  $< 1 \text{ mg/m}^3$  auf. Insgesamt befinden sich alle Werte im Rahmen der üblichen Konzentrationen für Hausmüll und sind als unbedenklich zu werten.

Abschließend werden die im Gas ermittelten BTEX-Aromaten und leicht flüchtigen Halogenkohlenwasserstoffe (LHKW) als organische Spurenstoffe zusammenfassend dargestellt. Eine Zusammenstellung der Ergebnisse nach 600 Versuchstagen findet sich in Tabelle 4.13. Vergleichend zu den im Rahmen der Untersuchungen des FiW bestimmten Konzentrationen sind Literaturwerte für Hausmüll und die Maximale Arbeitsplatzkonzentration nach § 3 Abs. 5 der Gefahrstoffverordnung (MAK) bzw. die Technische Richtkonzentration nach § 3 Abs. 7 Gefahrstoffverordnung (TRK) aufgeführt. Die Ergebnisse der im Rahmen der Untersuchungen des FiW bestimmten BTEX-Aromaten und LHKW liegen alle im unteren Bereich der in Tabelle 4.13 angegebenen Literaturwerte als auch sicher unterhalb der Technischen Richtkonzentration. Im Zuge der mechanisch-biologischen Vorbehandlung wurden die in Tabelle 4.13 dargestellten Spurenstoffe im Gas zum Teil gar nicht bzw. um rund 60 % reduziert.

Tabelle 4.13: Organische Spurenstoffe im Gas der untersuchten Abfallproben (als Mittelwert aus dem Parallelansatz nach 600 VT)

Spurenstoffe im Deponiegas	Untersuchungen FiW			Literatur		
	mv Düren	mbv Düren	mbv Verbund	MAK- bzw. TRK-Werte (TRGS)	RETTENBERGER 1987	SPENDLIN ET AL., 1989
<b>BTEX [<math>\mu\text{g}/\text{m}^3</math>]</b>						
Benzol	37	50	70	3.200 (TRK)	30 - 7.000	100 - 1.000
Toluol	30	27	27	190.000 (MAK)	200 - 615.000	200 - 600.000
P/m-Xylol	410	90	120	440.000 (MAK)	0 - 376.000	0 - 400.000
o-Xylol	350	25	59	k.A.	200 - 7.000	(alle Isomere)
<b>LHKW [<math>\mu\text{g}/\text{m}^3</math>]</b>						
Dichlormethan	44	23	38	360 (TRK)	0 - 6	0 - 200
Chloroform	2,6	1,6	2,7	50 (TRK)	0 - 2	k.A.
1,1,1- Trichlorethan	0,52	0,16	0,23	1.080 (TRK)	5,4 - 4	k.A.
Trichlorethen	3,0	1,6	2,2	-	0 - 0,182	k.A.
Tetrachorethen	13	5,7	15	345 (TRK)	0,1 - 142	k.A.

#### 4.4 Zusammenfassende Bewertung der Lysimeteruntersuchungen

Das Emissions- und Ablagerungsverhalten von Abfällen auf Deponien läßt sich nur eingeschränkt über die Datenauswertung der Emissionsverläufe eines Deponiekörpers bestimmen, da Einflußgrößen wie Niederschlag, Deponieauf- und -einbau, Abfallarten sowie Materialaufbereitung eine Zuordnung der in der Deponie ablaufenden Prozesse zu den Emissionen verhindert. Um diese Prozesse genauer beschreiben zu können, müssen die einzelnen Vorgänge in kontrollierten Versuchsumgebungen (z. B. Lysimeter) simuliert werden.

Aufgrund solcher Untersuchungen können einzelne Vorgänge im Deponiekörper separat beschrieben werden. Sie erlauben Aussagen über das Ablagerungsverhalten, eine Abschätzung der zu erwartenden Emissionen sowie Langzeitemissionsprognosen. Menge und Qualität des gebildeten Sickerwassers, des Deponiegases und darauf aufbauend das Stoffaustragspotential können abgeschätzt werden. Damit lassen sich wichtige Rückschlüsse auf den Gesamtstoffhaushalt und das Emissionsrisiko



einer Deponie ziehen. Einflußfaktoren wie Temperatur, Lagerungsdichte und Niederschlag etc. können detailliert untersucht und beschrieben werden.

Im Rahmen des BMBF-Verbundvorhabens bearbeitete das FiW unter anderem das Teilvorhaben „Untersuchungen zum Rotte- und Emissionsverhalten von mechanisch-biologisch vorbehandeltem Restabfall durch Lysimeterversuche“.

Hauptziel der vom FiW konzipierten Lysimeteruntersuchungen war die realitätsnahe Ermittlung des Emissions- und Ablagerungsverhaltens der durch die **Mechanisch-biologischen Restabfallbehandlungs-Anlage (MBRA)** Horm vorbehandelten Abfälle durch Simulation deponieähnlicher Bedingungen. Die MBRA Horm ging 1995 als erste mechanisch-biologische Vorbehandlungsanlage in Deutschland in Betrieb. Da für die verfahrenstechnische Konzeptionierung der Anlage zu diesem Zeitpunkt wenig Daten über „Restabfall“ zur Verfügung standen, waren für die Planung und Umsetzung der MBRA Horm umfangreiche Voruntersuchungen erforderlich. Diese Voruntersuchungen wurden über einen Zeitraum von fünf Jahren (1990 bis 1994) von der U.T.G. Mönchengladbach in enger Abstimmung mit dem Umweltbundesamt Berlin und unter wissenschaftlicher Begleitung durch das Forschungsinstitut für Wasser- und Abfallwirtschaft entwickelt und durchgeführt. Da zu diesem Zeitpunkt kein Restabfall zur Verfügung stand, mußte auf Grundlage des Abfallwirtschaftskonzeptes des Kreises Düren der zu erwartende Restabfall künstlich zusammengesetzt werden.

Die Gesamtergebnisse der Vorversuche, die zum größten Teil aus den Untersuchungsergebnissen im Lysimeter erzielt wurden, haben zur großtechnischen Entwicklung der MBRA Horm beigetragen (DAMIECKI, KETTERN, 1994). Mit Bewilligung der Forschungsvorhaben für das FiW im BMBF-Verbundvorhaben wurden von Oktober 1995 bis Ende 1998 die Vorversuche anhand der Leistungsfähigkeit der großtechnischen Anlage überprüft und die Vorbehandlungsanlage entsprechend dem derzeitigen Erkenntnisstand optimiert. Die vom FiW konzipierten Lysimeteruntersuchungen stellen somit eine sinnvolle und zwingend notwendige Fortführung der Voruntersuchungen dar, wobei die Versuchsanordnung auf Grundlage der erzielten Erfahrungen optimiert werden konnte.

Die umfangreiche Dokumentation der während der Ablagerung unter deponieähnlichen Verhältnissen gebildeten Emissionen der Lysimeter zeigt eine deutliche Reduzierung des Emissionspotentials und damit verbunden ein deutlich verbessertes Ablagerungsverhalten der Abfälle durch die in Horm installierte Verfahrenstechnik.

Die Ergebnisse lassen erkennen, daß durch die mechanisch-biologische Behandlung des Abfalls

- eine CSB-Entfrachtung bezogen auf das Wasser-Feststoffverhältnis von ca. 70 % erfolgt,
- die kumulierte TOC-Fracht bezogen auf das Wasser-Feststoffverhältnis um ca. 50 % sinkt,
- die Entwicklung der  $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentrationen eine Reduktion von annähernd 80 % aufweist,
- die Gasproduktion um ca. 80 % reduziert wird.

Vor allem durch die Reduzierung der Stickstofffrachten im Sickerwasser kann mit einer erheblichen Verkürzung der Nachsorgephase gerechnet werden. Ein direkter Einstieg in die stabile Methanphase konnte in allen vorbehandelten Abfallfraktionen nachgewiesen werden.

Aufgrund der vom FiW durchgeführten Lysimeteruntersuchungen konnte jedoch bereits während der Untersuchungsphase ein Optimierungsbedarf für die MBRA Horm nachgewiesen werden. Dieser besteht zum einen in der Zusammenstellung der für die Behandlung anstehenden Abfälle, der Verlängerung der Intensivrotte sowie der Nachrottephase unter kontrollierten Bedingungen, so daß die biologischen Abbauprozesse während der gesamten Nachrotte sichergestellt sind. Ebenso hat sich gezeigt, daß eine Materialgröße von  $< 180$  mm bzw.  $350$  mm die biologischen Abbauprozesse maßgeblich behindern kann, eine Stückgröße von mindestens  $< 100$  mm sollte hier gewährleistet sein. Durch die betriebsbegleitenden Lysimeteruntersuchungen konnte dem Anlagenbetreiber der MBRA Horm unmittelbar ein Optimierungsbedarf nachgewiesen werden. Entsprechende Maßnahmen hierzu wurden zum Teil, verbunden mit sehr guten Ergebnissen, durchgeführt.

Zusammenfassend kann festgestellt werden:

- Die mechanisch-biologische Restabfall-Vorbehandlung führt zu einer verbesserten biologischen Stabilität des einzubauenden Abfalls. Dies konnte durch die Untersuchungen des FiW nachgewiesen werden.
- Die Verfahrenstechnik der Großanlage wurde aufgrund der Forschungsergebnisse optimiert, ein weiterer Optimierungsbedarf konnte aufgezeigt werden.
- Nach Einführung der Optimierungen kann ein Gleichwertigkeitsnachweis für die Deponie Horm erbracht werden.

## **II Untersuchungen der Keim- und Staubemissionen im Handsortierbereich der MBRA Horm**

Im folgenden werden die Untersuchungsergebnisse der Keim- und Staubmessungen im Handsortierbereich der MBRA Horm vorgestellt.

### **5 Beschreibung des Arbeitssystems unter sicherheitstechnischen Gesichtspunkten**

Gemäß der vorliegenden Verfahrensbeschreibung sind in den Bereichen Anlieferung und Vorbehandlung die zu betrachtenden Dauerarbeitsplätze angesiedelt.

Im Anlieferungsbereich halten sich im Normalbetrieb nur Maschinenführer auf, die durch eine geschlossene Bauweise der Fahrerkabine gegenüber der staub- und keimbelasteten Raumluft geschützt sind. Die Kabinenluft wird nach dem Stand der Technik aufbereitet.

Direkten Kontakt mit dem zu behandelnden Material haben die Beschäftigten im Bereich der Handsortierung. Sie werden zur manuellen Nachsortierung des Restmülls sowie Sperr- und Gewerbemülls an den Lesebändern eingesetzt.

Der Handsortierbereich, in dem das Überkorn der Hausmüllfraktion (> 180 mm) sowie der zerkleinerte Sperr- und Gewerbemüll manuell nachsortiert wird, ist von der umgebenden Halle abgeschlossen. Der Zugang ist sowohl über die Halle als auch über den Außenbereich möglich.

Der Sortierbereich wird über zwei Zuluftleitungen, die sich an den Längsseiten der Kabine über deren gesamte Länge erstrecken, mit Frischluft versorgt. Für die Festlegung des Frischluftvolumens im Sortierbereich wurde ein 30-facher Luftwechsel gewählt. Zur umgebenden Halle steht der Handsortierbereich über Bandein- und auslässe sowie über die Abwurfschächte in einer direkten Verbindung. Die Konzeption der Lüftung sieht vor, durch einen geringen Überdruck im Handsortierbereich die Abführung der belasteten Luft über die Abwurfschächte zu gewährleisten.

In der biologischen Stufe sind keine Dauerarbeitsplätze vorgesehen. Der Bereich der Intensivrotte ist baulich von den übrigen Bereichen getrennt. Die Abluft wird erfaßt und einem Biofilter zugeführt.

Im Deponieeinbau als viertem Funktionsabschnitt sind wie im Bereich der Anlieferung nur Fahrer beschäftigt, die durch geschlossene Kabinen geschützt sind. Hinzu kommen Deponiemeister, -schlosser und -arbeiter als potentiell keimexponierte Beschäftigte in Betracht.

Die Keim- und Staubuntersuchungen konzentrieren sich auf den Handsortierbereich, da hier mit hohen Konzentrationen und andauernder Exposition zu rechnen ist.

### **5.1 Bewertung der Expositionsbelastung**

Trotz der Vielzahl der bereits zur Thematik vorgelegten arbeitsmedizinischen Untersuchungen steht eine abschließende Aussage zur Quantifizierung des Gesundheitsrisikos für die Beschäftigten in Abfallbehandlungsanlagen aus. Die komplexe Problemstellung läßt wahrscheinlich auch zukünftig nur qualitative Aussagen zu. Eine Beschreibung von Kausalzusammenhängen zwischen Erregern und Krankheitsbildern, gar in Form von Dosis-Effekt-Beziehungen, wird es nur in Einzelfällen geben.

Festzustellen bleibt, daß die Beschäftigten im Vergleich zu anderen Arbeitsbereichen z. T. signifikant erhöhten Keimbelastungen ausgesetzt sind, sofern keine adäquaten Maßnahmen ergriffen werden.

Aus vergleichbar belasteten Arbeitsbereichen, etwa Viehzucht oder Getreideverarbeitung, sind Krankheitsbilder bekannt, deren Auslösung luftgetragenen Keimen zugeschrieben wird. Als Beispiel ist hier die exogen allergische Alveolitis zu nennen. Diese Atemwegserkrankung wird als BK 4201 in der Liste der anerkannten Berufskrankheiten geführt. Bereits unterhalb dieser Ebene schwerer Erkrankungen wird aber in der Arbeitsmedizin bei hohen Keimgehalten mit dem Auftreten unspezifischer Symptome wie Kopfschmerzen, Juckreiz und Atembeschwerden gerechnet. Über die Folgen einer Langzeitexposition können bisher keine gesicherten Aussagen gemacht werden [GÖTTLICH, 1994].

Eine Auslösung von allergischen Krankheitsbildern wird von verschiedenen Autoren insbesondere für bereits immungeschädigte Personen als wahrscheinlich betrachtet [STALDER, 1994]. Untersuchungen, die mit dem Ziel der Überprüfung von Wirkungszusammenhängen zwischen einer Beschäftigung in Abfallsortieranlagen und erhöhtem Erkrankungsrisiko geführt wurden, konnten bisher nicht zu einem zweifelsfreien Ergebnis gelangen.

Der Länderausschuß für Arbeitsschutz und Sicherheitstechnik hat in seinen „Leitlinien für den Arbeitsschutz in biologischen Abfallbehandlungsanlagen“ Orientierungs-

werte für die Belastung der Atemluft mit biologischen Arbeitsstoffen am Arbeitsplatz mit vorläufigem Charakter festgelegt [N.N., 1997].

Zur Beurteilung der Atemluft an Arbeitsplätzen durch biologische Arbeitsstoffe wird bis auf weiteres ein Orientierungswert von 5.000 KBE Schimmelpilzen/m<sup>3</sup> empfohlen. In Abhängigkeit der Belastung der Atemluft mit Schimmelpilzen wurden Vorgehensweisen festgelegt. Die hier genannten Werte und Maßnahmen lauten verkürzt:

1. 5.000 KBE/m<sup>3</sup>, keine weiteren Maßnahmen erforderlich.
2. 5.000 KBE/m<sup>3</sup> < Konzentrationen ≤ 50.000 KBE/m<sup>3</sup>, weitergehende hygienische Maßnahmen sind zu ergreifen.
3. 50.000 KBE/m<sup>3</sup>, weitergehende hygienische Maßnahmen sind zu ergreifen, und die organisatorischen sowie technischen Schutzmaßnahmen sind zu überprüfen und zu optimieren.

## **5.2 Aufbau des Meßprogramms**

Der Aufgabenstellung folgend waren die Keimemissionen im Handsortierbereich der MBRA Horm qualitativ und quantitativ zu erfassen, um so deren arbeitssicherheitstechnische Relevanz bewerten zu können. Das Meßprogramm wurde über den Jahresverlauf verteilt und erlaubt die Betrachtung der Auswirkung verschiedener Vegetationsperioden auf die Keimbelastung. Die Messungen begannen im November 1997 und endeten im Oktober 1998.

Vorangegangene Untersuchungen in verschiedenen Bereichen der Abfallwirtschaft haben gezeigt, daß das Spektrum der vorliegenden Keime großen Schwankungen unterworfen ist. Dabei ist die Bandbreite der auf das Keimspektrum Einfluß nehmenden Randbedingungen so weitläufig, daß selbst in einem festen Arbeitsbereich einer einzigen Anlage Schwankungen auftreten, die eine generelle Aussage über das zu erwartende Keimspektrum unmöglich machen. Eine Ausdifferenzierung jeder Einzelprobe ist daher aus der Sicht des Arbeitsschutzes nicht unbedingt zielführend. Hinzu kommt, daß sich die arbeitsmedizinische Relevanz in Anbetracht der Vielzahl und Vielfalt der vorliegenden Keime nicht auf monokausale Dosis-Effekt-Beziehungen beschränken läßt.

Im Rahmen des Forschungsvorhabens wurde daher im ersten Meßzyklus ein Screening auf Leitkeime durchgeführt. Die qualitative Bestimmung von Keimen bei der Erfassung der spezifischen Keimemissionen beschränkt sich dann auf die im Screening identifizierten Leitkeime.

### **Screening auf Leitkeime**

Neben der Identifikation der Leitkeime erfolgte im ersten Meßzyklus die Abschätzung der zu erwartenden Quellkonzentrationen. Es erfolgte an zwei Tagen eine quantitative und qualitative Untersuchung der Keimgehalte an der Bandoberfläche sowie jeweils über einem Abwurfschacht des Haus- bzw. Gewerbemüllbandes.

### **Erfassung spezifischer Keimemissionen**

Am Hausmüll- wie am Gewerbemüllband werden die Schichtmittelwerte für Pilz- bzw. Bakteriengehalte im Atembereich der Beschäftigten erfaßt; die zuvor festgelegten Leitkeime wurden darüber hinaus qualitativ bestimmt. Zur Überprüfung der Wirksamkeit lufttechnischer Maßnahmen erfolgte eine Untersuchung des Keimzahlgradienten in Abhängigkeit der Höhe über dem Leseband. Die Bestimmung des Leerwertes an der Umgebungsluft erfolgte an jedem Meßtag.

Die zu beachtenden Randbedingungen wie Bandbelegung, Inputmaterial, Lufttemperatur und -feuchte wurden zusätzlich dokumentiert.

### **Erfassung der Staubpartikel**

Parallel zu den Keimemissionsmessungen wurden am Hausmüll- wie am Gewerbemüllband die Schichtmittelwerte für Stäube im Atembereich der Beschäftigten sowie acht Größenklassen an Stäuben zeitgleich bestimmt.

## **5.3 Durchführung der Messungen**

Die Keim- und Staubemissionsmessungen erfolgten in vier Meßzyklen. Am Beginn der Untersuchung erfolgte das Screening auf Leitkeime und in den darauffolgenden Messungen die Erfassung der spezifischen Keimemissionen.

Die Keimbestimmungen wurden durch die Meß- und Prüfstelle Technischer Umweltschutz (MPU) Essen nach den Technischen Regeln für biologische Arbeitsstoffe (TRBA) 405 und 430 vorgenommen [N.N. 1996a, N.N. 1996b]. Als Luftkeimsammelgeräte wurde jeweils ein Sartorius MD 8 eingesetzt. Die Probenahmezeit betrug 60 Minuten für Pilze und 10 Minuten für Bakterien. Alle Keimkonzentrationen wurden mittels Indirekter Methode nach TRBA 430 bestimmt, d.h. die gesammelten Bakterien-/Pilzeinheiten wurden von den beaufschlagten Filtern zunächst in Lösung gebracht und nach Anlegen einer Verdünnungsreihe auf Nährböden ausgespatelt. Die Nährböden wurden bebrütet und anschließend ausgezählt. Die TRBA 430 als Vorschrift zur Bestimmung der Schimmelpilzkonzentrationen sieht Bebrütungstemperaturen von 22 °C und 30 °C vor. Im Rahmen der Differenzierung wurden hier zusätz-

lich Proben bei 42 °C bebrütet, um *Aspergillus fumigatus* als arbeitsmedizinisch relevantem Keim ebenfalls gute Milieubedingungen zu bieten.

Als Ergebnisse angegeben wurden für die erste Messung die Gesamt-Bakterien- bzw. Pilzgehalte (*A. fumigatus* und Pilze ohne *A. fumigatus* getrennt) sowie die Ergebnisse der Differenzierung, für die Folgemessungen wiederum die Gesamt-Pilz- bzw. Gesamt-Bakteriengehalte sowie Gesamtkeimzahlen der Leitkeime. Die Gesamt-Pilzkonzentration setzt sich additiv aus dem Pilzgehalt nach TRBA 430 und der Gesamtzahl für *A. fumigatus* zusammen.

Die Staubkonzentrationen wurden durch das FiW mit einem Grimm-Partikelmonitor Modell 1.105 differenziert nach acht Größenklassen parallel zu den Keimmessungen bestimmt.

## **5.4 Ergebnisdarstellung und -bewertung**

### **5.4.1 Screening auf Leitkeime**

Das Ziel der Messungen war die Identifikation von Leitkeimen sowie eine Abschätzung der Quellstärke. Die absoluten Meßwerte der Keimzahlen der ersten Messung sind in Tabelle 5.1 dargestellt.

Die höchsten Emissionswerte wurden demnach an den Lesebändern gemessen. Bei orientierenden Untersuchungen mit Strömungsprüfröhrchen konnte, entgegen den Erfahrungen in anderen Sortieranlagen mit ähnlichem Aufbau, über den Abwurfschächten eine abwärts gerichtete Luftbewegung beobachtet werden. Die für die Abwürfe angegebenen Keimzahlen dürfen daher nicht zu den Emissionen der Bänder addiert werden, um die Gesamtbelastung zu bestimmen, d. h. eine zusätzliche Keimbelastung der Kabinenluft aus den Sammelbunkern ist nicht zu erwarten.

Tabelle 5.1: Ergebnisse des Screenings, absolute Keimzahlen

	Leerwert	Hausmüll, Abwurf	Hausmüll, Band	Gewerbemüll, Abwurf	Gewerbemüll, Band
<b>Messung vom 20.11.1997</b>					
Pilze (ohne A. fumigatus)	4.104	36.960	280.800	60.000	165.600
A. fumigatus	2.856	20.160	168.000	62.400	108.000
Gesamt-Pilze	6.960	57.120	448.800	122.400	273.600
Bakterien	4.760	16.416	72.959	14.896	32.832
<b>Gesamtkeime</b>	<b>11.720</b>	<b>73.536</b>	<b>521.759</b>	<b>137.296</b>	<b>306.432</b>
<b>Messung vom 27.11.1997</b>					
Pilze (ohne A. fumigatus)	960	17.520	19.200	24.960	187.220
A. fumigatus	240	1.680	1.800	9.840	6.720
Gesamt-Pilze	1.200	19.200	21.000	34.800	193.940
Bakterien	5.472	1.980	3.950	105.500	17.500
<b>Gesamtkeime</b>	<b>6.670</b>	<b>21.180</b>	<b>24.950</b>	<b>140.300</b>	<b>211.440</b>

(alle Angaben in KBE/m<sup>3</sup>)

Die absoluten Keimzahlen an den Bändern lagen mit einer Ausnahme im Bereich von  $1-5 \cdot 10^5$  KBE/m<sup>3</sup>; der Anteil der Pilze betrug 80 bis 90 %. Diese Beobachtungen stimmen mit der vorliegenden Literatur aus Wertstoffsortieranlagen (WSA) und den Erfahrungen des FiW überein. [FiW 1996]



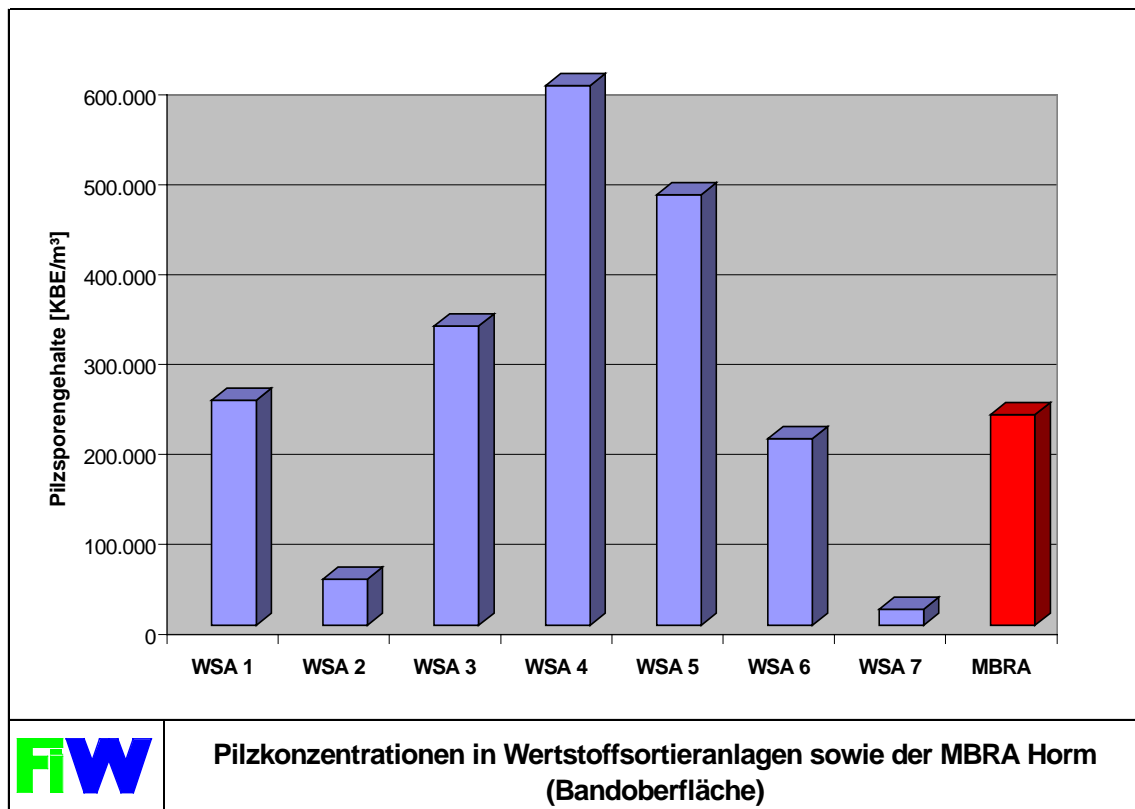


Abbildung 5.1: Pilzkonzentrationen an der Bandoberfläche in WSA [FiW 1996]

Der Vergleich der Werte aus Tabelle 5.1 und Abbildung 5.1 zeigt, daß in der MBRA eine mit in WSA vergleichbare Situation im Hinblick auf die Keimexposition vorliegt.

Die Ergebnisse der Differenzierung von Keimarten an den Lesebändern sind in Abbildung 5.2 und Abbildung 5.3 wiedergegeben. Es zeigen sich die bereits angesprochenen Schwankungen im Artenspektrum sowohl für Pilze, aber auch im besonderen Maße für Bakterien.

Den größten Anteil an den im ersten Screening eindeutig bestimmten Bakterienarten hatten die Streptomyceten sowie die Coliformen.

Das zweite Screening vom 27.11. zeigt ein eindeutigeres Bild, wonach die Enterobacteriaceen mit 63 % (Hausmüllband) bzw. 89 % (Gewerbemüllband) dominierten. Danach wurden, auch aufgrund der arbeitsmedizinischen Relevanz, die Enterobacteriaceen für die folgende Erfassung der spezifischen Keimemissionen als Leitkeime ausgewählt.

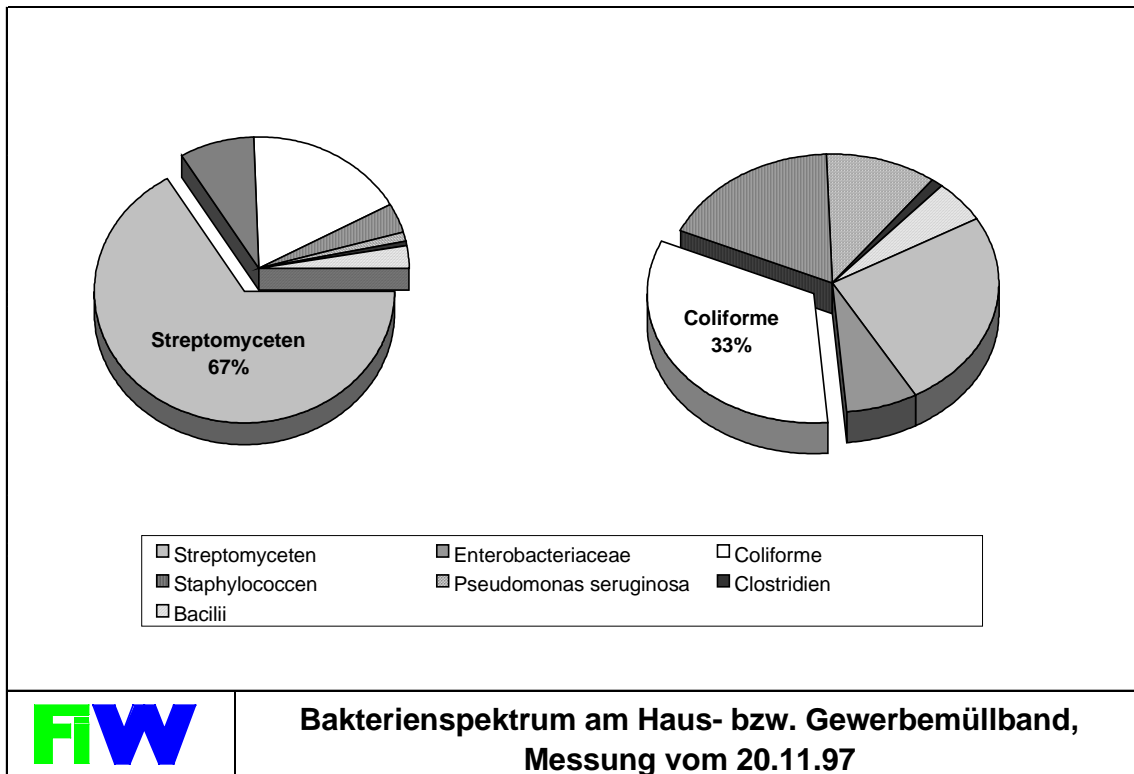


Abbildung 5.2: Differenzierung der Bakterien am Haus- und Gewerbemüllband (20.11.97)

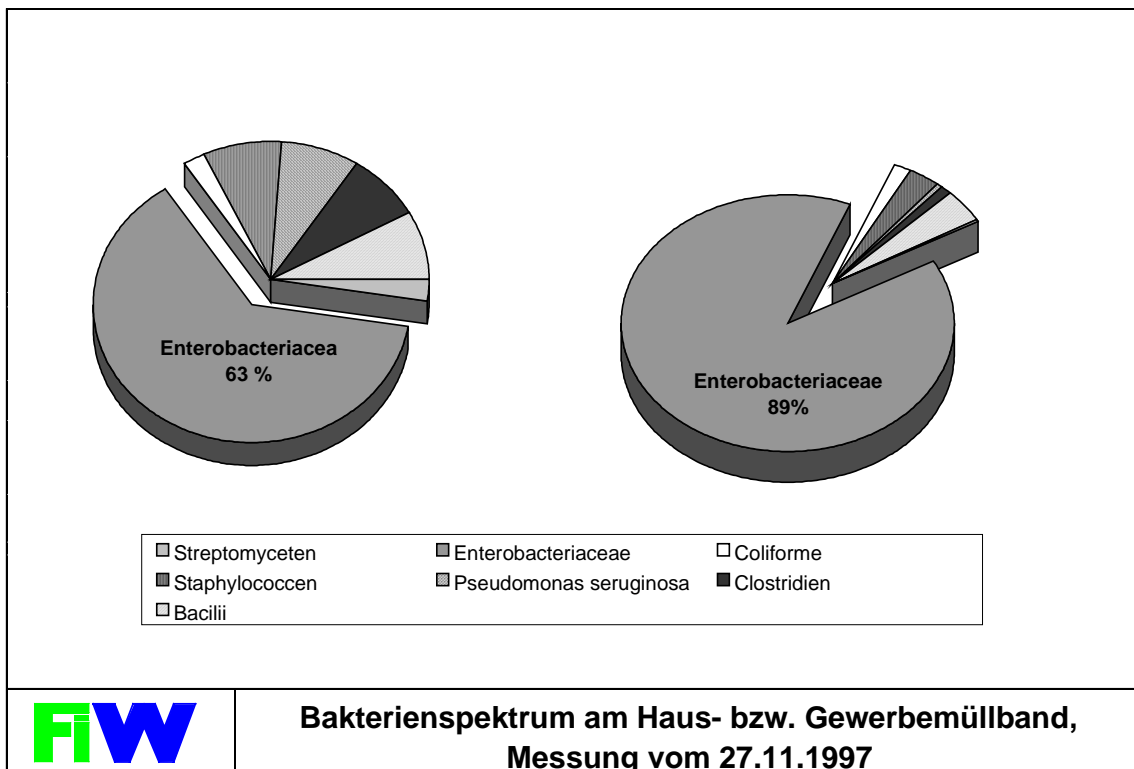


Abbildung 5.3: Differenzierung der Bakterien am Haus- und Gewerbemüllband (27.11.1997)

Den größten Anteil am Pilzspektrum hatte nach den Ergebnissen der Differenzierung die Gruppe der Penicilien; hierunter wird jedoch die gesamte Diversität dieser Gruppe erfasst. Bei Betrachtung einzelner Pilzarten ergeben sich hingegen für *A. fumigatus* die höchsten Werte. (Abbildung 5.4)

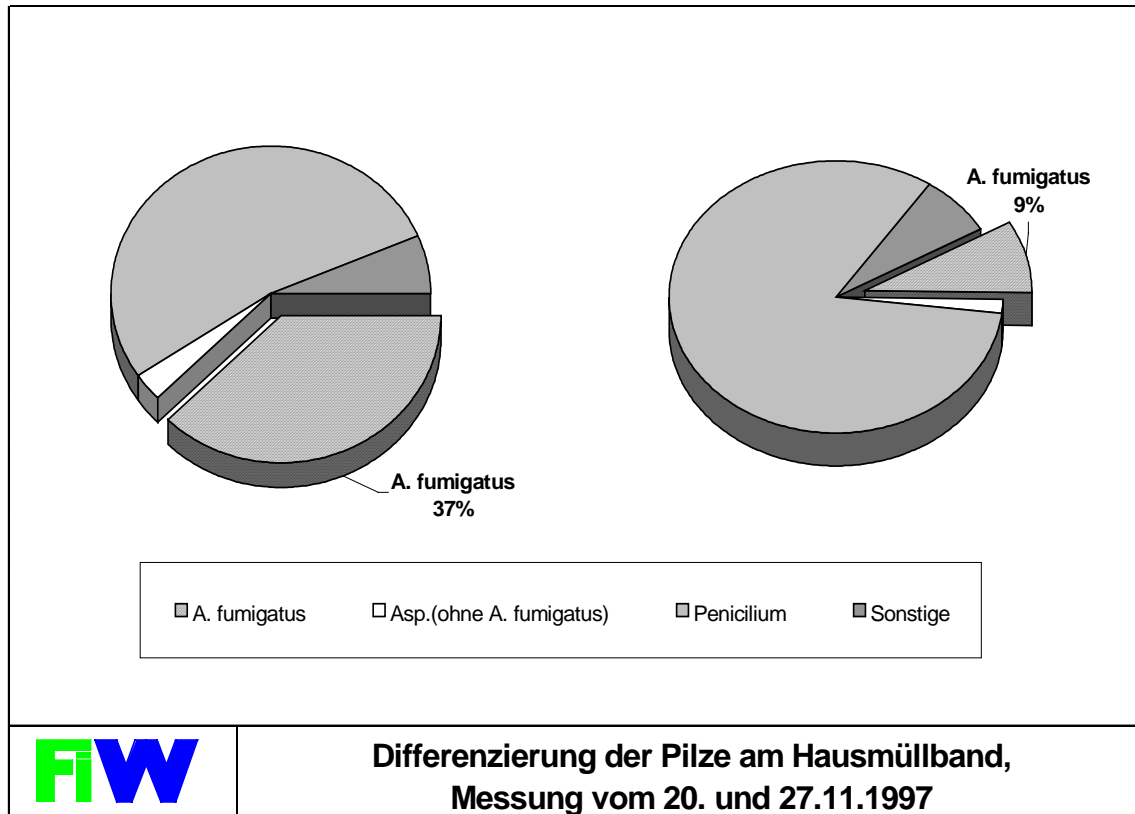


Abbildung 5.4: Differenzierung der Pilze am Hausmüllband

Entscheidend für die Auswahl des Leitkeimes waren hier die Erfahrungen aus anderen Untersuchungen in Abfallbehandlungsanlagen sowie, wie bei den Bakterien, die arbeitsmedizinische Relevanz. *A. fumigatus* wird im Rahmen der Eingruppierung von biologischen Arbeitsstoffen nach ihrem Gefährdungspotential durch die BG Chemie der Gruppe 2 zugeordnet; das Risiko für die Gesundheit der Beschäftigten wird unter Berücksichtigung der Infektiösität, der Pathogenität und des Vorhandenseins von prophylaktischen und/oder therapeutischen Maßnahmen als „gering“ bewertet. Demgegenüber gehören die meisten anderen Stämme der Gattung *Aspergillus* und *Penicillium* zur Gruppe 1, von der nach dem Stand der Wissenschaft kein Risiko für die menschliche Gesundheit ausgeht [BG CHEMIE 1992].

Die EG-Richtlinie zum Schutz der Arbeitnehmer gegen Gefährdung durch biologische Arbeitsstoffe bei der Arbeit (90/679/EWG) stuft *A. fumigatus* im Anhang III (veröffentlicht als Änderungsrichtlinie 93/88/EWG) ebenfalls in die Gruppe 2 ein und

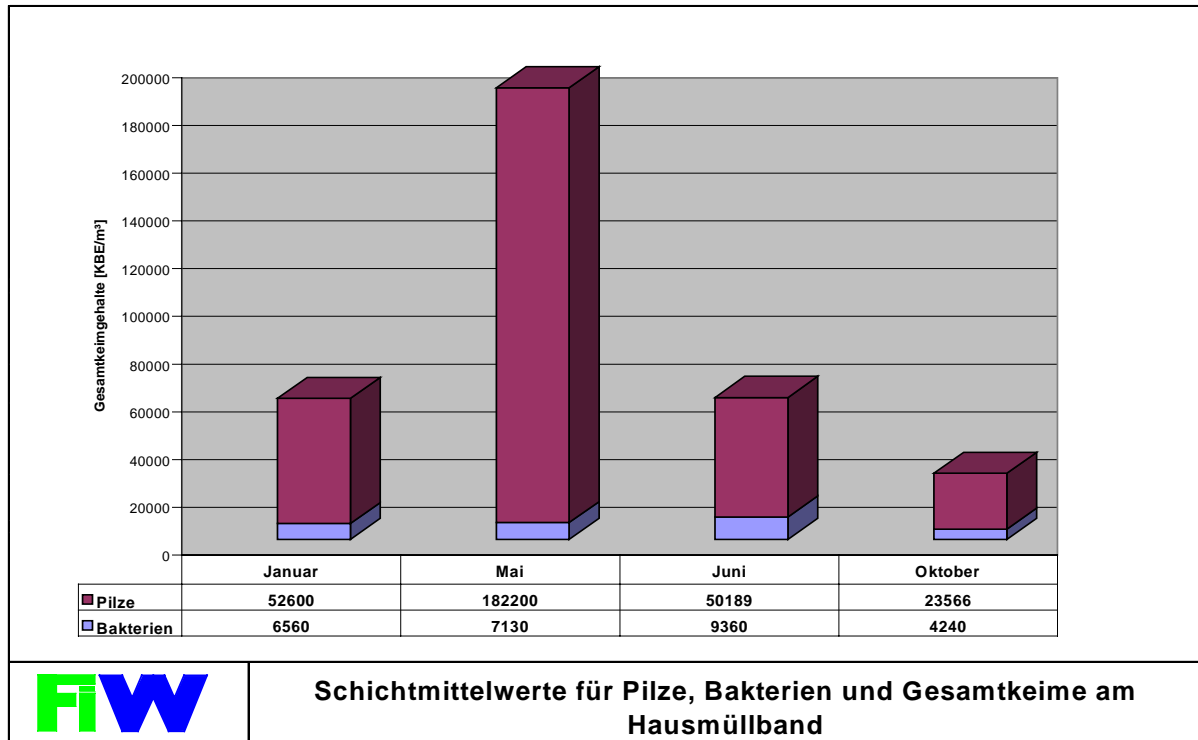
weist auf „Mögliche allergene Wirkungen“ hin. Die Gruppe 2 faßt laut EG-Richtlinie biologische Arbeitsstoffe zusammen, die „eine Krankheit beim Menschen hervorrufen können und eine Gefahr für Arbeitnehmer darstellen könnten“ und unterscheidet sich geringfügig von der Bezeichnung der BG Chemie [EWG 1990, EWG 1993].

*Aspergillus fumigatus* wurde aufgrund der Meßergebnisse sowie der Einstufung in die Gruppe 2 als Leitkeim für die weiteren Untersuchungen ausgewählt.

#### **5.4.2 Erfassung der spezifischen Keimemissionen**

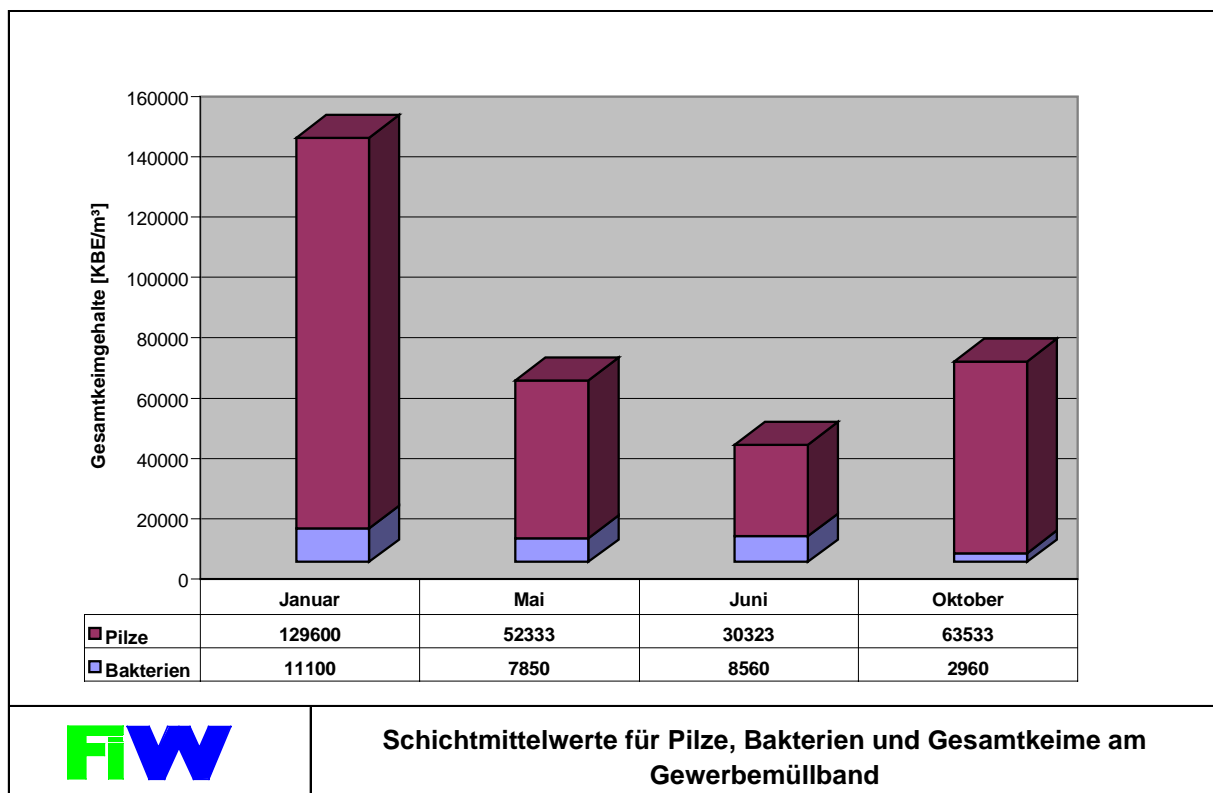
Die Schichtmittelwerte ergeben sich aus den Einzelmessungen der Pilz- bzw. Bakterienkonzentrationen. Der Mittelwert ergibt sich gemäß TRBA 405 für die Pilze aus dem arithmetischen Mittel und für Bakterien aus dem Median.

Im Atembereich der Beschäftigten (1550 mm Höhe) ergaben sich damit für Pilze und Bakterien in Abhängigkeit der Jahreszeiten und der Meßstellen in der Summe am Hausmüllband  $3 \cdot 10^4$  KBE/m<sup>3</sup> bis zu  $2 \cdot 10^5$  KBE/m<sup>3</sup> (Abbildung 5.5) bzw. am Gewerbemüllband  $4 \cdot 10^4$  KBE/m<sup>3</sup> bis zu  $1,3 \cdot 10^5$  KBE/m<sup>3</sup> (Abbildung 5.6).



Schichtmittelwerte für Pilze, Bakterien und Gesamtkeime am Hausmüllband

Abbildung 5.5: Schichtmittelwerte für Pilze, Bakterien und Gesamtkeimgehalte am Hausmüllband



Schichtmittelwerte für Pilze, Bakterien und Gesamtkeime am Gewerbemüllband

Abbildung 5.6: Schichtmittelwerte für Pilze, Bakterien und Gesamtkeimgehalte am Gewerbemüllband

Die Pilze machen, wie bereits beim Screening beobachtet, ca. 90 % der Gesamtkeimgehalte aus. Darüber hinaus können die Werte für Pilzkonzentrationen im Vergleich zu den Bakteriengehalten als belastbarer betrachtet werden. Die Unterschiede zwischen Minimal- und Maximalwert der ermittelten Bakterienkonzentrationen lagen im Bereich von einer Zehnerpotenz; es zeigt sich damit, daß die Meßwerte für Bakterien aufgrund der kurzen Sammelzeiten deutlicher von Emissionsspitzen beeinflusst werden als die Pilzgehalte der Luft.

Für die weitere Beurteilung wurden deshalb allein die Pilzgehalte herangezogen.

Nachfolgend sind zum Vergleich die vom FiW in acht unterschiedlichen Wertstoffs-ortieranlagen in einer Höhe von 1550 Millimeter ermittelten Keimzahlen dargestellt [FiW 1997].

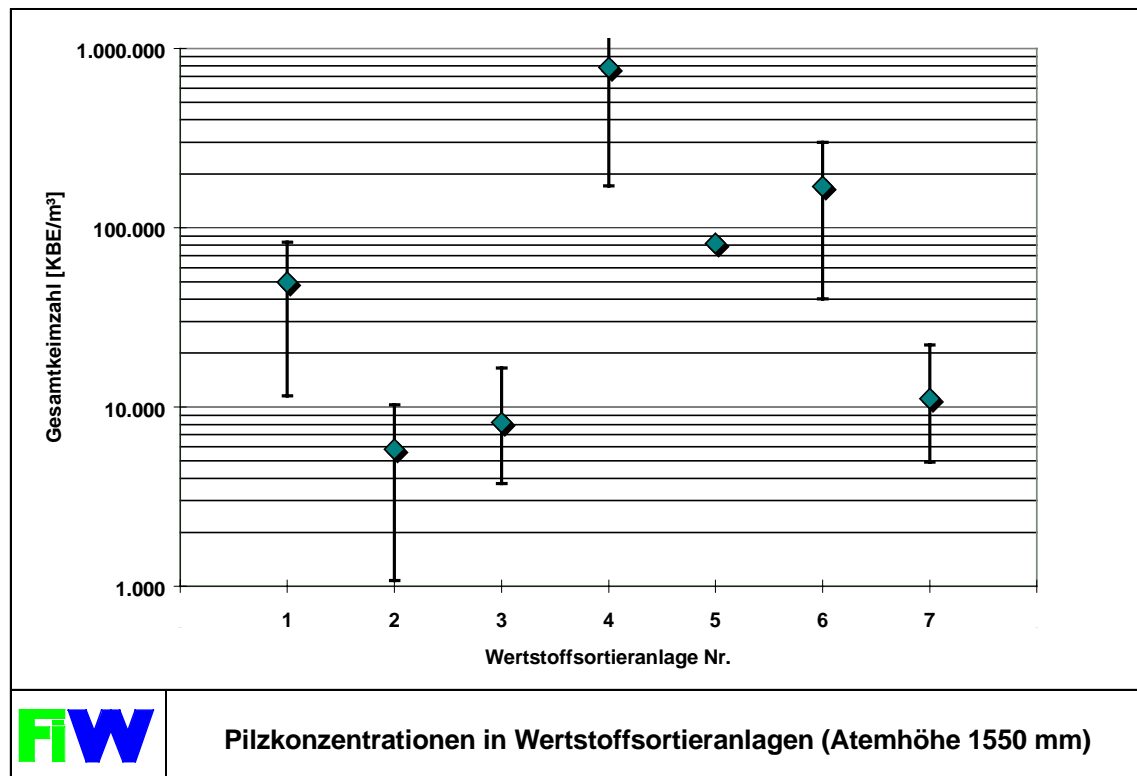


Abbildung 5.7: Pilzkonzentrationen in 1550 Millimeter Höhe [FiW 1996]

In Abbildung 5.8 und 5.9 ist die Abnahme der Pilzkonzentrationen mit der Höhe über dem Gewerbe- und Hausmülleseband dargestellt. Anhand der Höhenprofile ist die vergleichsweise schwach ausgeprägte Keimzahlreduzierung von der Bandoberfläche zur Höhe 1330 mm bzw. 1550 mm zu erkennen. Selbst die Messung vom 13.01.'98 am Hausmüllband ergab lediglich eine Reduzierung um ca. 50 %, was zum Teil auch auf natürliche Staubsedimentation zurückzuführen ist.

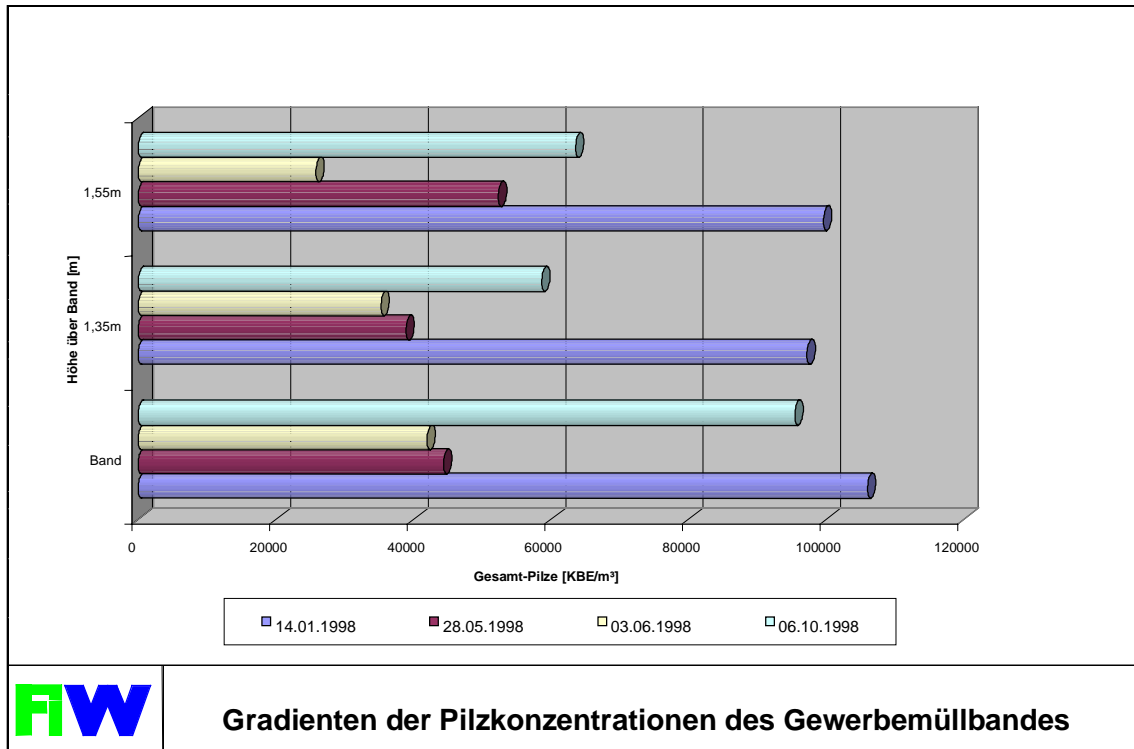


Abbildung 5.8: Gradienten der Pilzkonzentrationen des Gewerbemüllbandes

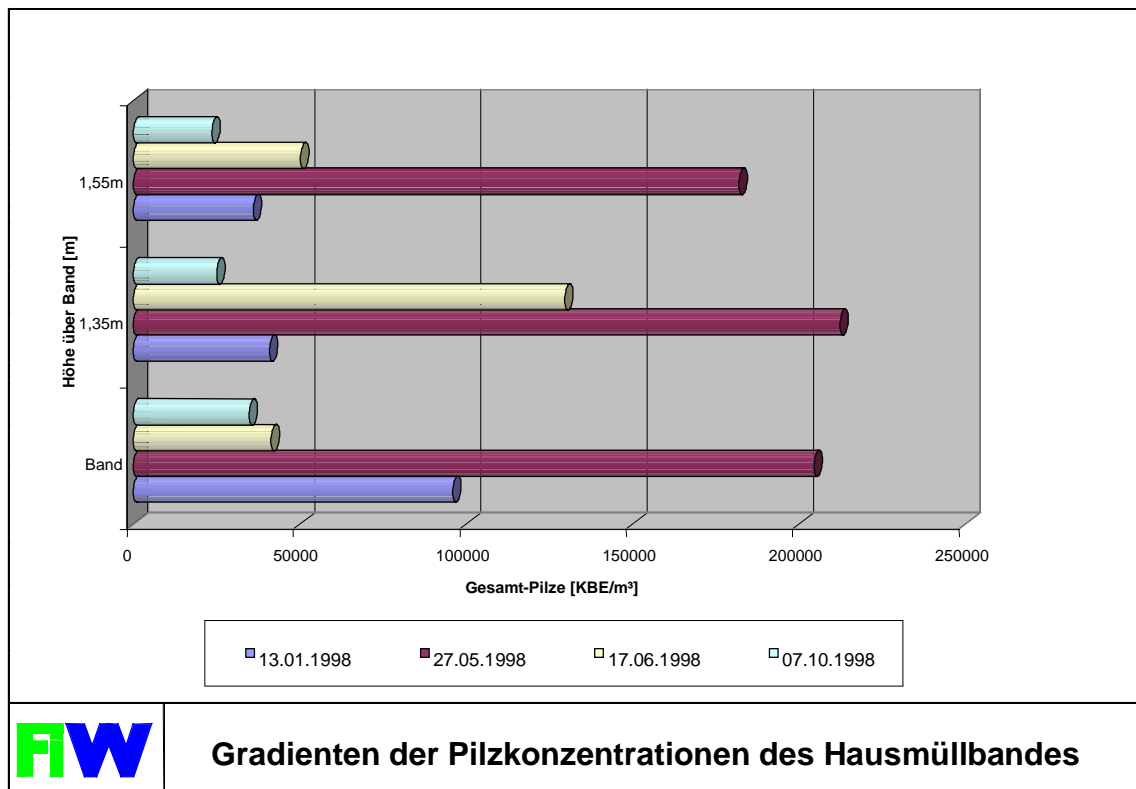


Abbildung 5.9: Gradienten der Pilzkonzentrationen des Hausmüllbandes

### 5.4.3 Bewertung der Expositionsbelastung

Trotz der Vielzahl der bereits zur Thematik vorgelegten arbeitsmedizinischen Untersuchungen steht eine abschließende Aussage zur Quantifizierung des Gesundheitsrisikos für die Beschäftigten in Abfallbehandlungsanlagen noch aus. Festzustellen bleibt, daß die Beschäftigten im Vergleich zu anderen Arbeitsbereichen z. T. signifikant erhöhten Keimbelastungen ausgesetzt sind, sofern keine geeigneten Gegenmaßnahmen ergriffen werden. Aus rechtlicher Sicht dienen die „Leitlinien für den Arbeitsschutz in biologischen Abfallbehandlungsanlagen“ des Länderausschusses für Arbeitsschutz und Sicherheitstechnik als Bewertungsgrundlage [LASI 1997]. Aufgrund fehlender gesetzlicher Grenz- oder Richtwerte sind die dort angeführten Pilzkonzentrationen als Bewertungsmaßstab heranzuziehen. Zur Beurteilung der Atemluft an Arbeitsplätzen durch biologische Arbeitsstoffe wird bis auf weiteres ein Orientierungswert von 5.000 KBE Schimmelpilzen/m<sup>3</sup> empfohlen. In Abhängigkeit der Belastung der Atemluft mit Schimmelpilzen wurden Vorgehensweisen festgelegt. Die hier genannten Werte und Maßnahmen lauten verkürzt:

1.  $\leq 5.000 \text{ KBE/m}^3$ , keine weiteren Maßnahmen erforderlich.
2.  $5.000 \text{ KBE/m}^3 < \text{Konzentrationen} \leq 50.000 \text{ KBE/m}^3$ , weitergehende hygienische Maßnahmen sind zu ergreifen.
3.  $> 50.000 \text{ KBE/m}^3$ , weitergehende hygienische Maßnahmen sind zu ergreifen, und die organisatorischen sowie technischen Schutzmaßnahmen sind zu überprüfen und zu optimieren.

Die vorangegangenen Untersuchungen im Handsortierbereich haben gezeigt, daß die Pilzkonzentrationen zwischen  $10^4$  und  $10^5$  KBE pro Kubikmeter Luft schwanken.

Tabelle 5.2: Schichtmittelwerte gemessener Pilzkonzentrationen am Haus- und Gewerbemüllband

	Pilzkonzentrationen/m <sup>3</sup>			
	Januar	Mai	Juni	Oktober
<b>Hausmüllband</b>	52.600	182.200	50.189	23.566
<b>Gewerbemüllband</b>	129.600	52.333	30.323	65.533

Im arithmetischen Mittel lagen die Konzentrationen an Pilzen an beiden Sortierstraßen im Bereich von  $75.000/\text{m}^3$ . Aufgrund der Untersuchungen konnten Empfehlun-



gen für weitergehende hygienische, organisatorische sowie technische Maßnahmen empfohlen werden.

#### 5.4.4 Schwebstaub-Immissionen

Neben der Belastung durch Keime in der Atemluft sind die Arbeitnehmer in Sortieranlagen einer Staubemission ausgesetzt.

Stäube bestehen aus einem komplexen Gemisch vielfältiger Substanzen. Sie unterscheiden sich in Abhängigkeit vom Entstehungsort in ihrer Korngrößenverteilung, in ihrer Zusammensetzung, der ihnen anhaftenden chemischen Verbindungen sowie anderen Partikeln, wie unter anderem unterschiedliche Formen an Mikroorganismen. Mikroorganismen verfügen nicht über geeignete Mechanismen, um sich selbständig in der Luft zu bewegen. Sie sind adsorbiert an Staubteilchen und Flüssigkeitströpfchen oder bilden durch Agglomeration selbst partikuläre Formen aus. Aus dieser Warte heraus betrachtet sind für eine Expositionsbewertung die Keime von den Stäuben in der Atemluft nicht zu trennen, da Pilze und Bakterien bzw. deren vegetativen Formen (Sporen) die in der Atemluft befindlichen Aerosole als Transportmittel passiv nutzen.

Die schädigende Wirkung von Stäuben hängt zunächst davon ab, welche Mengenanteile in die Lunge gelangen und dort abgelagert werden. Beim Eintritt über die Atmung spielt der Durchmesser der eingeatmeten Teilchen eine entscheidende Rolle. Er hat Einfluß darauf, ob eine Aufnahme erfolgt, und bestimmt den Ort der Deposition. In Abbildung 5.10 ist der menschliche Atemtrakt dargestellt.

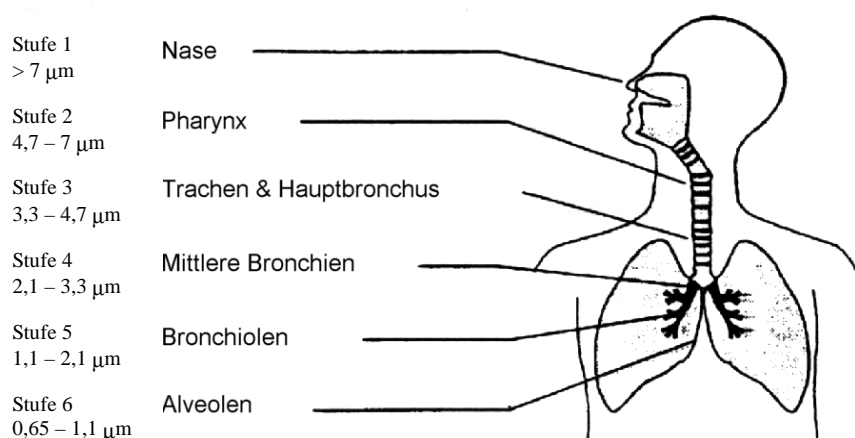


Abbildung 5.10: Menschlicher Atemtrakt mit Eindringtiefen von Partikeln nach Korngröße (zitiert nach [SCHMIDT 1994])

Große Partikel werden entweder gar nicht eingeatmet oder, falls sie in den oberen Atemtrakt gelangen, schnell wieder ausgeschieden. Feinere Staubteilchen können im Atemtrakt abgesetzt werden. Sie werden aber durch die Selbstreinigungsmechanismen der Lunge zumindest teilweise nach einiger Zeit wieder ausgeschieden. Die feinsten Staubanteile gelangen bis tief in die Lunge und werden dort in den Lungenbläschen abgelagert. Die Einteilung in einatembare, thorakale und alveolengängige Fraktion folgt dabei den in der EN 481 festgelegten Konventionen [DIN 1993]. Soll Staub wirkungsbezogen erfaßt werden, müssen die Staubanteile nach ihrer Größe gemessen werden, die beim Atmen in den menschlichen Atemtrakt gelangen und dort verbleiben. Im allgemeinen geht man davon aus, daß alle Partikel  $< 5 \mu\text{m}$  in die Lunge gelangen und alle Partikel  $> 5 \mu\text{m}$  im Nasen-Rachen-Raum abgeschieden werden. Die im Sortierbereich der MBRA Horm parallel zu den Keimkonzentrationen ermittelten Partikelzahlen für die Größenklassen  $< 5 \mu\text{m}$  sowie  $> 5 \mu\text{m}$  sind in der folgenden Tabelle dargestellt.

Tabelle 5.3: Partikelzahlen der Größenklassen  $< 5 \mu\text{m}$  sowie  $> 5 \mu\text{m}$  am Haus- und Gewerbemüllband

Meß- periode		Hausmüllband			Gewerbemüll		
		Partikel			Partikel		
		$< 5 \mu\text{m}$	$> 5 \mu\text{m}$	Summe	$< 5 \mu\text{m}$	$> 5 \mu\text{m}$	Summe
Jan. 98	Summe	2.906.042	52.292	2.958.334	2.336.850	72.405	2.409.255
	Mittel	13.643	246	13.889	16.934	525	17.459
	Minimum	4.038	55	4.093	8.521	198	8.719
	Maximum	108.322	2.492	110.814	45.901	1.417	47.318
Mai. 98	Summe	2.579.022	56.145	2.635.167	2.818.392	65.309	2.883.701
	Mittel	6.368	136	6.504	5.872	136	6.008
	Minimum	1.044	9	1.053	626	1	627
	Maximum	43.045	1.712	44.757	60.539	1.655	62.194
Jun. 98	Summe	1.105.041	17.475	1.122.516	4.255.882	99.773	4.355.655
	Mittel	2.606	41	2.647	8.478	199	8.677
	Minimum	940	7	947	1.401	5	1.406
	Maximum	12.978	1.109	14.087	55.514	2.804	58.318
Okt. 98	Summe	1.010.809	20.394	1.031.203	1.720.937	28.116	1.749.053
	Mittel	3.054	62	3.116	4.974	81	5.055
	Minimum	1.539	4	1.543	3.005	25	3.030
	Maximum	42.087	1.655	43.742	15.690	485	16.175

Die Analyse der Partikelzahlen in den unterschiedlichen Größenklassen zeigt deutlich, daß 98 % der Partikel lungengängig sind. Der Anteil der alveolengängigen Partikel lag hier zwischen 60 und 85 % und repräsentierten die Größenklasse  $< 2 \mu\text{m}$ . Partikel  $> 5 \mu\text{m}$  repräsentieren 2 % der Gesamtpartikel.

Die Anzahl der Staubpartikel lag im Schichtmittel am Hausmüllband zwischen 2.600 und 13.600 Partikel/m<sup>3</sup> bzw. am Gewerbemüllband zwischen 5.000 und 17.000 Partikel/m<sup>3</sup>. Es traten in den Meßintervallen Konzentrationsspitzen bis zu 108.000 Partikel/m<sup>3</sup> bzw. 61.000 Partikel/m<sup>3</sup> auf.

Die Unterschiede in der Staubbelastung zwischen Haus- und Gewerbemüllband waren nicht signifikant.

Die in Abbildung 5.11 wiedergegebenen Tagesganglinien zeigen beispielhaft für die Messungen vom 13./14.01.1998 die aufgetretenen Konzentrationsspitzen und verdeutlichen die bereits im Zusammenhang mit den Bakterienmessungen angesprochene Problematik der Aussagefähigkeit einzelner Kurzzeitmessungen bzw. die Wichtigkeit der Erfassung von Schichtmittelwerten.

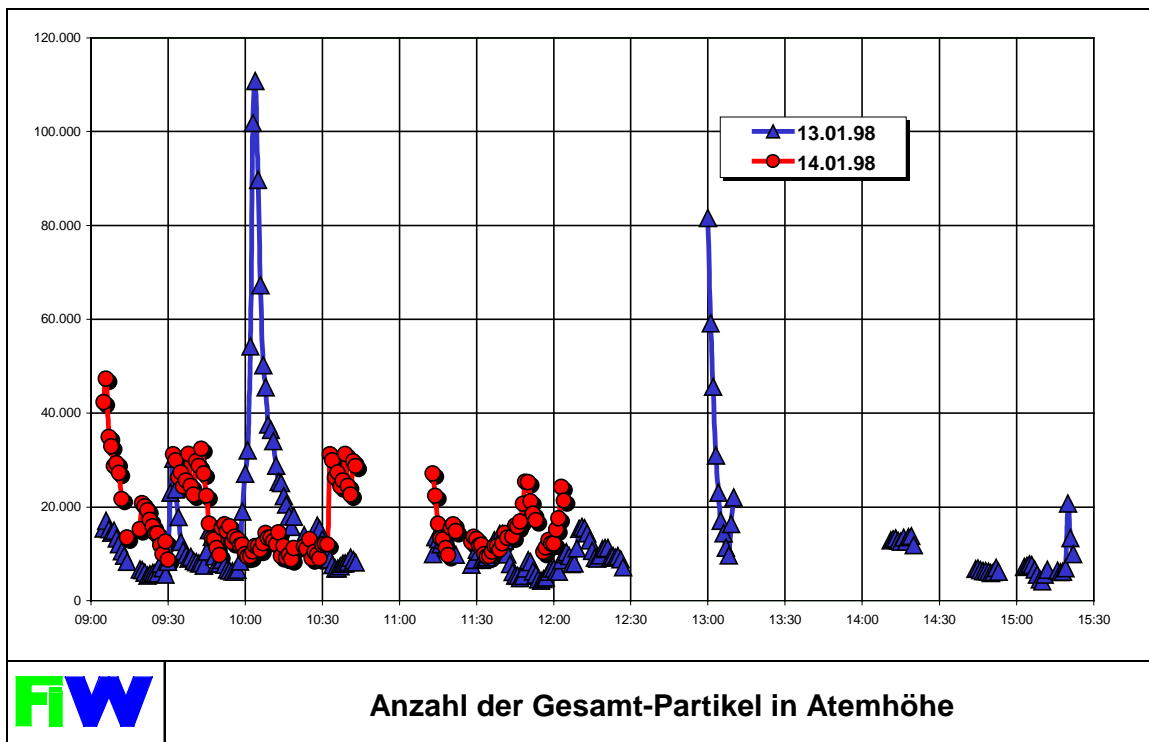


Abbildung 5.11: Anzahl der Gesamt-Staubpartikel im Atembereich

Ob eine Korrelation zwischen der vorhandenen Staub- bzw. Aerosolkonzentration und der Konzentration an luftgetragenen Keimen besteht, soll anhand der Meßwerte der nachfolgenden Tabelle erörtert werden. Hier sind die Partikel < 5 µm, welche überwiegend in die Lunge gelangen, sowie die Keime pro Kubikmeter Raumluft für den Bereich des Hausmüllbandes und des Gewerbemüllbandes aufgelistet.

Tabelle 5.4: Partikel- und Keimkonzentrationen des Haus- und Gewerbemüllbandes

Meßperiode	Hausmüllband		Gewerbemüllband	
	Schichtmittelwert		Schichtmittelwert	
	Partikel < 5 µm	KBE/m <sup>3</sup>	Partikel < 5 µm	KBE/m <sup>3</sup>
Jan. 1998	13.643	59.160	16.934	140.700
Mai 1998	6.368	189.330	5.872	60.183
Juni 1998	2.606	59.549	8.478	38.883
Okt. 1998	3.054	27.806	4.974	66.493

Der Vergleich beider Schichtmittelwerte läßt keine feste Verknüpfung zwischen den Staubpartikeln < 5 µm und den Keimzahlen zu, auch nicht dann, wenn man den Zeitfaktor, der für die Probesammlung anzusetzen ist, mit in die Betrachtung einbezieht.

Bezieht man nun

- die Dauer der Meßintervalle,
- die Größe der zu betrachtenden Partikel sowie
- den prozentualen Anteil der „Pilze“ an der Gesamtkeimzahl

mit ein, so erlauben die Meßergebnisse eine weitergehende Interpretation.

Die Dauer der Meßintervalle für Staubpartikel waren mit 1 Minute festgelegt, wohingegen die Meßintervalle für die Erfassung der Pilze 60 Minuten betragen.

Ein weiterer wesentlicher Aspekt ist die Größe der hier zu betrachtenden Partikel, wenn es um die Auswahl der relevanten Größenklassen geht. Sieht man einmal von Ausnahmen ab, so sind Bakterien 1 – 5 µm groß, die Ausbreitungsformen der Pilze messen 1 – 20 µm. Durch die Agglomeration eines Staubpartikels und eines Bakteriums bzw. einer Spore entstehen Partikel > 2 µm.

Berücksichtigt man, daß der Anteil der „Pilze“ an der Gesamtkeimzahl > 90 % beträgt, so müßte hier nicht der Schichtmittelwert der Keime in der Atemluft zum Ansatz kommen, sondern die Schichtmittelwerte für Pilze.

In Tabelle 5.5 ist der Schichtmittelwert der Partikel > 2 bis < 5 µm sowie der Schichtmittelwert für die Pilze/m<sup>3</sup> für das Haus- und Gewerbemüllband dargestellt. Um eine Vergleichbarkeit der Staub- und Pilzkonzentrationen zu erreichen, wurden die Staubkonzentrationen auf ein Meßintervall von einer Stunde rechnerisch durch die Einbeziehung eines Zeitfaktors angepaßt.

Tabelle 5.5: Vergleich der Schichtmittelwerte > 2 bis < 5 µm mit den Pilzkonzentrationen des Haus- und Gewerbemüllbandes

Meß- periode	Hausmüllband				Gewerbemüllband			
	Schicht- mittelwert Partikel/min > 2 bis < 5 µm	Zeit- faktor	Schicht- mittelwert Partikel/h > 2 bis < 5 µm	Pilze/m <sup>3</sup>	Schicht- mittelwert Partikel/h > 2 bis < 5 µm	Zeit- faktor	Schicht- mittelwert Partikel/h > 2 bis < 5 µm	Pilze/m <sup>3</sup>
01.98	2.542	60	152.520	52.600	3.649	60	218.940	129.600
05.98	1.450	60	87.000	182.200	1.473	60	88.380	52.333
06.98	504	60	30.240	50.189	2.012	60	120.720	30.323
10.98	548	60	32.880	23.566	810	60	48.600	63.533

Die hier aufgezeigte, z. T. sehr gute Übereinstimmung der Partikel mit den gefundenen Pilzzahlen, sowohl in den Einzelpositionen als auch im Mittel, ist auffallend.

Ob die Erfassung der Staubpartikelzahl als adäquate Methode zur indirekten Bestimmung der im Handsortierbereich auftretenden Keimzahlen dienen könnte, ist nicht mehr auszuschließen, müßte aber durch die Erhebung weiterer belastbarer Daten abgesichert werden. Hier besteht weiterer Forschungsbedarf.

Ist eine Korrelation möglich, ergibt sich als Vorteil gegenüber dem derzeitigen Stand, daß bei zukünftigen Untersuchungen und routinemäßigen Messungen durch die Aufsichtsbehörde oder im Rahmen der arbeitsmedizinischen Vorsorge auf die bewährte Meßgröße „Staubgehalt“ zurückgegriffen werden könnte.

Dieser Parameter ist nach genormten Verfahren mit standardisierten und genormten Meßgeräten nach EN 481 bestimmbar. Der technische und personelle Aufwand zur Durchführung einer Messung ist im Vergleich zur Bestimmung der Keimkonzentrationen gering. Darüber hinaus sind die Meßergebnisse vor Ort sofort verfügbar; sie stehen damit auch direkt zur Einstellung von z. B. lufttechnischen Anlagen als Stellgröße zur Verfügung.

Für die Messung von Partikelzahlen wird im Gegensatz zur Keimzahlbestimmung eine deutlich geringere Streuung der Meßwerte erwartet, außerdem besteht zur Überprüfung der Ergebnisse die Möglichkeit zur Durchführung von Ringuntersuchungen.

## 6 Zusammenfassung der wissenschaftlichen Ergebnisse

Innerhalb des BMBF-Verbundvorhabens „Mechanisch-biologische Behandlung von zu deponierenden Abfällen“ sollte herausgestellt werden, inwieweit kalte Vorbehandlungsverfahren das Deponieverhalten von mechanisch-biologisch vorbehandeltem Restmüll beeinflussen.

Das Forschungsinstitut für Wasser- und Abfallwirtschaft e.V. (FiW) bearbeitete in diesem Rahmen die Teilvorhaben

- Untersuchungen zum Rotte- und Emissionsverhalten von mechanisch-biologisch vorbehandeltem Restmüll durch Lysimeterversuche
- Untersuchungen der Keim- und Staubemissionen im Handsortierbereich der MBRA Horm.

Das Deponieverhalten von mechanisch vorbehandeltem und mechanisch-biologisch vorbehandeltem Abfall wurde an Lysimeterversuchen simuliert. Die Ergebnisse lassen erkennen, daß durch die mechanisch-biologische Behandlung des Abfalls

- eine CSB-Entfrachtung bezogen auf das Wasser-Feststoffverhältnis von ca. 70 % erfolgt,
- die kumulierte TOC-Fracht bezogen auf das Wasser-Feststoffverhältnis um ca. 50 % sinkt,
- die Entwicklung der  $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentrationen eine Reduktion von annähernd 80 % aufweist,
- die Gasproduktion um ca. 80 % fällt.

Vor allem durch die Reduzierung der CSB- und Stickstofffrachten im Sickerwasser sowie die um 80 % reduzierte Methanproduktion kann mit einer erheblichen Verkürzung der Nachsorgephase gerechnet werden.

Zusammenfassend kann festgestellt werden:

- Die mechanisch-biologische Restabfall-Vorbehandlung führt zu einer verbesserten biologischen Stabilität des einzubauenden Abfalls und damit zu einer wesentlichen Verkürzung der Nachsorgephase.
- Die Verfahrenstechnik der Großanlage wurde aufgrund der Forschungsergebnisse optimiert, ein weiterer Optimierungsbedarf konnte aufgezeigt werden.
- Nach Einführung der Optimierungen kann ein Gleichwertigkeitsnachweis für die Deponie Horm erbracht werden.

Neben den Lysimeteruntersuchungen wurden Staub- und Keimemissionsmessungen an verschiedenen Punkten der Lesebühne durchgeführt. Basierend auf den hier gewonnenen Ergebnissen sollte unter Beachtung der im Handsortierbereich getroffenen Vorkehrungen zur Keim- und Staubemissionsminderung eine Abschätzung des Gefahrenrisikos für die dort Beschäftigten erfolgen.

Die im Handsortierbereich durchgeführten Keimemissionsmessungen ergaben, daß die dort Beschäftigten im Vergleich zu anderen Arbeitsbereichen erhöhten Keimbela-stungen ausgesetzt sind. Der Vergleich der Werte zeigt, daß in der MBRA Horm im Hinblick auf die Keimexposition eine zu anderen Wertstoffsortieranlagen vergleichbare Situation vorliegt.

Die qualitative Bestimmung des Keimspektrums im Sortierbereich der MBRA ergab hohe Schwankungen im Artenspektrum der Pilze und im besonderen Maße für Bak-terien. Den größten Anteil der im Screening eindeutig bestimmten Bakterien hatten die Enterobacteriaceen, die Streptomyceten sowie die Coliformen. Den größten An-teil am Pilzspektrum hatte die Gruppe der Penicillien. Bei der Betrachtung einzelner Pilzarten ergaben sich für *Aspergillus fumigatus* die höchsten Werte. Die Differenzie-rung zeigt somit die Eignung von *A. fumigatus* als Leitkeim.

Die Staubmessungen erfolgten gleichzeitig mit den Keimemissionsmessungen. Die Analyse der Partikelzahlen in den unterschiedlichen Größenklassen zeigt, daß 95 % der Aerosole einatembar, 90 % thorakal- und 85 % alveolengängig sind. Es ist daher davon auszugehen, daß die ermittelte Belastung mit luftgetragenen Keimen zum überwiegenden Teil in den unteren Atemtrakt gelangt.

Des weiteren ergab die Korrelation der vorhandenen Staub- bzw. Aerosolkonzentra-tion der Partikelklasse  $> 2$  bis  $< 5$  Mikrometer und der Konzentration an luftgetrage-nen Pilzen eine signifikante Übereinstimmung.

Bei zukünftigen Untersuchungen und routinemäßigen Messungen durch die Auf-sichtsbehörde oder im Rahmen der arbeitsmedizinischen Vorsorge könnte demnach auf die bewährte Meßgröße „Staubgehalt“ zurückgegriffen werden.

Wir gehen davon aus, daß durch weitergehende Untersuchungen der aufgezeigte Zusammenhang zwischen den Staub- und Pilzkonzentrationen in der Atemluft Be-stätigung findet.

## 7 Literaturverzeichnis

- AMIN, M., LEPOM, P. (1995). Stoffgruppenanalyse zur Charakterisierung des biologisch abbaubaren Anteils der organischen Substanz in Müllproben. Müll&Abfall, Heft 4/95, S. 242-250.
- BG Chemie (1992). Sichere Biotechnologie - Eingruppierung biologischer Agenzien: Pilze. Merkblatt B 007 (ZH 1/347), Berufsgenossenschaft der chemischen Industrie.
- BIDLINGMAIER, W. (1990). Schwermetalle im Hausmüll. In: Stuttgarter Berichte zur Abfallwirtschaft, Bd. 42, 1990.
- BINNER, E. (1995). Inkubationsversuche zur Beurteilung der Reaktivität von Abfällen. In Waste Reports 2, „Arbeitsgespräch: Emissionsverhalten von Restmüll“, ABF-BOKU-Wien, 1995.
- DAMIEKI, R., KETTERN, J. (1994). Mechanisch-biologische Restabfallbehandlung (MBRA) im Kreis Düren, AbfallwirtschaftsJournal 6/94, S. 441-447.
- DIN 1993 DIN/EN 481, (1993). Festlegung der Teilchengrößenverteilung zur Messung luftgetragener Partikel; Arbeitsausschuß Gefahrstoffe/Arbeitsschutz im Deutschen Institut für Normung.
- DOEDENS, H. (1995). Verfahren der mechanisch-biologischen Restabfallbehandlung. In: Mechanisch-biologische Restabfallbehandlung: Perspektive für die Abfallwirtschaft? Symposium am 10.10.1995 in Bergheim und Horm, Tagungsband.
- DOEDENS, H. (1996A). Zukunft von mechanisch-biologischen Restabfallbehandlungsverfahren. In: Abwasser- und Abfallwirtschaft Umweltschutz vor neuen Aufgaben. ATV-Bundestagung BMBF-Statusseminar 14.-16. Oktober 1996 Congress Center Leipzig, 1996.
- DOEDENS, H. (1997). Anforderungen an Reststoffe aus der mechanisch-biologischen Vorbehandlung. In: Gallenkemper, B., Bidlingmaier, W., Doedens, H., Stegmann, R.: 5. Münsteraner Abfallwirtschaftstage, 27.01.-30.01.1997 in Münster, Bd. 10.
- EHRIG, H.-J. (1989). Sickerwasser aus Hausmülldeponien. In: Handbuch Müll- und Abfallbeseitigung, Loseblattsammlung, Lfg. 1/89, Kennziffer 4587, 1989.
- EWG 1990 (1990). Richtlinie des Rates über den Schutz der Arbeitnehmer gegen Gefährdung durch biologische Arbeitsstoffe bei der Arbeit vom 26. November 1990 (90/679/EWG), Amtsblatt der EG L374/1.



- EWG 1993 (1993). Richtlinie des Rates zur Änderung der Richtlinie 90/679/EWG über den Schutz der Arbeitnehmer gegen Gefährdung durch biologische Arbeitsstoffe bei der Arbeit vom 12. Oktober 1993 (93/88/EWG), Amtsblatt der EG L 268/73.
- FiW (1996). Untersuchungen zur Minderung von Keimemissionen in Wertstoffsor-tieranlagen; Abschlußbericht zum Forschungsvorhaben.
- FLEMMING, H.-C., FAULSTICH, M. (1995). Was geschieht bei der biologischen Abfall-behandlung? In: Faulstich, M., Kolb, R., Netter, E. (Hrsg.): Praxis der biologi-schen Abfallbehandlung. 18. Mülltechnisches Seminar, Berichte aus Wasser-güte- und Abfallwirtschaft, Technische Universität München, 1995, Heft 121.
- FRICKE, K., MÜLLER, W., TURK, M., TURK, T., WALLMANN, R. (1997A). Stand der Tech-nik der mechanisch-biologischen Restabfallbehandlung. In: BWK-Arbeitsgruppe „Restabfallbehandlung“, Bilitewski, B. und Stegmann, R. (Hrsg.): Mechanisch-biologische Verfahren zur stoffspezifischen Abfallbeseitigung. Beiheft zu Müll & Abfall, Heft 33, Mai 1997.
- FRITZ, P. ET AL. (1991). Rauchgasreinigung als integriertes Konzept bei Müllverbren-nungsanlagen. In: VGB-Kraftwerkstechnik, Heft 3, 1991.
- GALLENKEMPER, B. ET AL. (1994). Grundlagenuntersuchungen zur Beurteilung und Verbesserung der Umweltverträglichkeit von Müllverbrennungaschen. Labor für Abfallwirtschaft - Siedlungswasserwirtschaft - Umweltchemie, FH Münster, Endbericht an das Landesumweltamt NRW, Münster, 1994.
- GÖTTLICH, E. (1994). Emissionen von Pilzsporen in Müllverarbeitungsanlagen; 5. Ho-henheimer Seminar.
- GREINER, B. ET AL. (1983). Chemisch-physikalische Analyse von Hausmüll. In: UBA-Berichte 7/83, Forschungsbericht 10303502, Erich Schmidt Verlag, Berlin, 1983.
- HEERENKLAGE, J., HEYER, K.-U., LEIKAM, K., STEGMANN, R. (1994). Restmüllbehand-lung. Hamburger Berichte Bd. 8, Economica Verlag, Bonn, 1994.
- HEERENKLAGE, J., LEIKAM, K., STEGMANN, R. (1995). Möglichkeiten, Grenzen und Ziele der mechanisch-biologischen Restmüllbehandlung. In: Gallenkemper, B., Bidlingmaier, W., Doedens, H., Stegmann, R. (Hrsg.): 4. Münsteraner Abfall-wirtschaftstage, 16.01.-18.01.1995 in Münster, Bd. 8.
- HEYER, K.-U., STEGMANN, R. (1997). Einfluß unterschiedlicher Vorbehandlungsver-fahren auf die Gasbildung zukünftiger Deponien. In: Rettenberger, G., Steg-mann, R.: Deponiegasnutzung '97, Fachtagung, Erfahrungsaustausch 03.-04. März 1997 an der Fachhochschule Trier.
- HÖRING, K., BRINKMANN, U., HEIM, M., HELFER, A., EHRIG, H.-J. (1996). Anforderungen an und Bewertung von mechanisch-biologischen Behandlungsverfahren für die Ablagerung. In: BMBF-Verbundvorhaben: Mechanisch-biologische Behandlung

- von zu deponierenden Abfällen, Beiträge der 1. Tagung am 13./14. März 1996 in Potsdam.
- HÖRING, K., EHRIG, H.-J. (1997). Langfristige Emissionen aus Ablagerungen mechanisch-biologisch vorbehandelter Restabfälle. In: Gallenkemper, B., Bidlingmaier, W., Doedens, H., Stegmann, R. (Hrsg.): 5. Münsteraner Abfallwirtschaftstage, 27.01.-30.01.1997 in Münster, Bd. 10.
- HUND, K. (1996). Ökologische Tests. In: Protokoll des Treffens der Arbeitsgruppe „Qualitätssicherung“ des BMBF-Verbundvorhabens „Mechanisch-biologische Behandlung von zu deponierenden Abfällen“ am 21.10. 1996 in Potsdam.
- JAGER, J., KRUSE, H., LAHL, U., REINHARDT, T., ZESCHMAR-LAHL, B. (1997). Emissionen aus Mechanisch-biologischen Restabfallbehandlungsanlagen (MBA): Anorganische und organische Stoffe mit toxischem Wirkungspotential. Müll & Abfall, Heft 6/97, S. 333-341.
- KABBE, G., RÖHRS, S. (1995). Untersuchungen zur Deponierbarkeit von Reststoffen aus der Abfallaufbereitung. Schlußbericht zum Verbundvorhaben „Hausmüllsortierung“ des BMBF, 1995.
- KALLA (1997). Möglichkeiten der mechanisch-biologischen Restmüllaufbereitung nach dem U.T.G.-Konzept und deren Auswirkung auf eine nachgeschaltete thermische Behandlung; Zwischenbericht zum Teilvorhaben 2/4 im Verbundvorhaben „Mechanisch-biologische Behandlung von zu deponierenden Abfällen“.
- KROGMANN, U. (1994). Kompostierung, Grundlagen zur Einsammlung und Behandlung von Bioabfällen unterschiedlicher Zusammensetzung. Hamburger Berichte, Bd. 7, Economica Verlag, Bonn, 1994.
- LASI (1997). Leitlinien für den Arbeitsschutz in biologischen Abfallbehandlungsanlagen; Schriftenreihe des LASI Nr. 13.
- LECHNER, P., BIDLINGMAIER, W. (1996). Zeitprognose biologischer Umsetzungen. In: Nachsorge von Siedlungsabfalldeponien, 11. ZAF- Seminar 26.9.-27.9.1996.
- LEIKAM, K., STEGMANN, R. (1996). Stellenwert der mechanisch-biologischen Restabfallbehandlung. Abfallwirtschaftsjournal, Heft 9/96, S. 39-44.
- LEPOM, P., AMIN, M., HUND, K., KÖRDEL, W. (1995). Methoden zur Charakterisierung der organischen Substanz von mechanisch-biologisch vorbehandeltem Restmüll. In: Mechanisch-biologische Behandlung von Abfällen, Fachseminar Braunschweig, September 1995, Veröffentlichung des Zentrums für Abfallforschung der Technischen Universität Braunschweig, Heft 10.
- MUDRACK, K., KUNST, S. (1994). Biologie der Abwasserreinigung. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, 1994.

- NIENHAUS, U., POLEDNIK, I. (1997). Verringerung der Sickerwasserbelastung durch Abfallvorbehandlung. awt abwassertechnik, Heft 2/97, S. 12-15.
- N.N. (1994). Empfehlungen für den Arbeits- und Immissionsschutz bei Abfall-/Wertstoffsortieranlagen; Landesamt für Umweltschutz und Gewerbeaufsicht Rheinland-Pfalz.
- N.N. 1996A, (1996). TRBA 405 Anwendung von Meßverfahren für luftgetragene Biologische Arbeitsstoffe; BArbBl.
- N.N. 1996B, (1996). TRBA 430 Verfahren zur Bestimmung der Schimmelpilz/Hefekonzentrationen in der Luft am Arbeitsplatz; BArbBl.
- REIMANN, D.O. (1994). Menge, Beschaffenheit und Verwertmöglichkeit von MV-Schlacke - Gesamtübersicht, in: Entsorgung von Schlacken und sonstigen Reststoffen, Beiheft 31 zu Müll und Abfall, S. 30-37.
- RHEINHARDT, T., DACH, J., SCHWING, E. (1994). Grundlagen des Emissionspotentials der biologisch-mechanischen Behandlung von Restmüll und der anschließenden Deponierung. In: Umweltbeeinflussung durch biologische Abfallbehandlungsverfahren. 42. Darmstädter Seminar -Abfalltechnik- am 08. und 09. September 1994 in Berlin, Schriftenreihe WAR, Heft 81, 1994.
- RIEGER, A., BIDLINGMAIER, W. (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.
- SCHEELHASE, T., BIDLINGMAIER, W. (1997). Deponieverhalten von mechanisch-biologisch vorbehandelten Abfällen, In: Gallenkemper, B., Bidlingmaier, W., Doedens, H., Stegmann R. (Hrsg.): 5. Münsteraner Abfallwirtschaftstage, 27.01.-30.01.1997 in Münster, Bd. 10.
- SCHLEGEL, H.G. (1985). Allgemeine Mikrobiologie. 6. Auflage, Georg Thieme Verlag, Stuttgart, 1985.
- SOYEZ, K., VÖLKER, D. (1996). Status und Ziele des BMBF-Verbundvorhabens zur Mechanisch-Biologischen Vorbehandlung von Restabfall. In: Wiemer, K., Kern, M. (Hrsg.): Biologische Abfallbehandlung III - Kompostierung - Anaerobtechnik - Mechanisch-biologische Abfallbehandlung - Klärschlammverwertung. Reihe: Abfall-Wirtschaft - Neues aus Forschung und Praxis, M.I.C. Baeza-Verlag, Witzhausen, 1996.
- STALDER K. (1994). Infektions- und Allergisierungsmöglichkeiten durch Keimemissionen aus kommunalen Abfällen; 5. Hohenheimer Seminar.
- STENS, L. (1998). Untersuchungen mit Hilfe von Lysimetern zum Emissions- und Ablagerungsverhalten von mechanisch-biologisch behandeltem Restabfall. Diplomarbeit am Forschungsinstitut für Wasser- und Abfallwirtschaft an der RWTH Aachen.

- TABASARAN & PARTNER MBH (1995). Wirtschaftlichkeitsstudie für eine Biologisch-mechanische Vorschaltanlage in Kombination mit einer thermischen Restabfallbehandlungsanlage, im Auftrag der Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, Stuttgart, Juni 1995.
- TURK, M., WITTMAYER, M. (1995). Erhaltung der Funktionsfähigkeit von Deponieentwässerungssystemen: Abschlußbericht zum BMBF-Verbundvorhaben „Weiterentwicklung von Deponieabdichtungen“, FKZ 1440 569A5-16, veröff. Febr. 1995.
- TURK, M., COLLINS, H.-J., LECHNER, P., HEYER, K.-U., REGENER, D. (1997). Ablageverhalten thermisch behandelter Restabfälle. In: BWK-Arbeitsgruppe „Restabfallbehandlung“, Bilitewski, B. und Stegmann, R. (Hrsg.): Mechanisch-biologische Verfahren zur stoffspezifischen Abfallbeseitigung. Beiheft zu Müll & Abfall, Heft 33, Mai 1997.
- WEBER, B. (1993). Gas- und Wasserhaushalt von Deponien. Abfallwirtschaftsjournal, Heft 5/93 Nr.1, S. 29-33.
- WOLFFSON, C. (1985). Untersuchungen über den Einfluß der Hausmüllzusammensetzung auf die Sickerwasser- und Gasemissionen. In: Sickerwasser aus Mülldeponien, Veröffentlichung des Institutes für Siedlungswasserwirtschaft, Bd. 39, Braunschweig S. 119-146; 1985.
- WOLPERS, K., DANHAMER, H., DACH, J., JAGER, J. (1997). Zur Aussagekraft des Parameters TOC im Eluat und Sickerwasser vorbehandelter Siedlungsabfälle. Abfallwirtschaftsjournal, Heft 5/97, S. 17-20.
- ZACHÄUS, D. (1995). Grundlagen des aeroben Stoffwechsels. In: Thomé-Kozmiensky, K. (1995): Biologische Abfallbehandlung. EF-Verlag für Energie- und Umwelttechnik, Berlin, 1995.